РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

МАТЕРИАЛЫ III МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

г. Томск, 23–27 июня 2009 г.

STT

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ
ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE
ELEMENTS IN ENVIRONMENT

Federal Agency for Education
Tomsk Polytechnic University

Russian Academy of Sciences
Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, SB RAS
Geological Institute, SB RAS

Tomsk Oblast Administration
Department of Natural Resources and Environment Protection

Ministry of Education and Science of Republic of Kazakhstan
Semipalatinsk State Pedagogical University
JSC "Volkovgeologia" NAC "Kazatomprom"

RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENT

PROCEEDINGS OF III INTERNATIONAL CONFERENCE

Tomsk, June 23–27, 2009

Scientific & Technical Translations
STT
Tomsk 2009

Федеральное агентство по образованию РФ
Томский политехнический университет

Российская академия наук
Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН
Геологический институт СО РАН

Администрация Томской области
Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды

Министерство образования и науки Республики Казахстан
Семипалатинский государственный педагогический институт
ОАО "Волковгеология", НАК "Казатомпром"

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

МАТЕРИАЛЫ
III МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

г. Томск, 23–27 июня 2009 г.

Scientific & Technical Translations
STT
Томск 2009

УДК 550.42:546.7:504.05(063)
ББК (Г) 24.13
Р15

Издание осуществлено при частичной финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 09-05-06046-Г)

Р15 **Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека**. Материалы III Международной конференции, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – 758 с.

ISBN 5-93629-358-0

В сборнике докладов конференции обсуждаются актуальные проблемы, связанные с явлением радиоактивности, распространением естественных и техногенных радионуклидов в различных природных средах. Приводятся данные по радиоэкологическому состоянию отдельных территорий, методам анализа радионуклидов. Освещаются вопросы экономики и перспективы развития ядерной энергетики.

Сборник представляет интерес для геологов, геохимиков, биологов, медиков, экологов и других специалистов, интересующихся проблемами радиогеологии, радиоэкологии, развитием ядерной энергетики.

УДК 550.42:546.7:504.05(063)
ББК (Г) 24.13

Редакционная коллегия:

Л.П. Рихванов – док. геол.-мин. наук, профессор (главный редактор)
А.К. Мазуров – док. геол.-мин. наук, профессор
С.И. Арбузов – док. геол.-мин. наук, профессор
В.В. Ершов – канд. геол.-мин. наук (отв. редактор)
Е.Г. Язиков – док. геол.-мин. наук, профессор

Editorial Board:

L.P. Rikhvanov – Dr. geol.-mineral. sci., professor (Editor-in-Chief)
A.K. Mazurov – Dr. geol.-mineral. sci., professor
S.I. Arbuzov – Dr. geol.-mineral. sci., professor
V.V. Ershov – Csnd. geol.-mineral. sci. (Managing Eitor)
E.G. Yazikov – Dr. geol.-mineral. sci., professor

Рецензенты:

А.М. Адам – докт. тех. наук, профессор
А.В. Мананков – док. геол.-мин. наук, профессор
Н.Н. Ильинсков – док. биол. наук, профессор

Reviewers:

A.M. Adam – Dr. tech. sci., professor
A.V. Manankov – Dr. geol.-mineral. sci., professor
N.N. Ilyinskov – Dr. biol. sci., professor

ISBN 5-93629-358-0

© Томский политехнический университет, 2009
© Оригинал-макет. Оформление обложки. STT ™, 2009

СОДЕРЖАНИЕ

ВМЕСТО ПРЕДИСЛОВИЯ. Краткий очерк по истории изучения радиоактивности и радиоактивных элементов в России и Сибири
Л.П. Рихванов 19

INSTEAD OF FOREWORDS.Feature-story about the history of studying the radioactivity and radioactive elements in Russia and Siberia
L.P. Rikhvanov

Естественные радионуклиды в воде и донных отложениях р. Шу Южного Казахстана
Т.Б. Абишев, И.В. Матвеева, Б.М. Уралбеков, М.М. Буркитбаев 33

Natural radionuclides in water and the sediment sampled at Shu river of the South Kazakhstan
T.B. Abishev, I.V. Matveeva, B.M. Uralbekov, M.M. Burkitbayev

Исследование радиоактивного загрязнения окружающей среды методами низкофоновой гамма-спектрометрии и трекового анализа
В.А. Алексеев, В.Д. Горин, Л.Л. Кашкаров 36

Investigation of the radioactive pollution of the environment by the low-level gamma-spectrometry and nuclear track methods
V.A. Alexeev, V.D. Gorin, L.L. Kashkarov

Комплексный подход к оценке территориальной радиационной обстановки на основе определения основных радиоэкологических параметров окружающей среды, дозиметрического мониторинга и цитогенетического исследования лимфоцитов периферической крови
Н.Л. Алукер, В.Г. Дружинин, Н.В. Сорокина 40

A comprehensive approach to radiological assessment of the area based on determination of key radio-ecological parameters of the environment, a dosimetric monitoring, and a cytogenetic investigation of peripheral blood lymphocytes
N.L. Aluker, V.G. Druzhinin, N.V. Sorokina

Применение термолюминесцентной дозиметрии для поиска и контроля радиационно-экологической безопасности освоения месторождений горючих полезных ископаемых
Н.Л. Алукер, Я.М. Комарова, Н.В. Сорокина 44

Use of thermal-luminescence dosimetry for exploration and radio-ecological monitoring of fossil fuel deposits
N.L. Aluker, Y.M. Komarova, N.V. Sorokina

Определение параметров селективной сорбции одно- и двухвалентных катионов почвами и минеральными сорбентами с использованием радиоизотопов
В.С. Анисимов, К.В. Петров, Л.Н. Анисимова, А.Н. Ратников, С.В. Круглов, Д.В. Дикарев, И.В. Кочетков 47

Determination of mono- and bivalent cations selective sorption parameters of soils and minerals using radioactive indicators
V.S. Anisimov, K.V. Petrov, L.N. Anisimova, A.N. Ratnikov, S.V. Kruglov, D.V. Dikarev, I.V. Kochetkov

Исследование кинетики корневого поглощения катионов Co(II), Zn и Ni из растворов с использованием радиоактивных изотопов
Л.Н. Анисимова, В.С. Анисимов, С.В. Круглов 51

The study of Co(II), Zn(II) and Ni root uptake kinetics from solutions with use of radioactive tracers
L.N. Anisimova, V.S. Anisimov, S.V. Kruglov

Биологический эффект различных видов ионизирующих излучений
О.Н. Антосюк, Л.В Крысова, К.А. Давиденко, Н.А. Марвин, А.М. Марвин 55

The biological effect of the different ionizing radiation mode
O.N. Antosyuk, L.V. Krysowa, K.A. Davidenko, N.A. Marvin, A.M. Marvin

Геохимия урана и тория в углях Северной Азии
С.И. Арбузов 59

Geochemistry of radioactive elements in coals of the Northern Asia
S.I. Arbuzov

Экологические последствия мирных подземных ядерных взрывов в Якутии
С.Ю. Артамонова, Л.И. Разворотнева, Л.Г. Бондарева, Н.О. Кожевников, Е.Ю. Антонов, П.И. Собакин, С.Н. Олесов 66

Ecological Consequences of peaceful underground nuclear explosions in Yakutia
S.Yu. Artamonova, L.I. Razvorotneva, L.G. Bondareva, N.O. Kozhevnikov, E.Yu. Antonov, P.I. Sobakin, S.N. Olesov 66

Результаты исследования радиоактивности в эпицентрах подземных промышленных ядерных взрывов в Архангельской области
А.В. Баженов, Г.П. Киселев, И.М. Киселева, В.В. Кряучюнас 69

The results of the radioactivity study at the underground industrial nuclear explosions epicenters in the Arkhangelsk region
A.V. Bazhenov, G.P. Kiselev, I.M. Kiseleva, V.V. Kryauchyunas 69

Об актинидах в живом веществе
Н.В. Барановская 73

About actinides in living substance
N.V. Baranovskaya 73

Изотопно-почвенный метод и его модификации при поисках уранового оруденения
А.Е. Бахур, А.В. Стародубов, Д.М. Зуев, А.В. Гулынин, Т.М. Овсянникова, Л.И. Мануилова 82

Isotopic-soil method and its modifications for uranium prospecting
A. Bakhur, A. Starodubov, D. Zuev, A. Gulynin, T. Ovsyannikova, L. Manuilova 82

Радиоэкологические проблемы Казахстана
Б.Р. Берикболов, П.Г. Каюков 85

Radioecological issues of Kazakhstan
B.R. Berikbolov, P.G. Kayukov 85

Опыт применения комбинированной терапии артериальной гипертонии в лечении населения, подвергшегося радиационному воздействию
Г.Н. Билялова, Г.К. Ажмуратова, Б.В. Галич, А.Г. Абдикаримова 89

Experience of using combined therapy of arterial hypertension for treatment of population exposed to radiation
G.N. Bilyalova, G.K. Azhmuratova, B.V. Galich, A.G. Abdykarimova 89

Определение радиолитической стойкости алюмо-силикатных матриц, предназначенных для инкорпорирования РАО
А.Е. Богуславский, В.П. Ковалев, Т.А. Бульбак 92

Determination of radiolytic rigidity of aluminum silicate matrixes intended for incorporation of RAW
A.E. Boguslavskiy, V.P. Kovalev, T.A. Bulbak 92

Сравнительный анализ радиоактивного загрязнения реки Енисей и Обь-Иртышской речной системы
А.Я. Болсуновский, А.В. Трапезников 95

Comparative analysis of radioactive contamination of the Yenisei river and the Ob-Irtysh river system
A. Bolsunovsky, A. Trapeznikov 95

Водный абиогенный массоперенос техногенных радионуклидов на примере реки Енисей
Л.Г. Бондарева, А.Я. Болсуновский 98

The aquatic abiotic mass transfer of the artificial radionuclides using the Yenisei river like example
L.G. Bondareva, A.Ya. Bolsunovsky 98

Георадиоэкология Обь-Иртышского бассейна
В.И. Булатов 102

Georadioecology of the Ob/Irtysh river basin
V.I. Bulatov 102

Особенности формирования поля нейтронного излучения отработавшего керамического ядерного топлива: реакции на легких ядрах
А.Н. Валяев, П.М. Гаврилов, И.В. Шаманин 106

Particular qualities of the process of neutron radiation field of discharged ceramic nuclear fuel formation: reactions on the light nuclei
A.N. Valyaev, P.M. Gavrilov, I.V. Shamanin 106

Прогноз доз облучения населения в связи с реализацией ФЦП по интенсивному развитию атомного энергопромышленного комплекса России и Сибирского региона до 2020 года
А.Н. Валяев, А.Л. Крылов, В.Н. Семенов, Д.В. Никольский 109

Prediction of irradiation doses for population under implementation of Russian Federal Program: "Development of Russian atomic energy industrial complex and Siberian region till 2020 year"
A.N. Valyaev, A.L. Krylov, V.N. Semenov, D.V. Nikolski 109

Принцип электронейтральности применительно к альфа-распаду
М.А. Волкова 111

Principle of electric neutrality for alpha decay
M.A. Volkova 111

Поиски и прогноз магматогенных месторождений Приамурья с использованием аэрогеофизических методов
Т.В. Володькова 115

Prospecting and prediction of magmatogenic deposits of priamurye by aerogeophysical methods
T.V. Volodkova 115

Уран и торий в углях Итатского месторождения Канско-Ачинского бассейна
А.В. Волостнов, С.И. Арбузов 120

Uranium and thorium in coals of the Itatsky deposit of Kansko-Achinsk basin
A.V. Volostnov, S.I. Arbuzov 120

Влияние состава озерных донных осадков на содержание естественных и искусственных радионуклидов. Байкальский экорегион
Ю.С. Восель, В.Д. Страховенко ..... 124 ..... *Yu.S. Vosel, V.D. Strakhovenko*

Influence of the bottom lake precipitation on the content of the natural and artificial radio-nuclides. Baikal region

К проблеме оценки погрешностей при проведении радиационно-экологического мониторинга почв
В.А. Габлин, А.И. Логинова, В.С. Лакаев, Л.Ф. Вербова, Ю.Н. Митронова ..... 128 ..... *V.A. Gablin, A.I. Loghinova, V.S. Lakayev, L.F. Verbova, J.N. Mitronova*

On uncertainty assessment in radioecological monitoring of soils

Анализ частоты стабильных аберраций хромосом, выявленных методом FISH в отдаленный пострадиационный период у ликвидаторов последствий аварии на ЧАЭС
Е.В. Голуб, А.В. Севанькаев, Г.Ф. Михайлова ..... 132 ..... *E.V. Golub, A.V. Sevankaev, G.F. Mikchaylova*

The analysis of frequency stable chromosome aberrations revealed by FISH in remote post-radiation period in liquidators of consequences of Chernobyl accident

Оценка потенциальной опасности воздействия радиоэкологического фактора для управления природопользованием в субъектах Российской Федерации
Е.И. Голубева, К.В. Долотов, Е.Ю. Успенская ..... 135 ..... *E.I. Golubeva, K.V. Dolotov, E.Y. Uspenskaya*

Assessment of the potential dangerous of influence of radioactivity for environment management

О геохимии радионуклидов уранового и ториевого рядов в неядерном комплексе хозяйственной деятельности
С.М. Гращенко ..... 138 ..... *S.M. Grashchenko*

About geochemistry of the radionuclides of uranium and thorium series in non nuclear branch of production

Индикаторная роль урана, тория и РЗЭ при разделении гранитоидов Баргузинского и Зазинского комплексов
В.И. Гребенщикова, Д.А. Носков, Н.С. Герасимов ..... 141 ..... *V.I. Grebenschikova, D.A. Noskov, N.S. Gerasimov*

Indicator role of uranium, thorium and REE in classification of granitoids of the Barguzin and Zazinsky complexes

Анализ результатов эманационных измерений
В.В. Гудзенко ..... 145 ..... *V. Gudzenko*

Emanation measurements results analysis

К оценке загрязнения ландшафтов продуктами деления по их накоплению биотой
В.В. Гудзенко, Т.А. Голикова, Г.И. Гудзенко ..... 149 ..... *V.V. Gudzenko, T.A. Golikova, G.I. Gudzenko*

Landscapes' contamination assay of the fission products accumulated by biota

Прогноз миграции жидких радиоактивных отходов при глубинном захоронении на полигоне "Северный"
В.И. Гунин ..... 153 ..... *V.I. Gunin*

The forecast to migration fluid nuclear waste under deep zahoronenii on firing range "North"

Накопление радионуклидов и тяжелых металлов грибами в лесах Красноярского края
Д.В. Дементьев, А.Я. Болсуновский ..... 158 ..... *D.V. Dementyev, A.Ya. Bolsunovsky*

Accumulation of radionuclides and heavy metals by mushrooms in the forests of the Krasnoyarskii Krai

Уран и торий в ткани щитовидной железы жителей Томской области
О.А. Денисова, Н.В. Барановская, Г.Э. Черногорюк, Е.В. Калянов ..... 161 ..... *O.A. Denisova, N.V. Baranovskaya, G.E. Chernogoryuk, E.V. Kalyanov*

Uranium and thorium in tireoid gland tissues of people of Tomsk Region

О возможности формирования эпигенитического оруденения на юге Омской области (по результатам ГДП-200, 2009)
Ж.А. Доля, Г.М. Шор ..... 164 ..... *Z.A. Dolja, G.M. Shor*

About possibility of formation epigenitichesky оруденения in the south of the Omsk Region

Урановые отходы и проблемы радиационной безопасности в Кыргызской Республике
Б.М. Дженбаев, Б.Т. Жолболдуев ..... 164 ..... *B.M. Dzhenbaev, B.T. Zholbolduev*

Uranium waste and problems of radiating safety in the Kyrgyz Republic

Радиогидрогеохимическое районирование юга Красноярского края и Республики Хакасия
В.А. Домаренко ..... 167 ..... *V.A. Domarenko*

Radiohydrogeochemical territorial zoning of the South of Krasnoyarsk region and Khakass Republic

Радиоактивное загрязнение почв Прикаспия
С.Н. Досбергенов ..... 171 ..... *S.N. Dosbergenov*

Radioactive pollution soil the Caspi region

Бериллий-7 в атмосферных осадках и растениях Архангельской области
С.В. Дружинин, Г.П. Киселев ..... 174 ..... *S.V. Druzhinin, G.P. Kiselyov*

Berylliu-7 in atmospheric precipitation and plants of the Arkhangelsk region

Оценка риска прорыва горных озер с использованием естественных уран-изотопных индикаторов *С.А. Ерохин, Т.В. Тузова*	178	Estimation of the risk of btakethrough of mountin lakes applying the natural Uranium-isotop indicators *S.A. Erohin, T.V. Tuzova*
Становление, развитие и применение радиографических методов анализа в науках о Земле *С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, Л.П. Рихванов*	180	The formation, development and application of radiographical methods in geology *S.M. Zhmodik, A.G. Mironov, L.P. Rikhvanov*
Радиоактивные элементы в почвах урбанизированных территорий *Л.В. Жорняк, Е.Г. Язиков*	184	Radioactive elements in soils of the urbanized territories *L.V. Zhornyak, E.G. Yazikov*
Влияние возраста и пола на содержание урана в реберной кости у здоровых резидентов незагрязненной территории *В. Зайчик, В. Карадашев, С. Зайчик*	189	The Effect of Age and Gender on the Uranium Content in Rib Bone of Healthy Residents of Uncontaminated Territory *V. Zaichick, V. Karandashev, S. Zaichick*
Изучение динамики поступления радионуклидов в окружающую среду на основе f-радиографического анализа годичных колец деревьев *Ю.Л. Замятина, Т.А. Архангельская*	192	Dynamics entry of radionuclides in the environment on the basis of annual rings of trees radiography results *Yu.L. Zamyatina, T.A. Arkhangelskaya*
Поведение радионуклидов в глубинных хранилищах жидких РАО *Е.В. Захарова, Н.И. Родыгина, А.Г. Волкова, А.А. Зубков, В.В. Данилов*	197	Radionuclide behavior in deep underground liquid radioactive waste repositories *E.V. Zakharova, N.I. Rodygina, A.G. Volkova, A.A. Zubkov, V.V. Danilov*
Распределение урана и трансурановых элементов в биомассе водного растения Elodea canadensis *Т.А. Зотина, А.Я. Болсуновский*	200	Distribution of Uranium and Transuranium elements in the biomass of aquatic plant Elodea canadensis *T.A. Zotina, A.Ya. Bolsunovsky*
Радиологический мониторинг в ТОО “МАЭК-Казатомпром” *А.И. Иванов, А.Г. Газизов, Р.В. Рыжкова*	203	Radiological monitoring in LLP “MAEK – KAZATOMPROM” *A.I. Ivanov, A.G. Gazizov, R.V. Ryzhkova*
Использование отработавших урановых рудников при реабилитации земель, загрязненных радионуклидами в результате деятельности объектов уранодобывающей промышленности *А.И. Иванов, И.Л. Яковлев*	207	Use of the fulfilled uranium mines at rehabilitation of the earths polluted by radionuclides as a result of activity of uranium mining objects of the industry *A.I. Ivanov, I.L. Yakovlev*
Геохимия U и Th в донных отложений непроточных водоемов и озер юга Томской области *А.Ю. Иванов*	209	Geochemistry of U and Th in the lake sediments of the south of Tomsk region *A.Yu. Ivanov*
Изучение поведения ^{60}Co и ^{137}Cs в пойме реки Енисей *С.А. Иванов*	212	Study of ^{60}Co and ^{137}Cs Behavior in the River Yenisey Floodplain *S.A. Ivanov*
Естественные радиоактивные элементы в органах и тканях человека *Т.Н. Игнатова, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов*	214	Natural radioactive elements in human organs and TISSUES *T.N. Ignatova, N.V. Baranovskaja, L.P. Rikhvanov*
Моделирование физических и химических процессов, происходящих при взаимодействии гексафторида урана с атмосферным воздухом *А.С. Ильин, В.А. Поддубный*	220	Simulation of physical and chemical processes initiated by Uranium Hexafluoride – air interaction *A.S. Ilyin, V.A. Poddubny*
Последствия лечение радоном у больных остеоартрозом *Н.Н. Ильинских, Е.Н. Ильинских, И.Н. Ильинских, Е.Ю. Ударцев*	224	Radon-based therapy in patients with osteoarthrosis *N.N. Ilyinskikh, E.N. Ilyinskikh, I.N. Ilyinskikh, E.Yu. Udartsev*
Геохимическая характеристика болотных вод на территории Западно-Сибирской равнины и Горного Алтая *Л.И. Инишева, М.В. Шурова, О.А. Голубина, Л.А. Изерская*	227	Geo-chemical characteristics of stagnant water on the territory of the Western Siberia and Gorny Altai *L.I. Inisheva, M.V. Shurova, O.A. Golubina, L.A. Izerskaya*

Оценка уровней накопления ^{137}Cs рыбами-ихтиофагами водоемов левобережной поймы р. Припять (зона отчуждения Чернобыльской АЭС) — The estimation of levels of accumulation ^{137}Cs in fishes-ichthyophages of water bodies on the left-bank flood plain of the Prypiat' river (the Chornobyl' NPP exclusion zone)
А.Е. Каглян, Д.И. Гудков, В.Г. Кленус, З.О. Широкая, А.Б. Назаров, В.В. Беляев, В.А. Ткаченко ... 229 ... *A.E. Kaglyan, D.I. Gudkov, V.G. Klenus, Z.O. Shyroka, A.B. Nazarov, V.V. Belyaev, V.A. Tkachenko*

Размещение отходов добычи урана на территории Центральной Азии — Accommodation of waste products of extraction uranium in territory of the Central Asia
А.Ф. Кадырходжаев, В.П. Купченко ... 232 ... *A.F. Kadyrhodzhaev, V.P. Kupchenko*

Альфа-спектральные определения изотопов плутония в донных осадках морской окраины дельты р. Северная Двина — Alpha-spectral of definition of isotopes of plutonium in bottom sediment of sea territory of delta r. Northern Dvina
А.Н. Казакова, Г.П. Киселев ... 235 ... *A.N. Kazakova, G.P. Kiselyov*

Комплексная экогенетическая и медико-эпидемиологическая оценка уровня воздействия факторов уранового производства на население Северного Казахстана — The complex ecogenetical and medico-epidemiological estimation of the level influence factors uranium industry on population of the Northern Kazakhstan
А.А. Какабаев, Р.И. Берсимбаев, Б.У. Утебаева ... 238 ... *A.A. Kakabayev, R.I. Bersimbayev, B.U. Utebayeba*

Радон в подземных водах в период сейсмической активизации в Алтае-Саянском регионе (на примере Республики Алтай) — Radon in underground water in the period of seismic activization in the Atai-Sayan region
В.Е. Кац, С.С. Драчев ... 241 ... *V.E. Kaz, S.S. Drachev*

Зарядовый состав тяжелых (Z>23) ядер космических лучей по данным трекового анализа кристаллов оливина из метеоритов и их вклад в суммарную дозу облучения вещества в космическом пространстве — Charge composition of the heavy (Z>23) cosmic ray nuclei determined by the track analysis of the meteorite olivine crystals and their contribution to the total exposure dose of matter in the cosmic environment
Л.Л. Кашкаров, Н.Г. Полухина, А.В. Багуля, М.С. Владимиров, Л.А. Гончарова, А.И. Ивлиев, Г.В. Калинина, Н.С. Коновалова, Н.М. Окатьева, А.С. Русецкий, Н.И. Старков ... 246 ... *L.L. Kashkarov, N.G. Polukhina, A.V. Bagulya, M.S. Vladimirov, L.A. Goncharova, A.I. Ivliev, G.V. Kalinina, N.S. Konovalova, N.M. Okateva, A.S. Roussetski, N.I. Starkov*

Содержание урана в водной среде и донных отложениях рек ряда районов Северного Вьетнама — Content of Uranium in water and bottom depositions in rivers of a number of regions of the North Vietnam
Л.Л. Кашкаров, А.И. Ивлиев, Г.В. Калинина, Н.Ч. Минь ... 250 ... *L.L. Kashkarov, A.I. Ivliev, G.V. Kalinina, N.Ch. Minh*

Радиоэкологическая оценка площадей, насыщенных природными радиоактивными объектами — Radioecological estimation of areas enriched with natural radioactive objects
П.Г. Каюков, Г.Ф. Ефремов ... 254 ... *P.G. Kayukov, G.F. Yefremov*

Взаимодействие подземных и поверхностных континентальных вод с морской водой Белого моря по уран-изотопным данным — Interaction of underground and superficial continental waters with sea water of the White sea from uranium-isotope data
Г.П. Киселев, С.Б. Зыков ... 259 ... *G.P. Kiselev, S.B. Zhykov*

Радиоактивность водосборного бассейна Белого моря и его донных осадков — Radioactivity of the White sea basin and its ground deposits
И.М. Киселева, Г.П. Киселев ... 261 ... *I.M. Kiseleva, G.P. Kiselev*

Радиоактивное загрязнение территории Ухтинского радиевого промысла (1931–1956 гг.) — Radioactive contamination of area of Ukhta radium manufacture (1931–1956)
А.И. Кичигин ... 265 ... *A.I. Kichigin*

Радиационное воздействие природных и техногенных источников на окружающую природную среду и население Украины — Radiation impact of natural and technogenic sources on the environment and population in Ukraine
Г.Д. Коваленко ... 269 ... *G.D. Kovalenko*

Применение инструментального нейтронно-активационного анализа как метода мониторинга состава микрообъектов, в том числе "горячих" частиц — Application of neutron activation analysis as a method of monitoring of composition of microobjects including "hot" particles
Г.М. Колесов, А.Ю. Люль ... 273 ... *G.M. Kolesov, A.Yu. Lyul*

Человечество и ядерная энергия: социокультурное соосмысление (аннотация-анонс: контуры философско-политологической проблемы) *Е.В. Комлева* ..... 278 ..... Humankind and nuclear energy: socio-cultural co-reflexion *E.V. Komleva*

Духовно-гуманитарное обрамление идеи "Ядерной ОПЕК" *Е.В. Комлева* ..... 280 ..... Spiritual and humanitarian setting the idea of "Nuclear OPEC" *E.V. Komleva*

Ядерный Мурманск и Русская Православная Церковь: возможная международная перспектива *Е.В. Комлева* ..... 284 ..... Nuclear Murmansk and Russian Orthodox Church: possible international perspectives *E. Komleva*

Создание ГИС "Брянск-Йод" для изучения природных и техногенных йодных биогеохимических провинций *Е.М. Коробова, В.Ю. Березкин, Н.В. Корсакова, Л.В. Кригман, А.И. Кувылин, Е.И. Чесалова* ..... 287 ..... Creation of GIS "Bryansk-Iodine" for spatial analysis of the natural and technogenic iodine biogeochemical provinces *E.M. Korobova, V.Yu. Berezkin, N.V. Korsakova, L.V. Krigman, A.I. Kouvyline, A.I. Chesalova*

Радиоцезий и радиостронций в системе "аллювиальная почва – ризосфера прибрежно-водных растений" *М.Ю. Кропачева, А.В. Чугуевский, И.В. Макарова, М.С. Мельгунов* ..... 293 ..... Radiocesium and radiostrontium in "alluvial soil – riverside plants rhizosphere" system *M.Y. Kropacheva, A.V. Chuguevsky, I.V. Makarova, M.S. Melgunov*

Изменение радиоактивности территорий под воздействием техногенеза на примере города Архангельска *В.В. Кряучюнас, И.М. Киселева, Г.П. Киселев* ..... 296 ..... Territorial radioactivity changes under the man-caused factors in Arhangelsk city as an example *V.V. Kryauchyunas, I.M. Kiseleva, G.P. Kiselev*

Петрофизические критерии выбора гранитоидов для изоляции РАО *Л.И. Кузив* ..... 299 ..... Petrophysical criteria of a choice the granitoids for isolation of the radioactive waste *L.I. Kuziv*

Распределение урана и тория в некоторых почвах Иркутской области *П.В. Кузнецов, В.А. Гребенщикова* ..... 302 ..... distribition of uranium and thorium in some soils of Irkutsk Region *P.V. Kuznetsov, V.A. Grebenschikova*

Аэрогамма-спектрометрические исследования как метод изучения радиоактивности поверхности и его практическая реализация *Ф.Д. Лазарев, В.В. Ромашко, П.В. Мельников, Г.В. Шнейдер* ..... 306 ..... Aerogamma-spectrometric studies as a method of study of surface radioactivity and its practical realization *F.D. Lazarev, V.V. Romashko, P.V. Melnikov, G.V. Shneider*

Перераспределение радионуклидов между микробным матом и травертином Гаргинского горячего источника *Е.В. Лазарева, С.М. Жмодик, М.С. Мельгунов, И.В. Петрова, А.В. Брянская, Д.Д. Бархутова, О.П. Пестунова* ..... 312 ..... Redistribution of radioactive nuclides between the Garga hot spring microbial mat and travertine *E.V. Lazareva, S.M. Zhmodik, M.S. Melgunov, I.P. Petrova, A.V. Bryanskaya, D.D. Barkhutova, O.P. Pestunova*

Применение сорбентов на основе нетканного полипропилена для очистки ЖРО *В.В. Лазарчук, Г.П. Хандорин, В.Г. Балахонов, В.В. Тинин, Л.А. Григорьева* ..... 317 ..... Application of sorbates on the base of non-woven poly-propylene for cleaning the liquid radioactive waste *V.V. Lazarchuk, G.P. Khandorin, V.G. Balakhonov, V.V. Tinin, L.A. Grigoryeva*

Аккумуляция и миграция долгоживущих радионуклидов в донных отложениях озер дальней зоны ВУРСа *С.Г. Левина, В.В. Дерягин, Л.Ф. Мухаметшина* ..... 320 ..... Accumulation and migration of long-lived radionuclides in bottom sediments of the lakes located in the peripheral part of EURT *S.G. Levina, V.V. Deryagin, L.F. Mukhametshina*

Пространственное варьирование и сопряженность загрязнения почвы ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru в лесном биогеоценозе вблизи Чернобыльской АЭС *Д.Н. Липатов* ..... 322 ..... Spatial variability and correlation of ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru contamination from Chernobyl in forest soil *D.N. Lipatov*

Содержание естественных радионуклидов в почвах сельскохозяйственных угодий России *М.И. Лунёв, П.М. Орлов* ..... 325 ..... The maintenance of natural radionuclides in soils of agricultural grounds of Russia *M.I. Lunev, P.M. Orlov*

Радионуклиды в водных средах района Игналинской АЭС *Й. Мажейка, Ж. Скуратович* ..... 328 ..... Radionuclides in the aquatic environment of the Ignalina NPP *J. Mazeika, Z. Skuratovic*

Th/U отношение в почвах юга Западной Сибири
И.Н. Маликова, В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов ..... 332 ..... Th/U ratio in soils of the South-West Siberia
I.N. Malikova, V.D. Strahovenko, B.L. Shcherbov

Гидрогенное перераспределение урана в осадочном чехле Мезенской синеклизы
А.И. Малов, Г.П. Киселев, С.Б. Зыков ..... 337 ..... Hydrogenic uranium redistribution in the sedimentary cover of the Mezen syneclise
A.I. Malov, G.P. Kiselev, S.B. Zikov

О радиационной безопасности питьевых и минеральных вод Архангельской области
А.И. Малов ..... 339 ..... Radioaktivity dangerous to consumption drinking and mineral waters of the Arkhangelsk region
A.I. Malov

Репродуктивная функция млекопитающих в радиоэкологическом мониторинге: оценка и прогноз
В.П. Мамина ..... 342 ..... Reproductive function of mammals in radioecological monitoring: assessment and the forecast
V.P. Mamina

Радиогеохимическая характеристика углей Монголии
В.С. Машенькин, С.И. Арбузов, А.Ф. Судыко ..... 345 ..... Radio-geochemical characteristic of Mongolian coals
V.S. Mashenkin, S.I. Arbuzov, A.F. Sudyko

Радиационное воздействие Семипалатинского ядерного полигона на Южную Сибирь (опыт многолетних исследований по Восточной и Средней Сибири и сопоставление результатов с материалами по Западной Сибири)
В.И. Медведев, Л.Г. Коршунов, Б.П. Черняго, В.В. Коваленко, Н.И. Маторова, А.Н. Карчевский, Л.П. Осипова, М.П. Кельман ..... 348 ..... Radiation influence of the semipalatinsk nuclear testing ground on South Siberia (experience of long term studies in east and middle siberia and comparison of the results with materials on Western Siberia)
V.I. Medvedev, L.G. Korshunov, B.P. Chernyago, V.V. Kovalenko, N.I. Matorova, A.N. Karchevsky, L.P. Osipova, M.P. Kelman

Активные частицы в аллювиальных почвах реки Енисей (ближняя зона влияния Красноярского ГХК)
М.С. Мельгунов, Ф.В. Сухоруков, А.В. Чугуевский ..... 355 ..... Active particles in alluvial soils of the Yenisei river (the near-field zone of influence of the KMCPP)
M.S. Melgunov, F.V. Sukhorukov, A.V. Chuguevskii

Состояние проблемы реконструкции доз облучения на территориях, подвергшихся радиоактивному воздействию вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне
Н.А. Мешков ..... 359 ..... State of the problem of reconstruction of radiation dozes on the territories under radioactive influence due to nuclear testing at Semipalatinsk proving ground
N.A. Meshkov

Закономерности размещения уранового оруденения и принципы геолого-экономической оценки минерально-сырьевого потенциала недр Монголии
Ю.Б. Миронов ..... 365 ..... Features of the uranium mineralization localization and principles of the economic-geological evaluation of the uranium potential of Mongolia
Yu.B. Mironov

Радиоэкологический мониторинг в зоне влияния Белоярской атомной станции на Урале
И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская ..... 369 ..... Radioecological monitoring in the zone of operating Beloyarskaya nuclear power plant in the Urals
I.V. Molchanova, E.N. Karavaeva, L.N. Mikchailovskaya

Диалектика фундаментально-технологического знания как основа формирования инновационного мышления выпускников
А.Д. Московченко ..... 373 ..... The dialectics of fundamental-technological knowledge as a basis of graduates' innovative mind formation
A.D. Moskovchenko

Подготовка специалистов в области урановой геологии на базе международного научно-образовательного центра кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета
Ф.К. Мурашов, Е.Г. Язиков, С.И. Арбузов, Л.П. Рихванов, А.К. Мазуров ..... 375 ..... Training the specialists in the field of uranium geology on the base of International scientific and educational Center at sub-faculty of geo-ecology and geo-chemistry at Tomsk state university
F.K. Murashov, E.G. Yazikov, S.I. Arbuzov, L.P. Rikhvanov, A.K. Mazurov

Радиоэкологический мониторинг Северного Таджикистана
Х. Муртазаев, Б. Бобоев ..... 380 ..... Radioecological monitoring of the Northern Tajikistan
Kh. Murtazaev, B. Boboev

Радиационная ситуация вокруг радиоактивных хвостохранилищ Табошара (Таджикистан)
Х. Муртазаев, Б. Бобоев ..... 382 ..... Radiation situation around radioactive tails of Taboshar (Tadjikistan)
Kh. Murtazaev, B. Boboev

Радиоэкология Прибайкальского национального парка (оз. Байкал) *А.А. Мясников*	385	Radio-ecology of national park Pribaykalskii *A.A. Myasnikov*
Радиационная обстановка Забайкальского национального парка (оз. Байкал) *А.А. Мясников, А.Д. Абалаков, И.С. Ломоносов, Л.С. Новикова, Е.Д. Овдин*	389	The radiation situation in the Zabaikalsky national park (Lake Baikal) *A.A. Myasnikov, A.D. Abalakov, I.S. Lomonosov, L.S. Novikova, and E.D. Ovdin*
Радиационно-геохимическая характеристика почв, донных илов и промысловых рыб региона озера Байкал *А.А. Мясников, Л.В. Малевич, А.Д. Абалаков, Л.С. Новикова, Е.Д. Овдин, А.С. Пирогов*	392	A radiation-geochemical characteristic of soils, bed silts and commercial fish in the Lake Baikal region *A.A. Myasnikov, I.V. Malevich, A.D. Abalakov, L.S. Novikova, E.D. Ovdin, A.S. Pirogov*
Результаты радиоэкологических исследований территории подземного ядерного взрыва "РИФТ-3" и оценка риска для здоровья населения Осинского района Иркутской области *А.А. Мясников, В.В. Долгих, А.Г. Черкашина*	395	The results of the radioecological examinations monitoring of the territory where the underground nuclear explosion "RIFT-3" took place and risk assessment for the population's health of Osinsky territory in Irkutsk region *A.A. Miasnikov, V.V. Dolgikh, A.G. Cherkashina*
Ураноносность и радиационно-экологическая обстановка территории юга Восточной Сибири *А.А. Мясников, Д.А. Самович, А.А. Кокарев, Л.П. Гаврилов*	398	Uranonosnosti and radiation-ecological situation of the territory of the south East Siberia *A.A. Myasnikov, D.A. Samovich, A.A. Kokarev, L.P. Gavrilov*
Развитие радиогеологии в России *Г.Б. Наумов*	403	Development of Radio-Geology in Russia *G.B. Naumov*
Содержание и формы нахождения радионуклидов в коллоидном веществе подземных вод Карачаевского ареала загрязнения *А.П. Новиков, Т.А. Горяченкова, С.Н. Калмыков, И.Е. Казинская, К.В. Барсукова, Е.А. Лавринович, Е.В. Кузовкина, В.В. Ткачев, Б.Ф. Мясоедов*	409	Content and forms of occurrens of radionuclides in colloid matter ground water zone disposed of Karachay Lake *A.P. Novikov, T.A. Goryachenkova, C.N. Kalmykov, I.E. Kazinskay, K.V. Barsykova, E.A. Lavrinovich, E.V. Kyzovkina, V.V. Tkachev, B.F. Myasoedov*
Радиоактивные элементы в протерозойских коллизионных и внутриплитных гранитоидах *А.Д. Ножкин*	413	Radioactive elements in Proterozoic collisional and intraplate granitoids *A.D. Nozhkin*
Радиогидрохимические особенности подземных вод глубоких горизонтов юго-восточной части Западно-Сибирского мегабассейна *А.Ю. Озерский*	420	Radiological and hydrochemical features of deep aquifers ground waters within south western part of the Western Siberian megabasin *A.Yu. Ozerskiy*
Метаболические механизмы устойчивости мелких млекопитающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС) *Н.А. Орехова, Л.Н. Расина*	425	The metabolic mechanismes radioresistance of the small mammals at territory of East Ural Radioactive Trace (EURT) *N.A. Orehova, L.N. Rasina*
Характеристики процессов образования и атмосферного переноса радиоактивных продуктов ветровой эрозии почв на загрязненных радиоактивными выпадениями территориях *А.Ю. Осинцев, М.С. Панин*	429	Characteristics for formation processes and atmospheric transfer of radioactive products of wind soil erosion at the contaminated areas with radioactive fallouts *A.Yu. Ossintsev, M.S. Panin*
Радиоэкологический мониторинг подземных вод месторождения угля "Каражыра" (Семипалатинский испытательный полигон) *М.С. Панин, Е.Н. Артамонова*	432	Radioecological monitoring of underground waters of the Karazhyra coal deposit (Semipalatinsk tests site) *M.S. Panin, E.N. Artamonova*
Радиационный мониторинг уранового хвостохранилища Кошкарата *В.А. Пасысаев, П.Г. Каюков, И.А. Шишков*	436	Radiation monitoring of uranium tailing pond Koshkarata *V.A. Pasysaev, P.G. Kayukov, I.A. Shishkov*
Дозиметрические свойства природного кварца и возможности его использования для определения возраста четвертичных отложений *А.В. Перевалов, В.С. Шейнкман, В.П. Лютоев, А.Б. Цыденов*	440	Dosimetric properties of natural quarts and possibility of his use for dating of Quarternary sediments *A.V. Perevalov, V.S. Sheinkman, V.P. lutoev, A.B. Tsydenov*

Радон в поверхностных и подземных водах Забайкалья: условия и закономерности растворения
А.М. Плюснин, Н.Е. Астахов, Е.Г. Перязева 444

Radon in surface and underground water of Transbaikalia: conditions and peculiarities of solution
A.M. Plyusnin, N.E. Astakhov, E.G. Peryazeva

Ураноносность гидротермально-метасоматических образований
Е.В. Плющев 448

Uranium-Bearing of Hydrothermal Metasomatic Minerals, Rocks and Formations
E.V. Plyushchev

Особенности миграции урана и тория в мерзлотных ландшафтах
Т.М. Побережная 453

Peculiarity of uranium and thorium migrations in frozen landscapes
T.M. Poberezhnaya

Пути адаптации растительных популяций к токсическому загрязнению среды
В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова, В.С. Безель 456

Ways of adaptation of plant populations to toxic pollution of the environment
V.N. Pozolotina, E.V. Antonova, V.S. Bezel

Естественнонаучная модель атома
В.И. Поляков 460

The atom's natural model
V.I. Polyakov

Биогенез – первопричина формирования месторождений химических элементов
В.И. Поляков 465

The biogenesis is the first reason of formation the deposits of chemical elements
V.I. Polyakov

Формирование очага повышенного содержания углерода-14 и поступление его к человеку в местах действия постоянного локального источника выброса
Р.П. Пономарева, М.Я. Чеботина 468

Formation of the center of an increased ^{14}C content, and ^{14}C entry into human beings in areas affected by a constant local discharge source
R.P. Ponomareva, M.Ya. Chebotina

Радиоактивное загрязнение снеговых выпадений в зоне влияния ТЭЦ
Ю.П. Попов 471

Radioactive pollution of snow at zone of influence of thermo-electric power station
Yu.P. Popov

Благороднометалльное оруденение в гидротермальных урановых месторождениях Центральной Азии
А.А. Поцелуев, Л.П. Рихванов 474

Precious metals mineralization in hydro-thermal Uranium deposits of the Central Asia
A.A. Potseluev, L.P. Rikhvanov

Радон-222 в воздухе подвалов и почвенных газах гг. Архангельска и Северодвинска
А.В. Пучков, Г.П. Киселев, В.В. Кряучунас 480

Radon-222 in the air of basements and ground gases of Arkhangelsk and Severodvinsk
A.V. Puchkov, G.P. Kiselev, V.V. Kryuchunas

Методы экобезопасной геоконсервации жидких радиоактивных отходов
Л.И. Разворотнева, С.Ю. Артамонова 484

Methods of the ecologically safe geoconservation of liquid radioactive wastes
L.I. Razvorotneva, S.Yu. Artamonova

Модели и методы реконструкции полей радиоактивного загрязнения территорий
В.Ф. Рапута 487

Models and methods for radioactive contamination fields reconstruction
V.F. Raputa

Радиоактивность как фундаментальное свойство материи и ее использование в науках о Земле
Л.П. Рихванов 490

The radioactivity as a fundamental property of a matery and their using in the science of the Earth
L.P. Rikhvanov

Радиогеохимические особенности онгонитов Монголии
Л.П. Рихванов, С.И. Арбузов, Ульзий 494

Radiogeochemical features of Mongolian ongonits
L.P. Rikhvanov, S.I. Arbuzov, Batulzy

Радиоэкологическая ситуация на территории населенных пунктов Республики Алтай
Ю.В. Робертус, Р.В. Любимов, В.Е. Кац, И.П. Обухов 499

Radioecological situation on the territory of populated points of the Republic Altai
U.V. Robertus, R.V. Lubimov, V.E. Kac, I.P. Obuhov

Основные тенденции размещения урановой минерализации в переходной от гор к равнине области Западной Сибири
Н.А. Росляков, Ю.А. Калинин, Г.М. Шор 502

To main tendencies of uranium mineralization distribution of transitional zone from mountains to plain in the West Siberi
N.A. Roslyakov, Y.A. Kalinin, G.M. Shor

Предпосылки формирования и особенности локализации редкометалльного оруденения пластово-инфильтрационного типа в отложениях осадочного чехла на примере Амантай-Кызылкакской впадины Центрально-Кызылкумской ураново-рудной провинции *И.Б. Рубинов*	506	Forming premiseses and particularity of localizations of the stratal-infiltration type's rare metal ore in the sedimentary cover rocks on example of the Amantay-Kyzylkak trough of the Central-Kyzylkum uranium-ore province *I.B. Rubinov*
Природные и антропогенные радиоактивные элементы в окружающей среде Сибири и Дальнего Востока: информационное сопровождение проблемы *В.В. Рыкова*	509	Natural and anthropogenic radioactive elements in environment of siberia and the Far East: information support of the problem *V.V. Rykova*
Радиоактивность каменных углей и продуктов их сгорания на некоторых ТЭЦ Иркутской области *О.В. Садовская, А.В. Синицкая*	512	Radio-activity of coals and products of their combustion on some thermal power stations of Irkutsk area *O.V. Sadovskaya, A.V. Sinitskaya*
Биологическая эффективность различных методов контроля радиации и расчет дозы облучения *Ж.А. Свамбаев*	514	Biological efficiency of various methods of the radiating control over calculation of dozes of an irradiation *Z.A. Svambaev*
Радиационно-токсикологическая опасность активного ила, полученного из отходов нефти микробиологическим синтезом *Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, С.Т. Тусупбекова, Г.А. Султанбеков, А.С. Свамбаев*	516	Radiating toxicological danger of active silt received from waste products of oil microbiological synthesis *Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, S.T. Tusupbekova, G.A. Sultanbekov, A.S. Svambaev*
Биологическая оценка, контроль источников и факторов радиационно-токсикологической опасности при добыче урана *Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, Г.А. Султанбеков, А.С. Свамбаев*	518	Biological estimation, the control of sources and factors of radiating toxicological danger at extraction of uranium *Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, G.A. Sultanbekov, A.S. Svambaev*
Энергетическая стратегия Томской области: насколько точны прогноз и решение строить атомную станцию? *С.В. Симак, А.В. Торопов, В.А. Чупров*	520	Energy strategy of Tomsk province: if the forcast and nuclear power plant correct decisions? *S.V. Simak, A.V. Toropov, V.A. Chuprov*
Создание карт радиационной обстановки города Ангарска Иркутской области *В.В. Синицкий, Б.П. Черняго, С.Н. Мироненко*	528	The creation of radiation situation maps of the city of Angarsk, Irkutsk area *V.V. Sinitsky, B.P. Chernyago, S.N. Mironenko*
Радиоэкологические исследования в районе проведения аварийных подземных ядерных взрывов "Кратон-3" И "Кристалл" *П.И. Собакин, И.В. Молчанова*	532	Radioecolog study in area of breakdown undeground und explosion "Kraton" and "Kristall" *P.I. Sobakin1, I.V. Molchanova2*
Радиоэкологическая обстановка на обьектах геолого-разведочных работ на уран в Якутии *П.И. Собакин, А.П. Чевычелов*	536	Radioecological situation in the unit of geological uranium survey in Yakutia *P.I. Sobakin, A.P. Chevychelov*
Глобальное загрязнение ^{137}Cs на территории Якутии *П.И. Собакин, В.Е. Ушницкий, Е.С. Захаров*	539	Global pollution by ^{137}Cs on the Yakutia territory *P.I. Sobakin, V.E. Ushnitsky, E.S. Zakharov*
К вопросу о формировании радиогеохимических и геохимических аномалий над месторождениями нефти и газа *И.С. Соболев*	543	To the question at forming of radiogeochemical and geochemica anomalies over oil and gas fields *I.S. Sobolev*
Индивидуальная изменчивость депонирования остеотропных веществ: актуальность проблемы *В.И. Стариченко*	547	Individual variability of deposition of osteotropic substances: the urgency of problems *V.I. Starichenko*
Закономерности миграции и трансформации форм нахождения техногенных радионуклидов в типичных ландшафтах загрязненной части Брянской области *А.В. Стародубов*	552	Radionuclide migration and forms trans formation mechanisms in typical landscapes of contaminated territory in Bryansk region *A.V. Starodubov*

Сравнительный анализ распределения естественных и искусственных радионуклидов в озерных экосистемах различных регионов Сибири
В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов, И.Н. Маликова ..... 556 ..... *V.D. Strahovenko, B.L. Schcerbov, I.N. Malikova*

Comparative characteristics of natural and artificial radionuclides distribution in the lake's ecosystem of Siberia areas

Радиационная обстановка на территории сосновых боров Прииртышья
Ю.Г. Стрильчук, М.С. Панин, В.В. Каширский, А.А. Жадыранова ..... 562 ..... *V.V. Kashirskiy, A.A. Zhadyranova*

Radiation situation at Priirtyshie pine forests area
Yu.G. Strilchuk, M.S. Panin,

Радиоактивное загрязнение поверхностных и подземных вод на Семипалатинском полигоне
С.Б. Субботин, С.Н. Лукашенко, А.О. Айдарханов, М.С. Панин ..... 566 ..... *S.B. Subbotin, S.N. Lukashenko, A.O. Aidarkhanov, M.S. Panin*

Radioactive pollution of the surface and underground water at Semipalatinsk proving ground

Современное содержание и распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в супераквальной почве озер дальней зоны ВУРСа (на примере оз. Шаблиш)
А.А. Сутягин, С.Г. Левина, Г.Г. Корман ..... 571 ..... *A.A. Sutyagin, S.G. Levina, G.G. Korman*

Present content and distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in super-aqual soil of lakes located at distant zone of the Western Ural Radioactive Trace (example of Shabish lake)

Гамма-излучающие радионуклиды в почвах и донных осадках поймы нижнего течения реки Томь
Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, А.В. Чугуевский ..... 573 ..... *F.V. Sukhorukov, M.S. Melgunov, A.V. Chuguevskii*

Gamma-emitting radionuclides in soils and bottom sediments of the floodplain of the downstream of the river Tom'

Каскадные геохимические системы неогеновых палеодолин витимского плоскогорья и формирование урановых месторождений (Забайкалье)
Т.Т. Тайсаев ..... 581 ..... *T.T. Taisaev*

Cascade geo-chemical systems of Neogene paleo-valleys at Vitim plateau and formation of Uranium deposits (Transbaikalia)

Модели демографического поведения мигрантов с территории ВУРСа и их потомков
Г.В. Талалаева ..... 584 ..... *G.V. Talalaeva*

Демографические behaviour models in migrants from radioactive area of Ural and their descendants

Радиогеохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории г. Томска и его окрестностей
А.В. Таловская, Е.Г. Язиков ..... 588 ..... *A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov*

Radio-geo-chemical characteristics of precipitations on the territory of Tomsk-town and its environs

Изучение процесса образования экзогенных инфильтрационных месторождений урана с помощью математического моделирования
Т.С. Теровская, А.Д. Истомин, А.Г. Кеслер, М.Д. Носков ..... 593 ..... *T.S. Terovskaya, A.D. Istomin, A.G. Kesler, M.D. Noskov*

Studying the process of formation of exogenous infiltering deposition of Uranium by mathematical simulation

Структура врожденных пороков развития детей по зонам города Майлуу-Суу
Р.М. Тойчуев, Э.Т. Тостоков, Ж.А. Мадыкова ..... 595 ..... *R.M. Toichuev, E.T. Tostokov, Zh.A. Madykova*

The structure of children congenital malformations according to the areas of the town of Mailuu-Suu

Сезонные колебания рождения детей с врожденными пороками развития по городу Майлуу-Суу
Р.М. Тойчуев, Э.Т. Тостоков ..... 598 ..... *R.M. Toichuev, E.T. Tostokov*

Seasonal fluctuations of children congenital malformations in the town of Mailuu-Suu

Влияние загрязнения окружающей среды отходами ураносодержащих руд на частоту эндемического зоба у детей
Г.Р. Тойчуева ..... 600 ..... *G.R. Toichueva*

The effect of contamination of the environment by uranium-containing ore wastes on the incidence of children endemic goiter

Социально-экономические, экологические и политические аспекты планируемого строительства Северской АЭС
А.В. Торопов ..... 602 ..... *A.V. Toropov*

Social, economic, ecological and political aspects of the planned building of Seversk nuclear power station

Предварительные результаты изучения безопасности природопользования на реке Томи в зоне влияния СХК после остановки промышленных плутониевых реакторов
А.В. Торопов ..... 605 ..... *A.V. Toropov*

Preliminary results of studying the safety of nature managing at the Tom-river within the zone of influence of Siberian Chemical Plant after stopping the industrial plutonium reactors

Радиоэкологические исследования Уральского региона *А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Н. Трапезникова*	608	Radioecological investigations in the Urals region *A.V. Trapeznikov, I.V. Molchanova, E.N. Karavaeva, V.N. Trapeznikova*
Воздушный перенос ряда долгоживущих радионуклидов с объектов ядерного топливного цикла Челябинской области на территорию Свердловской области *А.В. Трапезников, А.В. Коржавин, В.Н. Трапезникова, В.Н. Николкин*	612	The series of long-lived radionuclides aerial carrying from fuel cycle objects of the Chelyabinsk region to Sverdlovsk region territory *A.V. Trapeznikov, A.V. Korzhavin, V.N. Trapeznikova, V.N. Nickolkin*
Клинические и биохимические особенности острого отравления организма растворами, содержащими уран *С.Т. Тусупбекова, Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, Г.А. Султанбеков, Г.Б. Бахмагамбетова, А.С. Свамбаев, С.К. Кауашев*	615	Clinical and biochemical features of a sharp poisoning of an organism solutions containing uranium *S.T. Tusupbekova, Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, G.A. Sultanbekov, G.B. Bahmagambetova, A.S. Svambaev, S.K. Kauashev*
Влияние токсической дозы урана на содержания ретинола в печени *С.Т. Тусупбекова, Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, Г.А. Султанбеков, А.С. Свамбаев*	617	Influence of a toxic doze of uranium on maintenances retinolum in a liver *S.T. Tusupbekova, Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, G.A. Sultanbekov, A.S. Svambaev*
Отработанное ядерное топливо как перспективный объект для извлечения металлов платиновой группы *Т.В. Усманова*	619	The fulfilled nuclear fuel as perspective object for extraction of metals of platinum group *T.V. Usmanova*
Изучение динамики форм нахождения ^{65}Zn, ^{60}Co, ^{137}Cs в почвах и накопления их проростками ячменя *Р.А. Фригидов, В.С. Анисимов, Л.М. Фригидова*	622	The study of ^{65}Zn, ^{60}Co, ^{137}Cs soil forms dynamics and bioavailability in different soils *R.A. Frigidov, V.S. Anisimov, L.M. Frigidova*
О хранилищах радиоактивных веществ в Центральной Азии *И.Б. Хаджамбердиев, Р.Р. Тухватшин, Н.Ш. Мамбетов*	626	About radioactive tailings in Central Asia *I.B. Hadjamberdiev, R.R. Tukhvatshin, N.Sh. Mambetov*
Определение микроколичества Sr и Cs в пищевых продуктах *С. Ходжиев, Х. Муртазаев*	627	Determination of the microquantity of Sr and Cs in food products *S. Khodjiev, Kh. Murtazaev*
Адаптация растений в условиях радиационного загрязнения *Е.П. Храмова*	629	Adaptation of plants in conditions of radioactive contamination *E.P. Khramova*
Экологическая оценка загрязнения агроэкосистем тяжелыми металлами в черноземной зоне Северного Казахстана *А.Т. Хусаинов, К.Х. Сейдалина, Р.Т. Кушумбаева*	633	Ecological estimation of pollution of eco-systems by heavy metals in chernozem zone of the Northern Kazakhstan *A.T. Khusainov, K.H. Seidalina, R.T. Kushumbaeva*
Мониторинг пляжной зоны южного берега озера Иссык-Куль *В.П. Чарский*	634	Monitoring of beach zone at the Southern shore of Issyk-Kul lake *V.P. Charsky*
Тритий в водных системах зоны Производственного объединения "Маяк" *М.Я. Чеботина, О.А. Николин, А.И. Смагин*	638	Tritium in water systems in the "Mayak" enterprise zone *M.Ya. Chebotina, O.A. Nikolin, A.I. Smagin*
Прогнозирование доз облучения населения на основе данных о фактическом содержании ^{90}Sr и ^{137}Cs в рационе и организме жителей *М.Я. Чеботина, Л.М. Щербакова*	643	Prognosising of doses of an irradiation of the population on the basis of data about the actual content ^{90}Sr and ^{137}Cs in a diet and an organism of inhabitants *M.Y. Chebotina, L.M. Sherbakova*
Оценка облучения населения от различных источников загрязнения альфа-активными нуклидами *М.Я. Чеботина, Л.М. Щербакова*	646	Estimation of an irradiation of the population from various sources of pollution alpha active radionuclides *M.Y. Chebotina, L.M. Sherbakova*

Методика прогнозирования доз облучения от Pu на основе данных о фактическом содержании нуклида в воздухе и организме жителей
М.Я. Чеботина, Л.М. Щербакова ..... 649 ..... *M.Y. Chebotina, L.M. Sherbakova*

Technique of prognozing of doses of an irradiation from Pu on the basis of data about the actual content radionuclide in air and an organism of inhabitants

Основные прогнозные критерии обнаружения уранового оруденения гидрогенного типа Западно-Сибирского региона
Е.М. Чернев ..... 652 ..... *E.M. Chernev*

The basic prospective criterion of discovery uranium ore hydrogenious type of the west Siberian region

Радиационная обстановка и риски на территории Иркутской области по результатам исследований Иркутского филиала ФГУП "РосРАО"
Б.П. Черняго, В.В. Синицкий, С.Н. Мироненко ..... 655 ..... *B.P. Chernyago, V.V. Sinitsky, S.N. Mironenko*

Estimation of radiation situation and risks in Irkutsk area territory on results of Irkutsk branch of "RosRAO" researchings

"Горячие" частицы реки Енисей: радиоизотопный состав, структура, поведение в естественных условиях
А.В. Чугуевский, Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова, А.Т. Титов ..... 658 ..... *A.V. Chuguevskii, F.V. Sukhorukov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova, A.T. Titov*

"Hot" particles of the Yenisei river: radioisotope composition, structure, behaviour in natural conditions

Повышение радиационной стойкости материалов комплексными модификаторами из отходов промышленности
С.М. Шарипов, Б.К. Шайлятов, Ж.Б. Бекпергенова .... 666 ..... *S.M. Sharipov, B.K. Shailatov, Z.B. Bekpergenova*

increase of radiating firmness of materials by complex modifiers from an industry waste

Комплекс аналитических методов при изучении радиоэкологической обстановки Республики Казахстан
И.А. Шишков, Т.Я. Чеснокова, А.Е. Бахур ..... 669 ..... *I.A. Shishkov, T.Y. Chesnokova, A.E. Bakhur*

Complex of analytical methods by studying radioecological situation in Republic of Kazakhstan

Распределение урана и тория в почвенно-растительном покрове лесных биогеосистем юга Иркутской области
С.Г. Швецов ..... 673 ..... *S.G. Shvetsov*

Uranium and thorium distribution in soil-plant cover of forest biogeosystems on the southern Irkutsk region

К проблеме количественного определения эмиссии искусственных радионуклидов при лесных пожарах
Б.Л. Щербов ..... 676 ..... *B.L. Schebrov*

About the problem of quantitative estimation of emission of artificial radio-nuclides under forest fire

Последствия Чернобыльской катастрофы для населения и природы спустя 22 года – мета-анализ
А.В. Яблоков ..... 680 ..... *A.V. Yablokov*

The consequences of the Chernobyl catastrophe for people and nature in 22 year after (meta-analysis)

U-238 (Ra), Th-232, K-40 и Cs-137 в почвах геохимических ландшафтов Северо-Восточного Алтая
С.Н. Балыкин, А.В. Пузанов ..... 682 ..... *S.N. Balykin, A.V. Puzanov*

U-238 (Ra), Th-232, K-40 and Cs-137 in soils of geochemical landscapes of Nouth-East Altai

Радиоэкологические исследования биогидроценозов Чернобыльской зоны отчуждения в 1997–2008 гг.
Д.И. Гудков, С.И. Киреев, А.Б. Назаров, Н.Л. Шевцова, Е.В. Дзюбенко, В.Г. Кленус, А.Е. Каглян ..... 686 ..... *D.I. Gudkov, S.I. Kireev, A.B. Nazarov, N.L. Shevtsova, E.V. Dzyubenko, V.G. Klenus, A.Ye. Kaglyan*

Radioecological studies of biohydrocenose of the Chernobyl exclusion zone in 1997–2008

Естественная и искусственная радиоактивность почв высокогорных ландшафтов Северо-Западного Алтая
И.А. Егорова, А.В. Салтыков ..... 690 ..... *I.A. Egorova, A.V. Saltykov*

Natural and artificial radioactive mountain soils of North-West Altai

Радиационный контроль в зоне наблюдения Томского исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т
В.М. Левицкий ..... 693 ..... *V.M. Levitsky*

Radiation control in controled zone Tomsk reseach nuclear reactor IRT-T

Радиоактивные элементы в природных средах урбанизированных территорий со сложной техногенной нагрузкой юга Западной Сибири
Е.Г. Язиков ..... 695 ..... *E.G. Yazikov*

Radioactive elements in environments of the urbanized territories with difficult technogenic loading of the south of Western Siberia

Гауссовское приближение в гамма-лучевой спектральной декомпозиции
Чен Фу, Нанпинг Ванг ..... 701 ..... Gaussian fitting in gamma-ray spectral decomposition
Chen Fu, Nanping Wang

Математическая модель радиоактивных элементов в среде обитания человека
Ал. Двиведи, Р.К. Исаак, Ав. Двиведи, А.Дж. Гатеа, М.Д. Джасим ..... 705 ..... Mathematical model for radioactive elements in human environment
Al. Dwivedi, R.K. Isaac, Av. Dwivedi, A.J. Gatea, M.D. Jasim

Особенности распространения ^{90}Sr в гидро-эко-системах
И. Гудильене, Д. Маркиулиониене, О. Джефанова ..... 709 ..... Peculiarities of ^{90}Sr distribution in hydroecosystem
I. Gudeliene, D. Marciulioniene, O. Jefanova

Возможность поиска месторождений РЗЭ и нерадиоактивных элементов с помощью радиоактивных элементов
А. Каривай, П. Зузаан ..... 712 ..... Possibility of search of deposits РЗЭ and not radioactive elements by means of radioactive elements
A. Karivaj, P. Zuzaan

Распределение активности ^{137}Sc и ^{239,240}Pu в поверхностной почве рекреационной зоны
Б. Люксиене, Р. Моркуниене, Р. Друтеикиене, Р. Гвоздаите, А. Гиргздис ..... 714 ..... Distribution of ^{137}Cs and ^{239,240}Pu activity in the recreation area surface soil
B. Luksiene, R. Morkuniene, R. Druteikiene, R. Gvozdaite, A. Girgzdys

Передача ^{137}Cs и ^{90}Sr растениям из окружающей среды
Б. Люксиене, Д. Маркиулиониене, Д. Монтвыдиене, И. Гудильене ..... 717 ..... Transfer of ^{137}Cs and ^{90}Sr to plants from contaminated medium
B. Luksiene, D. Marciulioniene, D. Montvydiene, I. Gudeliene

Влияние разряда Ингалинского атомного комбината на макрофиты озера Друскай
Д. Маркиулиониене, Д. Монтвыдиене ..... 721 ..... Impact of Ignalina NPP discharges on macrophytes of Lake Druksiai
D. Marciulioniene, D. Montvydiene

Распространение почвенных газов радона в высокорадиоактивном окружении китайского города
Н. Ванг, Л. Сяо, С. Ли, С. Лю, Й. Хуанг, Д. Лю ..... 725 ..... Distribution of soil gas radon in a high radiation background city in China
N. Wang, L. Xiao, C. Li, S. Liu, Y. Huang, D. Liu

Радиоэкологические исследования на площадке Гурванбулагской урановой шахты
Н. Норов, Н. Энхбат ..... 728 ..... Radioecological studies in the area Gurvanbulag underground uranium mining
N. Norov, N. Enkhbat

Естественная радиоактивность золы бурого угля из ТЭЦ Монголии
Н. Норов, Ц. Цэрэнпил, М. Алтангэрэл, Н. Энхбат ..... 732 ..... Natural radioactivity of the brown coal ash from the power plants in Mongolia
N. Norov, Sh. Tserenpil, M. Altangerel, N. Enkhbat

Радиоизотопное загрязнение от выбросов Сибирского химического комбината
Ф. Готье-Ляфай, Л. Пурсело, Й. Айкенберг, Х. Бир, Г. Лё Ру, Л.П. Рихванов, П. Штиль, Ф.Рено, А.М. Межибор ..... 735 ..... Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia)
F. Gauthier-Lafaye, L. Pourcelot, J. Eikenberg, H. Beer, G. Le Roux, L.P. Rhikvanov, P. Stille, Ph. Renaud, A. Mezhibor

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ ..... 745 ..... AUTHOR INDEX

Summary ..... 753 ..... Summary

ВМЕСТО ПРЕДИСЛОВИЯ

Instead of Forewords

КРАТКИЙ ОЧЕРК ПО ИСТОРИИ ИЗУЧЕНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ И РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В РОССИИ И СИБИРИ

Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru

FEATURE-STORY ABOUT THE HISTORY OF STUDYING THE RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN RUSSIA AND SIBERIA

L.P. Rikhvanov

Tomsk Politecnic University, Tomsk, Russia

Проводимая нами третья по счету Международная конференция "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека" посвящена столетию с начала планомерного изучения радиоактивности и радиоактивных элементов на территории Российского государства.

Вообще-то, 2009 год вмещает в себя такие памятные даты в изучении радиоактивности, как: 70 лет со времени экспериментального подтверждения деления изотопа урана-235 под воздействием тепловых нейтронов (30 января 1939 года), явления, открытого 22 декабря 1938 года Отто Ганном и Фритцем Страссманом, и возможности осуществления цепной ядерной реакции (26 февраля 1939), положивших начало ядерной эпохе (здесь и далее даты приводятся по материалам стендов в музее Кюри во Франции); 110 лет со дня начала исследований Пьером Кюри "наведенной радиоактивности"; 80 лет со дня установления воздействия слабого излучения на микробы и 60 лет со дня получения первых экспериментальных данных о влиянии радиоактивности на мутацию вирусов.

Открытие явления радиоактивности Анри Беккерелем (24 февраля 1896 г.), носителей этого явления – химических элементов урана и тория, продуктов их распада – полония (1898 г.), радия (1898 г.), актиния (1900 г.), газообразных (эманаций) продуктов распада – торона (1899 г.), радона (1903 г.) и др., а также свойств радиоактивного излучения (частиц и гамма-квантов), испускаемого радиоактивными элементами, таких как выделение тепла (П. Кюри, Ж. Дани, 1903 г.), окрашивание кристаллических веществ, изменение их структуры и т.д. (Пьер и Мария Кюри, 1899 г.), ионизация воздуха (А. Беккерель, 1897 г.) и др. показало, что человечество стоит на грани новых открытий в областях химии, физики, наук о Земле и др. В конце XIX – начале XX вв. это были еще горизонты будущего, а спустя 100 лет все это стало реалиями жизни человека, без которых его жизнь и развитие науки уже представляются невозможными.

Исследования Марии и Пьера Кюри, Э. Резерфорда, Ф. Содди, В. Рамзая, Б. Болтвуда, Г. Гейгера, С. Вильсона, Д. Эльстера и многих других физиков и химиков Европы изменили представления человечества о строении атомов (зародилась ядерная физика), расширили представления о строении и свойствах материи, методах ее исследования. Они разрушили представления о вечности и неизменности атомов химических элементов. Это способствовало появлению методов определения абсолютного возраста объектов материального мира (возникла наука геохронология), и появилась возможность понять природу теплового потока на нашей планете.

Радиоактивные явления начали изучать в России сразу же после их открытия. В этом же году на страницах Журнала русского физико-химического общества (ЖРФХО) появилась заметка о том, что русские ученые, заинтересовавшись открытием А. Беккереля, сразу же попытались воспроизвести его опыты. Уже 21 мая 1896 г. на 159-м заседании физического отделения РФХО профессор Военно-медицинской Академии Н.Г. Егоров и А.Л. Гершун демонстрировали снимки, полученные с помощью урановых солей (Хвостова, 2006).

Исследования по изучению радиоактивности велись, прежде всего, в университетских центрах Москвы (профессор А.П. Соколов и др.), Санкт-Петербурга (профессор И.П. Бергман и др.), Одессы (профессор Е.С. Бурксер), Томска (профессоры П.П. Орлов, Н.А. Гезехус, лаборант В.С. Титов) и некоторых других центрах Российского государства.

Одним из первых ученых, начавших исследования в области радиоактивности природных объектов в России, был профессор Московского университета А.П. Соколов. В 1903 г. на годичном заседании Русского бальнеологического общества в Пятигорске он впервые указал, что учение об ионизации и радиоактивности атмосферного воздуха имеет большое значение для бальнеологии и климатотерапии, и является новым не только в России, но и за границей, поэтому необходимо собрать научные материалы об этом явлении из разных мест России.

В начале 1912 г. А.П. Соколов создал при Физическом институте Московского университета радиологическую лабораторию. Его ученики В.И. Баранов, В.А. Соколов, Е.С. Щепотьева стали одними из первых русских специалистов в области радиоактивности.

В Санкт-Петербургском университете исследованиями радиоактивности природных объектов занимался физик И.И. Боргман (1904). В 1904–1909 гг. со своим учеником А.П. Афанасьевым он исследовал радиоактивность минеральных грязей Кавказских, Крымских и других курортов (Хвостова, 2006).

В имеющихся обзорах по истории развития учения о радиоактивности (Gasparini P., 1984; Зайцева, Фигуровской, 1961; Флеров Г.Н., 1971; и др.), как правило, обсуждаются достижения ученых Европы и Европейской части России.

Исключение составляет диссертационная работа М.С. Хвостовой (История изучения естественной и искусственной радиоактивности прородных объектов России. М.: ИИЕТ, 2006), материалы которой используются при написании данной статьи.

Имеющиеся в Томске архивные материалы позволяют утверждать (Рихванов, Лозовский и др., 1991; Хахалкин, 1991; Рихванов и др., 1997; Домаренко и др., 2008), что и в азиатской части России, особенно в центре сосредоточения научной мысли – городе Томске, исследования этого нового явления проводились не менее активно, чем в признанных столичных городах России, и практически одновременно с началом исследований по этой проблеме в Москве и Санкт-Петербурге.

Прежде всего этому способствовало то, что первые сибирские вузы (Томский государственный университет с его медицинским факультетом и Томский технологический институт) укомплектовывались научными кадрами Московского и Санкт-Петербургского университетов, имеющих прочные связи с научными кругами Европы.

Так, один из ректоров ТГУ профессор Н.А. Гезехус был выпускником Санкт-Петербургского технологического института и занимался изучением теплового действия лучей радия. Его работы по этому направлению обсуждались в научных кругах уже в 1903 году, т.е. непосредственно в тот год, когда это явление было обнаружено.

Рис. 1. *Петр Павлович Орлов (1859–1937)*

Выпускниками европейских вузов России были и другие первые исследователи явления радиоактивности и радиоактивных элементов в Сибири (П.П. Орлов, В.С. Титов, Д.В. Алексеев, П.П. Пилипенко, П.П. Гудков, М.Н. Соболев, В.А. Обручев и др.).

При анализе этих исследований трудно сохранить строгую последовательность событий, так же как трудно определить значимость тех или иных работ. Все они спрессованы практически в одно десятилетие (1904–1914 гг.) и взаимораскрывают, дополняют друг друга.

Наиболее полно и обстоятельно в российской научной исторической литературе освещена роль профессора медицинского факультета Томского государственного университета Петра Павловича Орлова (рис. 1). Уже в 1904 году, прибыв в Томск, он начал подготовку к проведению исследований по радиоактивности. В письме от 26 декабря 1904 г. академику В.И. Вернадскому он писал: *“Медиков интересует сейчас особенно радий. Хлопочу об отпуске денег на покупку его препаратов и кой-каких приборчиков... Надеемся с Пилипенко П.П. отыскать здесь урановые и ториевые минералы...”.*

В 1907 г. за счет личных средств он организует экспедиции в Енисейскую губернию (первая экспедиция Российской Академии наук была организована только в 1909 г.). В ней принимали участие студенты томских вузов М.П. Орлов, Б.К. Шишкин. Были получены результаты по радиоактивности воздуха на руднике Юлия, минеральных вод оз. Шира, Доможаково. П.П. Орлов отметил довольно высокую активность ключей и колодцев г. Томска, р. Томи в зимнее время и т.д.

В октябре-ноябре 1909 г. профессор П.П. Орлов выступает на заседаниях Общества испытателей и врачей при Томском государственном университете с докладом “Радиоактивные вещества и их нахождение в природе”.

Он отмечает находки радиоактивных минералов Алтая, доставленных П.П. Пилипенко (ученик В.И. Вернад-

ского, который по его личной просьбе был в свое время принят В.А. Обручевым на работу младшим лаборантом кабинета минералогии ТТИ).

В 1912 г. П.П. Орлов по просьбе директора ТТИ Н.И. Карташова исследует образец минерала, доставленного в ТТИ Восточно-Сибирским отделом Русского географического общества. Минерал оказался ортитом с весьма интересными свойствами, о которых было сообщено в материалах Географического общества в 1914 г.

В 1914 г. была показана высокая радиоактивность ключей по р. Ушайке (Заварзинские источники).

В 1917–1926 гг. профессор П.П. Орлов вел курс лекций на физико-математическом факультете ТГУ "Радиоактивные элементы, их свойства и нахождение в природе".

По-видимому, такой тесный контакт разнопрофильных специалистов, привлеченных П.П. Орловым, и позволил ему разработать фундаментальную научную программу по изучению радиоактивности и радиоактивных веществ в Сибири, которая, по оценке ряда специалистов, была наиболее интересной (Портнов, 1975).

П.П. Орлов был первым исследователем Сибири, кто определял радиоактивность природных объектов на месте, разработав методику и аппаратуру для определения степени радиоактивности источников и атмосферного воздуха, исследовал минералы и горные породы в химической лаборатории Томского университета, а также вел работу по созданию радиологической лаборатории. В общем, П.П. Орлов первым разработал фундаментальную научную программу по изучению радиоактивности и радиоактивных веществ в Сибири.

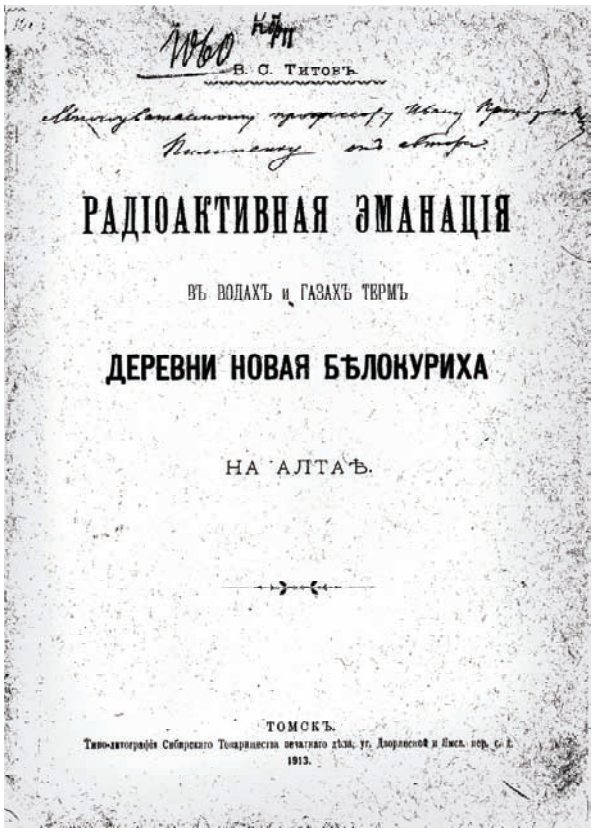
У П.П. Орлова были тесные связи с ТТИ. В своем письме В.И. Вернадскому от 01.07.1913 г. он пишет: *"...пользуясь знакомствами в технологическом институте, стараюсь пропагандировать изучение радиоактивных веществ..."*.

В Технологическом институте это направление исследований наиболее ярко представлял В.С. Титов (лаборант кафедры физики, ученик профессора П.Н. Лебедева, будущий профессор МГУ) (рис. 2). К изучению радиоактивности вод Белокурихи (Алтай) В.С. Титов, по-видимому, приступил в 1905 г., т.к. в архивных документах есть его заявление от 25 мая 1905 г. с просьбой командировать на Алтай (цель командировки не указана), и уже в марте 1908 года в прошении на имя директора института он пишет: *"Летом 1907 года я имел случай провести, благодаря выписанным физической лабораторией вверенного Вам института приборам Эльстера и Гейтеля, наблюдения радиоактивности теплых минеральных источников деревни Белокуриха на Алтае. Эти наблюдения убедили меня в очень большой радиоактивности названных минеральных вод"*.

"...Кроме того, я убедился, – пишет В.С. Титов, – *в чрезвычайно большой, превосходящей, по-видимому, радиоактивность газа Нарзана, радиоактивности газа, выделяющегося из Белокуринских источников"*.

На основании этой записи Совет технологического института в 1908 г. командирует В.С. Титова и студента В.П. Маркова в экспедицию по детальному изучению ра-

Рис. 2. *Вениамин Семенович Титов (фотография из фондов Музея ТПУ любезно предоставлена Р.А. Галановой)*


В. С. Титовъ.

РАДІОАКТИВНАЯ ЭМАНАЦІЯ

ВЪ ВОДАХЪ И ГАЗАХЪ ТЕРМЪ

ДЕРЕВНИ НОВАЯ БѢЛОКУРИХА

НА АЛТАѢ.

ТОМСКЪ.

1913.

Рис. 3. *Титульный лист книги В.С. Титова "Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни Белокуриха на Алтае", 1913 г.*

диоактивности вод и газовых терм деревни Белокуриха, выделив для этих целей 300 рублей (для ориентировки – стоимость 1 коровы тогда составляла 10 рублей).

В начале 1909 г. с материалами по радиоактивности вод Белокурихи на XII съезде естествоиспытателей и врачей были ознакомлены специалисты России (Дневник №9, 1909–1910).

В 1913 г. в Томске по распоряжению директора Технологического института издается книга В.С. Титова "Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни Белокуриха на Алтае" (рис. 3).

Данная книга интересна специалистам и сейчас, т.к. позволяет наблюдать динамику изменения радиоактивности в водах и газах.

Позднее изучением радиоактивности этого источника занимались многие ученые г. Томска, в том числе Д.В. Кузнецов, обстоятельные анализы которого по этой проблеме опубликованы в 1936 г. (Кузнецов, 1936). При этом обращалось внимание и на радиоэкологические эффекты радона. Так, профессор ТГУ В.П. Чехов (1936) публикует статью о влиянии лечебной воды курорта Белокурихи на развитие растений, отмечая как стимулирующее, так и угнетающее воздействие (Чехов, 1936).

Историческим моментом в изучении явления радиоактивности и радиоактивных веществ в Сибири была встреча российских ученых с московским купцом П.П. Рябушинским. Встреча происходила в четверг 14 ноября 1913 г. на московской квартире Павла Павловича Рябушинского. На эту встречу были приглашены В.И. Вернадский, В.А. Обручев, В.Д. Соколов и другие известные ученые.

После этой встречи были приняты меры по ускорению поисков радиоактивных элементов в России. За счет промышленников было организовано две комплексных экспедиции: в Среднюю Азию (в Фергану) и в Забайкалье.

Независимо от этих экспедиций, поисками радия занялись и практические геологи, работавшие в Сибири. После встречи у купца П.П. Рябушинского в Москве В.А. Обручев предпринял шаги по организации поисков радия в Сибири. Он направил через своего ученика, ставшего его преемником на кафедре в Томском технологическом институте, профессора П.П. Гудкова большую статью, которая вскоре была опубликована в томской газете "Сибирская жизнь" под названием "Ищите радий" (рис. 4). В этой статье В.А. Обручев популярно изложил представления о радии, какую службу он сослужит людям и призвал искать месторождения радия и радиоактивных элементов.

Снаряженная на деньги П.П. Рябушинского специальная экспедиция занималась поисками радиоактивных элементов в Забайкалье летом и осенью 1914 г. Возглавил Забайкальский отдел Михаил Николаевич Соболев, экономист по образованию. Крупный ученый, он ряд лет проработал в Томском университете и в Томском технологическом институте. Он был в большой дружбе с профессором В.А. Обручевым, исследователем Забайкалья и Монголии Г.Н. Потаниным и многими другими учеными, занимавшимися исследованиями Сибири. Профессор М.Н. Соболев был опытным исследователем, хорошо знал местность и, возможно, именно поэтому ему, не специалисту в области геологии, и поручили возглавить Забайкальский отдел Московской экспедиции, как официально была названа тогда эта группа исследователей.

Научный фельетонъ „Сиб. Жизни".

Заметки о радіи и радіоактивности.

ОБРУЧЕВЪ.

Ищите радій.

Рис. 4. *Публикации Д.А. Алексеева (газета "Сибирская жизнь", 1905 г.) и В.А. Обручева (газета "Сибирская жизнь", 1 декабря 1913 г.) по проблемам радиоактивности*

В работе Забайкальской экспедиции приняли участие многие видные ученые в области петрографии, минералогии, геологии. В конце 1914 г. Н.М. Соболев опубликовал краткое сообщение об итогах работы Забайкальской экспедиции. Оно хранилось в личном архиве А.А. Чернова в Институте геохимии им. Вернадского.

Весьма интересной для населения Томской губернии была статья Дмитрия Викторовича Алексеева в газете "Сибирская жизнь" от 9 декабря 1905 г. (рис. 4), в которой автор, сотрудник кафедры химии Технологического института, рассказывал о свойствах радия и о его возможном значении для человека. Д.В. Алексеев опубликовал еще ряд статей по влиянию радиоактивности на живые организмы. По данным И.Т. Лозовского, он уже в 1904 г. занимался изучением радиоактивности и радиоактивных веществ. Из газетных сообщений известно о его публичной лекции в г. Томске (газета "Сибирская жизнь", 6 февраля 1904 г.).

Только неблагоприятные обстоятельства помешали томским политехникам в начале века успешно работать в области радия и радиоактивных элементов.

В этот период предвоенного и предреволюционного состояния научной общественностью практически незамеченной осталась командировка В.И. Вернадского в 1914 г. в Томскую (командировочное удостоверение сохранилось) и Иркутскую губернии, а также поездка

сотрудников из института Кюри (Франция) в Сибирь. В журнале "Горные и золотопромышленные известия" №12 за 1914 г. на стр. 257 была опубликована маленькая заметка об этом, которая затем позднее была интерпретирована историографом А.А. Хахалкиным (1991) как поездка Марии Кюри (Рихванов, 2009).

Большой объем исследований минеральных источников Забайкалья был проделан доктором И.А. Багашевым. Еще в 1905 г. он написал книгу, содержащую описание 165 минеральных источников Забайкалья и результаты 61 анализа этих источников (Багашев, 1905). 12 мая 1910 г. на соединенном заседании Физико-медицинского общества при Московском университете И.А. Багашев сделал доклад "Минеральные источники Забайкалья и задачи их изучения" (1910). Он развивал в этом докладе основные положения, изложенные ранее в его книге "Минеральные источники Забайкалья" (1905), и показал важность и необходимость дальнейшего изучения минеральных источников Забайкалья. По его мнению, геологические особенности Забайкалья обусловили радиоактивность минеральных источников этой области. Кроме того, он ссылался на проделанные работы профессора А.П. Соколова (1905) по определению высокой радиоактивности глины из той части России и П.П. Орлова (1912), отметившего, что в Забайкалье должны находиться радиоактивные источники (Хвостова, 2006).

Радиоактивность некоторых источников Сибири попутно с исследованием рудообразования месторождений золота определял в 1910 г. геолог-минералог В.К. Котульский, производивший в это время исследования в Баргузинском округе по заданию Геологического комитета.

Много сделал для определения радиоактивности в природных объектах Сибири Л.Н. Богоявленский (1925, 1926). В 1920 г. Сибирский отдел здравоохранения обратился в Геологический комитет с просьбой направить Л.Н. Богоявленского для определения радиоактивности горячих источников у села Новая Белокуриха Алтайской губернии. Л.Н. Богоявленский (1926) подтвердил вывод В.С. Титова о том, что радиоактивность источников обусловлена эманацией радия. К сожалению, в своей работе этот исследователь не удосужился упомянуть об исследованиях радиоактивности курорта Белокуриха томским исследователем В.С. Титовым в 1905–1909 годах и опубликованных в 1913 г. (Титов, 1913).

Л.Н. Богоявленский изготовил простейший электроскоп, измерил радиоактивность воздуха непосредственно у источников и в нескольких точках на территории курорта. По этим точкам попытался определить систему сбросов и трещин. По его указанию в зоне сбросов и трещин были пробурены скважины, которые дали приток радиоактивной воды. Свои измерения по аналогии с геодезической и геологической съемкой он назвал радиометрической съемкой (Богоявленский, 1925). На статьи Богоявленского ссылались в советской и иностранной научной литературе, а предложенный им метод сразу стал одним из направлений геофизики – радиометрии (рис. 5).

По проведенным исследованиям Л.Н. Богоявленский переслал в Геолком отчет, который был рассмотрен на очередном заседании в декабре 1920 г. и получил высо-

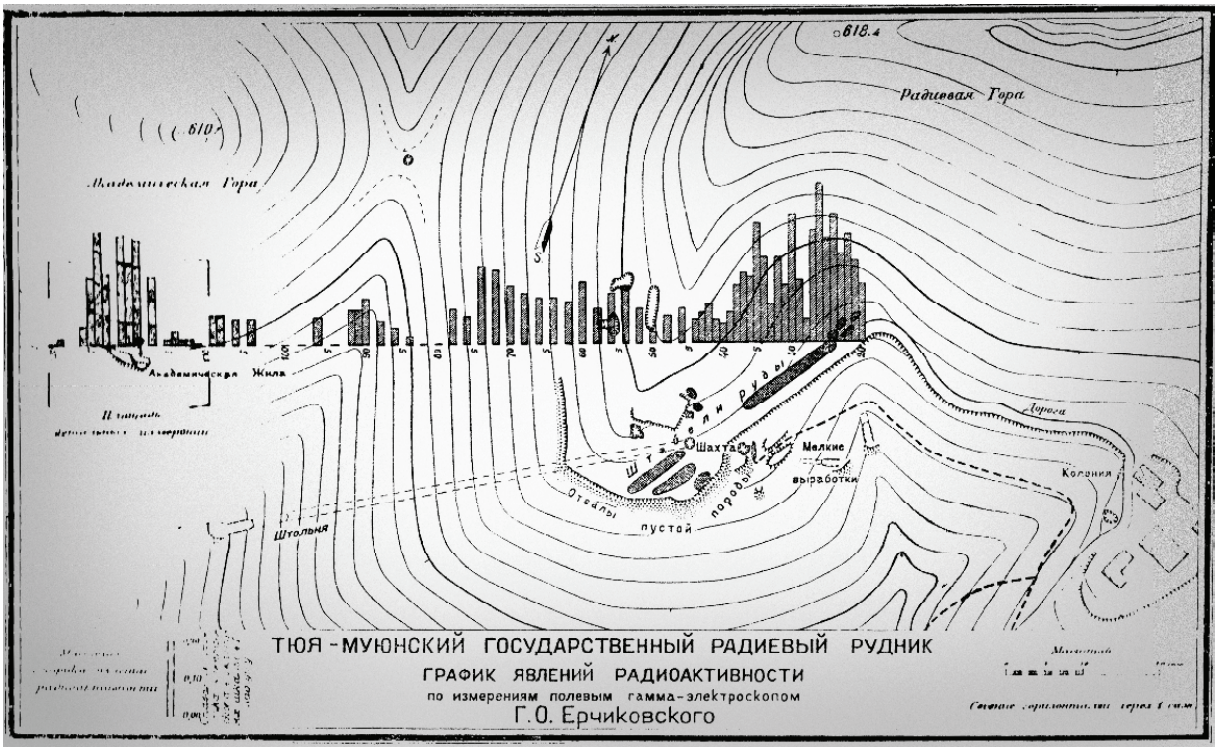


Рис. 5. *Результаты первой в России радиометрической съемки (по Ерчиковскому, 1928)*

кую оценку. Сам же Л.Н. Богоявленский сразу понял особую и широкую перспективу подобного измерения естественной радиоактивности для поисков природных вод, а может быть, и полезных ископаемых.

В течение ряда лет этот метод использовался для разведки полезных ископаемых только с большим содержанием радиоактивных элементов, таких как радиоактивные воды и руды. Особое значение имели разведочные работы в Тюя-Муюне, на единственном в то время в нашей стране руднике, где проводилась промышленная добыча радиоактивных руд. Подготовка экспедиции в Тюя-Муюн заняла много времени. Но участвовать в экспедиции Л.Н. Богоявленскому не пришлось. Радиометрическую съемку сделал профессор Г.О. Ерчиковский .

В 1910 г. под руководством Е.С. Буркcера была создана Одесская радиологическая лаборатория, целью которой являлось исследование атмосферы, воды, целебных грязей, минералов и руды Украины, Крыма и Кавказа на радиоактивность. Известна работа Е.С. Буркcера по радиоактивности углей в Кузбассе (1932). Это был один из первых научных радиологических центров, оказавших влияние на развитие радиационных исследований в других регионах России.

“Труды химической и радиологической лаборатории”, выпускаемые Е.С. Буркcером с 1911 г., были одним из первых в России печатных систематических изданий по изучению радиоактивности и их носителей-радиоактивных элементов.

Геологи России в этот период времени еще не были подготовлены к пониманию величайшего открытия А. Беккереля, хотя в 1907 г. по представлению А.П. Карпинского, Ф.Н. Чернышева и В.И. Вернадского Российской Академией наук было принято решение начать систематическое изучение на территории России радиоактивных минералов и даже была выделена сумма в 10 тыс. рублей.

Потребовалось время и была необходима гениальная интуиция В.И. Вернадского, присутствовавшего на докладе Дж. Джоли в 1908 г. на съезде Британской ассоциации содействия развитию науки (Дублин, 1908). Вот как вспоминал об этом событии сам В.И. Вернадский на общем собрании 17-й сессии Международного геологического конгресса (Москва, 1937): *“Я думаю, что немногие здесь присутствующие были на съезде в Дублине в 1908 г. и имели счастье слушать доклад Джоли и с ним беседовать. Мне Джоли тогда открыл глаза, и в 1910 г. я выступил в заседании Академии наук с речью “Задачи дня в области радия”...”.*

Этот программный доклад определил направление деятельности его организационного и научного потенциала на многие годы творческой жизни ученого. Он стал лидером российской науки в области изучения природной радиоактивности и ее носителей – радиоактивных элементов.

По-видимому, этот год следует считать началом зарождения науки о радиоактивных элементах в России.

В 1909–1910 гг. Академией наук, совместно с Минералогическим обществом был командирован для изучения месторождений радиоактивных минералов в Фергану сотрудник В.И. Вернадского К.А. Ненадкевич, им был собран и привезен большой материал.

Он организует систематический выпуск Трудов Радиевой экспедиции Академии наук, в которых печатаются его программные статьи и исследования других исследователей, в том числе публикуется работа П.П. Орлова (вып. 6, 1915) в области радиоактивности (рис. 6).

Летом 1911 г. Академией наук были организованы первые исследования радиоактивных минералов в Забайкалье, Закавказье, Фергане, на Урале, в которых приняли участие В.И. Вернадский, Я.В. Самойлов, К.А. Ненадкевич, Г.И. Касперович, Е.Д. Ревуцкая, В.И. Крыжановский, А.Е. Ферсман и другие. Эти исследования длились 3 года, отчеты о проделанной работе опубликованы в “Трудах Геологического и Минералогического музея АН”.

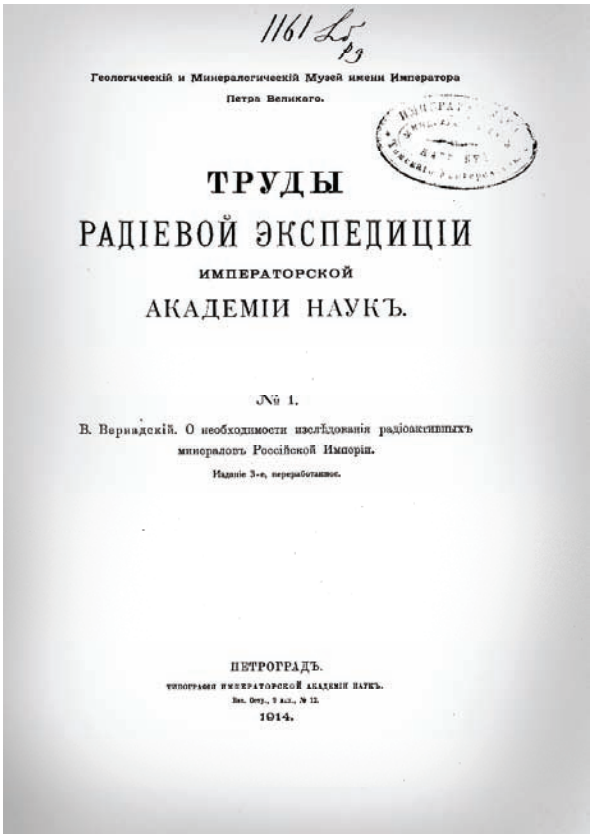
В 1911–1912 гг. в Санкт-Петербурге под руководством В.И. Вернадского создается Минералогическая лаборатория при Геологическом и Минералогическом музее Академии наук. В Минералогической лаборатории изучались радиоактивные минералы. На базе лаборатории в 1922 г. создан Радиевый институт, роль которого в становлении и развитии учения о радиоактивности в России трудно переоценить.

Изучив ссылки на месторождения радиоактивных минералов в Российской империи, В.И. Вернадский (1912) пришел к выводу о малой изученности страны в этом отношении.

В 1914–1916 гг. были осуществлены экспедиции на Урал, Кавказ, в Среднюю Азию, Сибирь, Забайкалье, Южное Прибайкалье. В экспедициях участвовали В.И. Вернадский, А.Е. Ферсман, В.И. Крыжановский, Е.Д. Ревуцкая, Д.И. Мушкетов, Д.В. Наливкин, Л.С. Коловрат-Червинский, К.А. Ненадкевич, В.А. Зильберминц и др. Богатейшие материалы, собранные участниками экспедиций, прерванных в связи с Первой мировой войной, были перевезены в Геологический комитет и Минералогическую лабораторию для последующих исследований. В.И. Вернадский организовал издание “Трудов Радиевой экспедиции” (рис. 6), в которых помещались отчеты о работе экспедиций (всего в свет вышло 10 номеров).

Небезинтересно отметить, что к началу первой мировой войны в России был накоплен определенный запас радиоактивных руд. Об этом свидетельствует факт, отмеченный В.П. Зинченко и его коллегами в книге “ Путь к урану” (Иркутск, 1991, с. 8) со ссылкой на архивные документы (ЦГА НХ СССР, ф.6106, дело 101), что в 1918 г. германское правительство предлагало передать ему *“в счет платежей по Брестскому договору радиоактивные остатки и месторождения радиевых руд”.*

В.И. Вернадский (1926, 1965) показал, что существует зависимость биохимических процессов в организмах и развития жизни на Земле от химического элементарного состава земной коры, включая явление радиоактивности. Для изучения химического состава живого вещества создается отдельный отдел при КЕПС, который затем преобразуется в специальную биогеохимическую лабораторию (Биогел), работу которой возглавляет В.И. Вернадский, а его главным помощником становится А.П. Виноградов (по базовому образованию медик),


Геологическій и Минералогическій Музей имени Императора Петра Великаго.

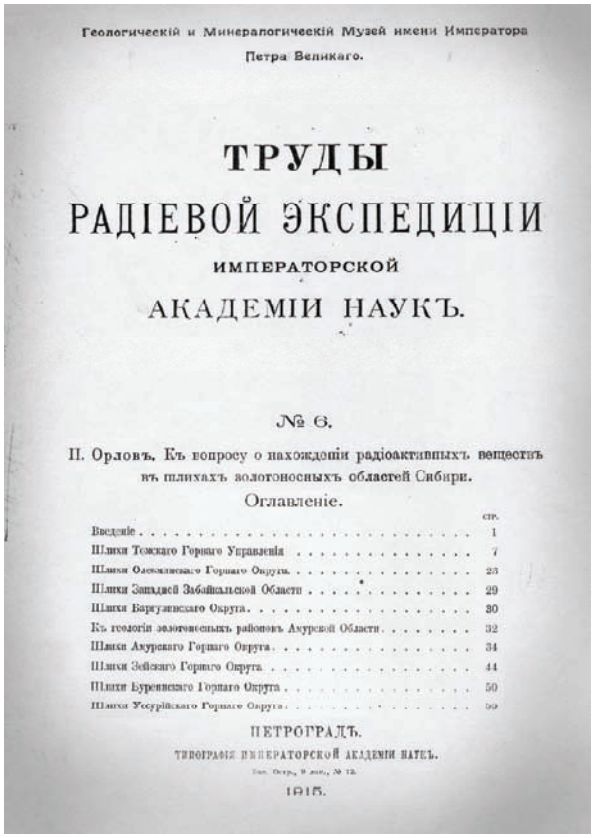
ТРУДЫ
РАДІЕВОЙ ЭКСПЕДИЦІИ
ИМПЕРАТОРСКОЙ
АКАДЕМІИ НАУКЪ.

№ 1.

В. Вернадскій. О необходимости изслѣдованія радіоактивныхъ минераловъ Россійской Имперіи.

Изданіе 3-е, переработанное.

ПЕТРОГРАДЪ.
ТИПОГРАФІЯ ИМПЕРАТОРСКОЙ АКАДЕМІИ НАУКЪ.
1914.


Геологическій и Минералогическій Музей имени Императора Петра Великаго.

ТРУДЫ
РАДІЕВОЙ ЭКСПЕДИЦІИ
ИМПЕРАТОРСКОЙ
АКАДЕМІИ НАУКЪ.

№ 6.

П. Орловъ. Къ вопросу о нахожденіи радіоактивныхъ веществъ въ пляхъ золотоносныхъ областей Сибири.

Оглавленіе.

стр.

Введеніе 1
Шлихи Томскаго Горнаго Управленія 7
Шлихи Олекминскаго Горнаго Округа 23
Шлихи Западней Забайкальской Области 29
Шлихи Баргузинскаго Округа 30
Къ геологіи золотоносныхъ районовъ Амурской Области 32
Шлихи Амурскаго Горнаго Округа 34
Шлихи Зейскаго Горнаго Округа 44
Шлихи Буреинскаго Горнаго Округа 50
Шлихи Уссурійскаго Горнаго Округа 59

ПЕТРОГРАДЪ.
ТИПОГРАФІЯ ИМПЕРАТОРСКОЙ АКАДЕМІИ НАУКЪ.
1915.

Рис. 6. *Выпуски "Трудов Радиевой экспедиции"*

с которым в дальнейшем будет связан новый этап развития геохимии вообще и радиогеохимии в частности.

В 1932 г. В.И. Вернадский делает доклад в Германии на Бунзеновском обществе, в котором поднимает вопрос о необходимости составления радиоактивной карты биосферы на основе количественного изучения рассеянных радиоактивных атомов – U, Th, Pa, Ra, Rn и т.д. – в количественном их распределении, нанесенном на детальную геологическую и минералогическую карту, т.е. впервые ставится вопрос о составлении радиогеохимической карты России. Идея создания этой карты была реализована значительно более позже, почти через 40 лет (Смыслов, 1974; "Радиогеохимические исследования ...", 1974; и др.).

Через 24 года после своего первого выступления на Общем собрании Российской Академии наук В.И. Вернадский, выступая с докладом в отделении математических и естественных наук "О некоторых очередных проблемах радиогеологии" (Известия Академии Наук СССР", 1935, №1) подводит итог исследованиям в области изучения радиоактивности и радиоактивных элементов применительно к геологическим наукам. *"Сейчас можно и нужно говорить о новой создающейся науке – о радиогеологии, науки о радиоактивных свойствах нашей планеты....Она не только имеет для нас глубочайшее значение, так как связывает с новой физикой и с новой химией – в конкретной земной обстановке – науки о жизни и о нас самих, но и потому, что она дает в руки человека, новые пути и новые формы овладения природой, новую силу"* (Вернадский, 1935, с. 2).

В этой же работе он говорит, что подготовительная работа по созданию этой новой науки закончена.

В своем докладе "О значении радиогеологии для современной геологии" на Международном геологическом конгрессе в Москве (1937) он делает вывод об особенностях геохимии радиоактивных элементов, что они являются рассеянными и "всюдными". *"Все земное вещество без исключения – горные породы, минералы, воды, газы, живые организмы – проникнуты атомами радиоактивных элементов, все содержит соответственные радиоактивному распаду их количества...",* – пишет В.И. Вернадский (Вернадский, 1939, с. 215–230).

Этап становления учения о геохимии радиоактивных элементов до 1939 г. можно назвать радиевым. На этом временном интервале в первую очередь изучалось его содержание в природных объектах и, соответственно, его материнский изотоп – уран. Исследования велись с использованием электроскопов с предварительной радиохимической подготовкой, стали появляться методы альфа-радиографии с использованием ядерных фотоэмульсий (Л.В. Мысовский, И. Кюри и др.) и другие методы исследования радиоактивности и радиоактивных элементов.

С момента открытия деления ядер изотопа ^{235}U (декабрь 1938 – февраль 1939 гг.) стало понятно,что человечество находится на грани освоения уникального ис-

точника энергии – энергии деления ядра атома, когда при распаде одного ядра ^{235}U выделяется 212 Мэв энергии, а реакция является цепной и самоподдерживающейся.

К несчастью, человеческий разум смог увидеть использование этой энергии только в военных целях. Все технически развитые страны (Германия, Англия, США и Россия) занялись разработкой ядерных программ, предусматривающих создание ядерного оружия. Исследования этого времени почти все становятся закрытыми.

К сожалению, в российском варианте освещения этого начального этапа данного периода отсутствует объективная оценка роли В.И. Вернадского и его коллег-геохимиков. Считается, что у истоков ядерной программы СССР был И.В. Курчатов. Но это не совсем так. Опубликованные дневники В.И. Вернадского (В.И. Вернадский. Дневники. 1938–1942. М.: Наука, 1999) позволяют воссоздать тот исторический отрезок времени.

"26.05.40 г. ... Уже в Узком получил из Вашингтона вырезку из "New York Times" от 5.V. ... о новой атомной энергии урана-235. ... Никогда не думал, что доживу до реальной постановки (вопроса) об использовании внутриатомной энергии.

16.06.40 г. ...В Президиуме вчера прошел вопрос об уране. Я сделал доклад ..., но результат достигнут. Огромное большинство не понимает исторического значения момента. Надо направить записку в правительство.

22.07.40 г. Образована комиссия по урану при Академии Наук.

30.07.40 г. Окончательно образована Комиссия ...: меня (зам председателя), Хлопина (председателя), Иоффе (зам. председателя). Члены: Ферсман, Вавилов, Лазарев, Фрумкин, Мандельштам, Капица, Кржижановский, Курчатов, Щербаков, Харитон, Виноградов.

1.06.41 г. ... Но у нас идут споры – физик направляет внимание на теорию ядра, а не на ту прямую задачу, которая стоит перед физико- химиками и геохимиками – выделение изотопа 235 из урана".

Начиная с этого времени все исследования по геохимии радиоактивных элементов были направлены на выявление особенностей миграции и концентрирования радиоактивных элементов и, прежде всего, урана, как главного компонента ядерной бомбы.

Особенно преуспевали в этих работах советские ученые под руководством А.П. Виноградова, Д.И. Щербакова, А.Г. Бетехтина, А.А. Саукова, В.В. Щербины и др.

В 50-е годы Л.В. Комлев в Радиевом институте разрабатывает радиогеохимическую типизацию гранитоидов, в основу которой положены материалы многочисленных исследований в различных регионах и, прежде всего, на Украине. В ней выделяются ураноносные гранитоиды.

На Украине, в связи с выявлением урановых месторождений в глубокометаморфизированных породах докембрия, активно ведут радиогеохимические исследования Я.Н. Белевцев, А.И. Тугаринов.

Геохимией радиоактивных элементов в щелочных породах занимается В.И. Герасимовский. В осадочных породах радиоактивные элементы изучает М.Н. Альтгаузен.

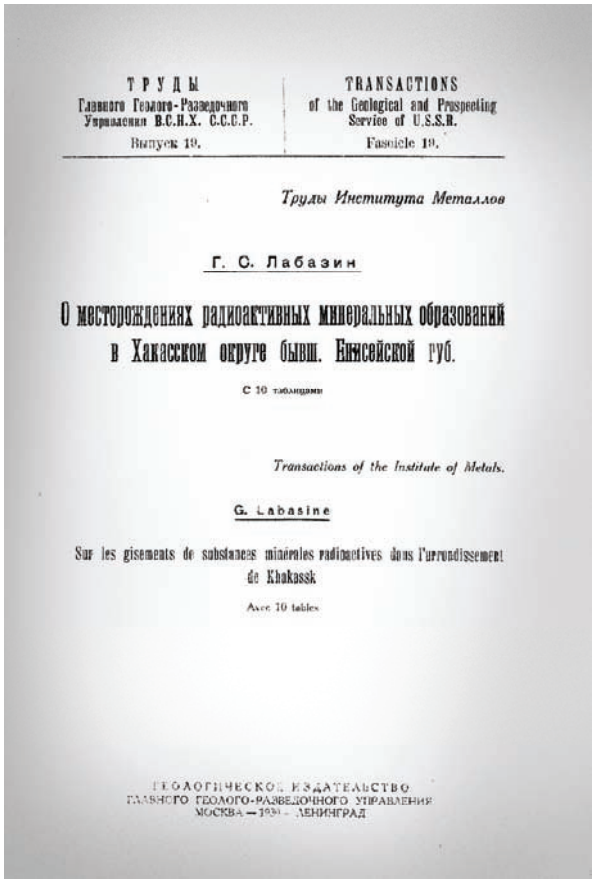
В этот период времени появляются обобщения по геохимическому и геологическому значению радиоактивности (Г.В. Войткевич, 1948, 1953, 1954).

Работы по изучению радиоактивных веществ в Сибири возобновились в 20–30-е годы (П.П. и М.П. Орловы, Г.С. Лабазин, С.М. Курбатов, А.А. Оносовский, М.Н. Афанасьев, И.Г. Прохоров, П.С. Сасим, В.П. Старков, К.С. Филатов, В.К. Монич, Б.А. Габрусевич, П.В. Метелкин и др.).

Так, в работах С.М. Курбатова (1925) и Г.С. Лабазина (1930) описывается первое урановое месторождение в Сибири вблизи деревни Потехиной в Хакасии (рис. 7, 8).

При этом, по-видимому впервые, для сибирских урановых руд используется метод радиографии. В этих же работах, а также в статьях Е.С. Буркcера (Буркcер и др., 1934) приводятся первые радиогеохимические характеристики нефелиновых сиенитов, углей и др. образований Кузбасса и Минусинского прогиба.

Итоги этих работ отражены в трудах выпускника Политехнического, профессора, члена-корреспондента РАН Феликса Николаевича Шахова (Шахов, 1939), основателя кафедры месторождений полезных ископаемых Томского политехнического (технологического) института (университета), основателя Сибирской геохимической и радиогеохимической школ (Щербаков и др., 1998; Ковалев и др., 1998; Кренделев, 1998 и др.; Рихванов, 2004).



ТРУДЫ
Главного Геолого-Разведочного Управления В.С.Н.Х. С.С.С.Р.
Выпуск 19.

TRANSACTIONS
of the Geological and Prospecting Service of U.S.S.R.
Fasicle 19.

Труды Института Металлов

Г. С. Лабазин

О месторождениях радиоактивных минеральных образований в Хакасском округе бывш. Енисейской губ.

С 10 таблицами

Transactions of the Institute of Metals.

G. Labasine

Sur les gisements de substances minérales radioactives dans l'arrondissement de Khakassk

Avec 10 tables

ГЕОЛОГИЧЕСКОЕ ИЗДАТЕЛЬСТВО
ГЛАВНОГО ГЕОЛОГО-РАЗВЕДОЧНОГО УПРАВЛЕНИЯ
МОСКВА — 1939 — ЛЕНИНГРАД

Рис. 7

Рис. 8. *Авторадиография урановой руды из района д. Потехино (по Г.С. Лобазину, 1931)*

Когда в июне 1943 г. ГКО СССР издал распоряжение №3834 СС "Об организации геологоразведочных работ, добычи урана и производства урановых солей", а ответственным за выполнение этого распоряжения был назначен Л.П. Берия, в стране пошла интенсивная работа по его реализации. Во всех существующих на тот период времени территориальных геологических организациях были созданы спецподразделения (Первые отделы), куда были переведены лучшие специалисты из различных структурных подразделений. Одной из задач этих групп была ревизия керновых и коллекционных материалов на предмет выявления радиоактивности.

Как вспоминает ветеран урановой геологии Сибири, ныне здравствующий профессор Н.Н. Амшинский, тогда не было никакой аппаратуры и существовал только электроскопический метод выявления урана, использованный еще Марией Кюри. Принцип был известен, но самих приборов для массовых работ не было. И тогда Н.Г. Рожок (бывший главный геофизик ЗСГУ) сконструировал чрезвычайно чувствительный электроскоп и организовал его массовое производство. И с этого времени 10–11 специалистов Первого отдела ЗСГУ в три смены с 1946 по 1949 гг. исследовали керновые и другие каменные материалы. Сам же Н.Н. Амшинский, будучи начальником лаборатории, разработал оригинальную конструкцию люминескопа для исследования вторичных урановых минералов и запустил его в производство.

Но созданная система ГРР на уран оказалась малоэффективной. А стране требовался уран. Много урана. 13 октября 1945 г. выходит постановление Совнаркома о создании Первого Главного геологического управления, главной задачей которого было проведение ГРР на радиоактивное сырье. Постановлением предусматривалось создание 270 специализированных партий и были определены районы работ. Но это не дало ожидаемых результатов.

3 ноября 1947 г. в составе Первого Главка создается 10 специализированных экспедиций, за которыми закрепляются большие площади. Так, например, Сосновская экспедиция (г. Иркутск) работала на территориях Иркутской, Читинской областей и Бурятии, а Березовская экспедиция (г. Новосибирск) изучала Красноярский и Алтайский края, Кемеровскую, Томскую, Новосибирскую и Омскую области в границах до 1989 г.

История становления и развитии этих подразделений, работа которых долгое время находилась под грифом секретности, достаточно подробно рассмотрена в материалах, посвященных 60-летию Главка (журнал "Разведка и охрана недр", 2005, №10) и его предприятий, а также в книге "Путь к урану" (Иркутск, 1991) и в захватывающе пронзительной по своему содержанию книге В.П. Зинченко "Легенды и мифы об уране" (Краснокаменск–Иркутск, 2002).

К становлению этих урановых экспедиций и началу работ на уран, которые интенсивно велись на протяжении более 40 лет на всех территориях огромной страны, имеют отношение и выпускники томских вузов.

Так, первым начальником Березовской экспедиции был назначен один из лучших знатоков геологии рудных месторождений Сибири того времени Иван Васильевич Дербиков (рис. 9). Выпускник геологоразведочного факультета ТТИ (ТПИ-ТПУ) 1930 г.; исследовал железные руды Кузнецкого Алатау, первооткрыватель Тейского железорудного месторождения; занимался изучением полиметаллических руд Салаира; один из разработчиков тектонической карты Западно-Сибирской низменности, в основе которой лежали результаты аэрогеофизики и личные оригинальные методические идеи.

Главным геологом этой же экспедиции был назначен фронтовик, удивительно творческий человек, выпускник ТГУ 1939 г. Николай Николаевич Амшинский (рис. 10).

Воспоминания Н.Н. Амшинского о работе тех лет чрезвычайно интересны. За работой этих организаций был жесткий контроль со стороны Правительства (лично курировал урановую проблему Л.П. Берия) и МВД-КГБ, которые, по воспоминаниям Н.Н. Амшинского, только мешали работать, внося чехарду в работе с кадрами. Как пример – снятие с должности по настоянию спецорганов и перевод в техруки аэропартии И.В. Дербикова и т.д.

О том, как раскручивались спецорганами громкие политические дела того времени, можно судить по крупному делу "красноярских геологов", по которому были арестованы и приговорены к срокам десятки человек (Олесь Грек "Жестокий уран"). Среди арестованных был и лучший знаток месторождений радиоактивного сырья профессор ТТИ-ТПИ-ТПУ Феликс Николаевич Шахов, который в своей анкете в графе "судимость" писал "Сидел, но не судим" (Ю.Г. Щербаков).

Н.Н. Амшинский – первый, кто защитил диссертацию по урановой тематике в Сибири. Его кандидатская работа "Уран и его место в металлогении Алтая" (1954) защищалась на секретном Совете ИГЕМ в Москве. Она была поддержана всеми крупнейшими геологами-ураншиками, а М.Н. Альтгаузен предложил ее, дополнив, защищать в качестве докторской диссертации. Но Н.Н. Амшинский напомнил о журавле в небе и отказался от этого предложения. Свою докторскую работу по геохимии гранитоидов он защитил позднее.

Рис. 9. *Иван Васильевич Дербиков*

Рис. 10. *Николай Николаевич Амшинский*

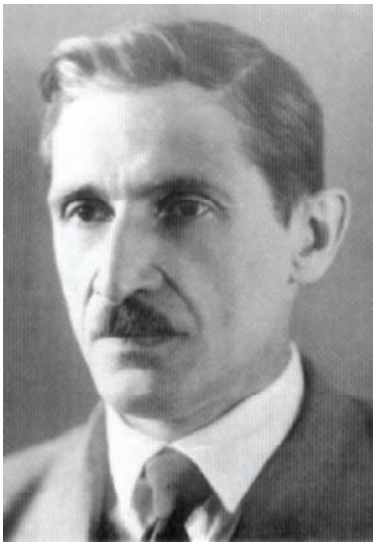


Рис. 11. *Феликс Николаевич Шахов*

Когда в стране возникла потребность в подготовке специалистов в области редких и радиоактивных металлов в Сибири, то ее поручили организовать Ф.Н. Шахову, признанному лидеру сибирских геологов в области месторождений редких и радиоактивных металлов (рис. 11). В 1954 г. в Томском политехническом институте он поставил спецкурсы по урановой геологии. В 1956 г. в ТПУ им создается кафедра месторождений полезных ископаемых и разведки руд редких и радиоактивных элементов (приказ Мингео СССР от 29 сентября 1954 г.). После его отъезда в Новосибирск ее возглавил профессор В.К. Черепнин (1956–1963 и 1967–1981 гг.). Следует отметить, что создание кафедры с аналогичным названием было предусмотрено еще Приказом Министерства высшего образования СССР №23 сс/оп в 1950 г. в составе физико-технического факультета, тогда же был назначен и ее и.о. заведующего, доцент А.Г. Сивов (приказ 756 сс/оп от 03.11.1950 г.). Но по каким-то причинам эта кафедра в составе физико-технического факультета функционировать не стала ("50-летие физико-технического образования в Сибири", Томск, 2000) и, прежде всего, по-видимому, потому, что с 1949 по 1953 гг. профессор Ф.Н. Шахов находился в заключении.

Подавляющее большинство выпускников кафедры (около 750 человек) до 1990 года было распределено на работу в специализированные предприятия Первого главного управления Министерства геологии СССР, имевшие весьма специфические названия (Волковская в Алма-Ате; Краснохолмская в Ташкенте; Степная в Макинске, Северный Казахстан; Березовская в Новосибирске; Сосновская в Иркутске; Приленская на Алдане; Таежная в Хабаровске; Зеленогорская в Свердловске; Кольцовская в Ессентуках; Кировская в Киеве; Октябрьская в Ленинграде; Калининская в Красноярске; Ермаковская в пос. Карасуг, Тува; а также Громовская в Ереване и Красногорская в Ленинабаде). Преимущественно наши специалисты работали в Сибири, Средней Азии и на Дальнем Востоке. Трудами выпускников спецкафедр МГРИ, ТПИ, СГИ была успешно решена проблема минерально-сырьевой базы урана государства (Бойцов В.Е., 2005).

В 1957 г. Ф.Н. Шахов переезжает в Новосибирск и возглавляет исследования по рудной геохимии в Институте геологии и геофизики в открывшемся научном центре – Сибирском отделении Академии наук. В этом отделе он организовал лабораторию геохимии радиоактивных элементов, вклад которой в изучение геохимии радиоактивных элементов трудно переоценить. Именно в этой лаборатории переводились многочисленные работы по этой тематике зарубежных ученых. Позднее стал издаваться специальный сборник материалов по геологии и геохимии месторождений урана Сибири, к сожалению он был в силу существующих законов секретным и мало доступным, но он вмещал огромную информацию по данной проблеме.

Следует отметить, что создание аэропартий, оснащенных аппаратурой для поиска урана радиометрическим методом, показало свою эффективность не только для работ на уран, но и для выявления руд нерадиоактивного сырья. Так, Н.Н. Амшинский отмечает, что месторождение нефелиновых сиенитов Кийский Шалтырь было открыто в 1952 г. при проведении радиометрических работ при заверке воздушной аэроаномалии (В. Шутов). А.М. Прусевич сделал заявку на это месторождение в 1957 г. после ознакомления с результатами аэрогеофизических работ на курсах, которые по линии массовых поисков урана проводил Н.Н. Амшинский в Березовской экспедиции. Аналогичная ситуация, с его слов, была и с выявлением месторождений фосфоритов Горной Шории.

Секретность выполняемых работ не способствовала передаче выявляемой в процессе поисков урана интереснейшей геолого-геофизической информации в

другие геологические организации. Она и до сих пор, во многих случаях, находится в спецбиблиотеках с ограниченным доступом к ней. К сожалению, эта ситуация сохранилась и до сегодняшнего дня.

В 1947–1955 гг. начались широкомасштабные обследования рек европейской части СССР – Северной Двины, Печоры, Невы, Волги, Оки, Камы, Дуная и др. – под руководством И.Е. Старика и Д.С. Николаева с сотрудниками О.С.Меликовой, Ф.Е. Старик, Л.Я. Антрашенок и др. (Старик и др., 1958). Затем на содержание урана были исследованы сибирские реки – Обь, Иртыш, Ангара, Селенга, Лена и среднеазиатские – Амударья, Сырдарья и др. Кроме речных вод изучались также воды озер – Ладожского, Байкала, Севана и др. В результате многолетних исследований были собраны сведения о содержании урана в природных водах страны, установлены вариации в содержании урана и изотопов уранового ряда в водах.

Следует отметить, что наряду с лепестковыми электроскопами для измерения радиоактивности начинают внедрять и счетчик Гейгера–Мюллера и микрорадиографические методы с использованием толстослойных фотопластинок (Л. Мысовский, А. Жданов). Широко используются методы радиохимии для выделения и концентрирования радиоэлементов.

Происходит реанимация сцинтилляционных счетчиков (в начале XX в. использовали сцинтарископы – экраны из сульфида цинка, на поверхности которых появлялись вспышки (сцинтилляции) при попадании альфачастиц). Именно аппаратура с использованием сцинтилляционных счетчиков с применением разнообразных фотоумножителей привела к бурному развитию разнообразных методов измерения как общей радиоактивности, так и отдельных ее составляющих (содержание U, Th, K и др.), в том числе в варианте аэрометодов.

В СССР и других странах идет стремительный рост информации по геохимии урана и тория в минералах и горных породах. Об этом можно судить по материалам Женевских конференций по мирному использованию атомной энергии (Женева, 1955, 1958), которые переведены на русский язык. Обо всем спектре этих исследований можно судить по публикациям в специально созданном журнале “Геохимия”, систематический выпуск которого начался в 1956 г.

Обстоятельные обобщения по этим вопросам были сделаны в книгах “Ядерная геология” (М., Изд-во Иностранной литературы, 1956), “Радиометрические методы поисков и разведки урановых руд” (М., ГНТИ литературы по геологии и охране недр, 1957).

Венцом, подводящим итог радиогеохимических исследований в бывшем СССР, стали коллективная монография “Основные черты геохимии урана” под редакцией А.П. Виноградова (М., 1963) и издание трёхтомной монографии “Геохимия, минералогия и генетические типы месторождений редких элементов” (М., Наука, 1964), в которой можно увидеть много информации по урану и торию, геохимическая судьба которых тесным образом связана с редкими элементами.

К концу 60-х г. XX в. режим секретности в бывшем СССР в отношении геохимии U и Th несколько ослаб, что позволило провести в 1972 году в г. Новосибирске под непосредственным началом Ф.Н. Шахова первое Всесоюзное радиогеохимическое совещание “Радиоактивные элементы в горных породах”, а в 1975 – второе радиогеохимическое совещание “Радиоактивные элементы в геологических процессах” в г. Душанбе. В материалах этих конференций представлен огромный массив уникальных данных по геохимии урана и тория в горных породах и геологических процессах. Произошел своеобразный информационный прорыв в некогда закрытой для широкого обсуждения области знаний (рис. 12, цв. вклейка, рис. 13–14).

В докладах А.И. Тугаринова, Л.В. Комлева, В.И. Герасимовского, А.А. Смыслова, А.И. Перельмана, М.Н. Альтгаузена, Н.Н. Амшинского, Н.П. Лаверова, С.Д. Туровского, Г.М. Шора, Р.П. Готтих, В.И. Данчева, С.Г. Батулина, А.И. Лаубенбаха, Ф.А. Алексеева, Д. Расуловой, С.Ф. Винокурова, Ю.В. Ильинских, С.М. Кравченко, И.Г. Берзиной, А.И. Полякова, Г.Б. Наумова, В.К. Титова, Б.К. Львова, Н.П. Ермолаева, Е.В. Плющева, О.П. Соборнова и многих других были показаны не только уровни накопления радиоактивных элементов в горных породах и минералах, но и их индикаторная роль в процессах породо- и рудообразования. Анализ этих материалов все еще ждет своего исследователя.

Наработанный многочисленный материал по геохимии урана и тория позволил перейти к практическому осуществлению мечты В.И. Вернадского о создании карты радиоактивности России. Радиогеохимическая карта страны была создана в масштабе 1:2 500 000 в закрытом варианте коллективом авторов ВСЕГЕИ под редакцией А.А. Смыслова и др.в 1972 г. В настоящее время существует открытый вариант этой карты (ВСЕГЕИ, Санкт-Петербург, 1995). Сегодня мы можем, используя данную карту, увидеть многие закономерности в рассеянии и концентрировании радиоактивных элементов в земной коре.

Эти совещания также показали, что в Сибири Ф.Н. Шаховым сформирована радиогеохимическая школа, в становлении которой большую роль сыграли выпускники и сотрудники кафедры ТПУ (В.К. Черепнин, Р.С. Журавлев, Д.К. Осипов, В.П. Ковалев, А.Д. Ножкин, В.А. Злобин, Ю.М. Пузанков, А.Г. Миронов, А.А. Анцырев, А.Е. Степанов, В.А. Гавриленко, Ю.А. Фомин, И.Ф. Бреднихин, М.И. Баженов, Медведев В.И., Ковешников А.М. и др.), а также Ф.П. Кренделев, А.С. Митропольский, Н.Н. Амшинский, В.М. Гавшин, В.А. Бобров, С.В. Мельгунов, Л.В. Жданова, З.В. Малясова, Н.А. Кулик, А.С. Степин, А.М. Гофман, Г.М. Комарницкий, А.О. Пяллинг, В.И. Коблуков, С.М. Жмодик, Ю.В. Тикунов, О.М. Туркина, В.П. Раевский, В.А. Бобров и др.

В конце 70-х гг. в практику радиогеохимических исследований интенсивно внедряются полевые гамма-спектрометрические исследования, которые позволяют с высокой точностью и достоверностью определять содержание урана, тория и калия в геологических образованиях, а в лабораториях появились новые методы их определения: рентгеноспектральный, лазерно-люминесцентный, нейтронно-активационный, метод запаздывающих нейтронов, осколочная (f) радиография, что по-

Рис. 13. *Члены Оргкомитета первого Всесоюзного Радиогеохимического совещания. Новосибирск, 1972 г. Групповая фотография участников конференции отсутствует, возможно по соображениям секретности*

Рис. 14. *Участники второго Всесоюзного совещания "Радиоактивные элементы в геологических процессах" (Душанбе, 1975). В первом ряду, первый слева – Г.Б. Наумов, седьмой – Л.В. Комлев, девятый – М.Н. Альтгаузен, десятый (с бородой) – А.И. Тугаринов, одиннадцатый – академик Р.Ф. Баратов, двенадцатый – А.Н. Еремеев, четырнадцатый – М.П. Лаверов, пятнадцатая – С.Д. Расулова, шестнадцатый – академик В.А. Кузнецов*

Рис. 16. *Участники третьего Всесоюзного совещания "Радиографические методы исследования в радиогеохимии и смежных областях" (Томск, 1991). Третья слева в первом ряду – Л.А. Березина; пятая – И.Г. Берзина*

зволило получать информацию об уровнях накопления радиоактивных элементов и формах их нахождения в любых природных образованиях, в том числе живом веществе и т.д.

Обсуждения этих чрезвычайно индикаторных методов для исследования радиоактивных элементов состоялись в г. Улан-Удэ на Международном симпозиуме по авторадиографии в 1988 г. (рис. 15, цв. вклейка) и на третьем по счету и последнем Всесоюзном радиогеохимическом совещании “Радиографические методы исследования в радиогеохимии и смежных областях” в 1991 г. в г.Томске (рис. 16).

Начиная с 1986 г., в котором после аварии на Чернобольской АЭС была поставлена под сомнение сама идея существования ядерной энергетики, в исследованиях по радиоактивности и радиоактивным элементам начинает преобладать радиоэкологическая тематика. Этому способствовало и практическое прекращение прогнозных и поисковых работ на радиоактивное сырье в бывшем СССР, при которых радиогеохимические данные были одним из основных.

Интенсивные радиоэкологические исследования привели к получению нового пласта информации по радиоактивным элементам и их индикаторной роли. Все это сделало востребованной идею проведения конференций по данным направлениям.

В 1996 г., в год 100-летия со дня открытия явления радиоактивности и 100-летия Томского политехнического университета, была проведена первая Международная конференция “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека” (рис. 17, цв. вклейка).

Дальнейшее обобщение материалов по геохимии радиоэлементов в природных объектах было сделано в 2004 г. на второй Международная конференция “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека” (рис. 18–20, цв. вклейка).

Материалы по данной тематике с завидным постоянством обсуждаются в г. Семипалатинске на Международных конференциях “Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде”, а также в Челябинске и некоторых других научных центрах России.

Будем надеяться, что нынешняя третья Международная конференция “Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”, проводимая в Томске, станет новой ступенькой в познании явления радиоактивности и его носителей – радиоактивных элементов.

Рис. 12. *Титульные листы программ совещаний и конференций по радиоактивным элементам, проведенных в период с 1972 по 2004 гг.*

Рис. 15. *Участники Международного симпозиума по авторадиографии. Улан-Удэ, 1988 г. В центре, с папкой – Ф.П. Кренделев; рядом, слева – А.Г. Миронов*

Рис. 17. *Участники первой Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы" (Томск, 1996)*

Рис. 18. *Участники второй Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы" (Томск, 2004)*

Рис. 19. *Пленарное заседание I Международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы", 1996 г.*

Рис. 20. *Открытие конференции, 2004 г. Слева направо: Л.П. Рихванов, ученый секретарь; Ю.П. Похолков, ректор ТПУ; В.И. Величкин, член-корреспондент РАН, зам. директора ИГЕМ, г. Москва; А.К. Мазуров, директор ИГНД; В.В. Ноговицин, зам. Губернатора Томской области*

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ р. ШУ ЮЖНОГО КАЗАХСТАНА

Т.Б. Абишев, И.В. Матвеева, Б.М. Уралбеков, М.М. Буркитбаев

Казахский национальный университет им. Аль-Фараби, Алматы, Казахстан, mburkit@nursat.kz

NATURAL RADIONUCLIDES IN WATER AND THE SEDIMENT SAMPLED AT SHU RIVER OF THE SOUTH KAZAKHSTAN

T.B. Abishev, I.V. Matveeva, B.M. Uralbekov, M.M. Burkitbayev

Al-Faraby Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan

Abstract. *In the present study, new concentrations on natural radionuclides in water and sediments collected at Shu River from town Shu (Chu) to board of Kyrgyzstan are presented. Total alfa- and beta- activity, ^{238}U, ^{234}U, ^{210}Po, ^{210}Pb concentrations were determined.*

Введение

Река Шу, исток которой представляет собой сеть рек и ручьев центрального Тянь-Шаня, является одной из крупнейших водных артерий Казахстана и Кыргызстана. Общая протяженность р.Шу составляет 1186 км, из которых 850 км относятся к территории Казахстана [1]. Река Шу относится к типу рек со смешанным питанием: в истоках реки образуются паводковые воды за счет таяния снегов и ледников, тогда как на равнине большую роль играют ирригационно-грунтовые воды, накладывающиеся на весенний паводок. Гидрологический режим р.Шу довольно сложный, и поэтому расходы ее на различных участках в разное время года резко колеблятся [2, 3].

Район протекания р. Шу характеризуется наличием эндогенных месторождений, относящихся к Бетпакдала-Шу-Илийской ураново-рудной провинции. Считают [3], что основные промышленно значимые концентрации урана здесь сформировались в самом конце девона после завершения активных вулканических процессов.

С обеих сторон долины р. Шу расположены несколько технических площадок, на которых проводились добыча и переработка урановых руд, в результате чего образовался ряд хвостохранилищ, горных отвалов и самоизливающихся артезианских скважин [4]. Техногенное влияние образованных отходов на радиоэкологическое состояние природных объектов района р. Шу до сих пор остается малоисследованным.

В настоящей работе приводятся результаты определения радионуклидного состава и содержания тяжелых металлов в водах и донных отложенях р.Шу и прилегающих к ней территорий. Пробы отбирались вниз по течению реки от села Шортоба до города Шу. Выбор этой части долины р. Шу был обусловлен тем, что эта местность располагается на территории двух государств – Казахстана и Кыргызстана. Известно, что этот район относительно густонаселен. Вода р. Шу интенсивно используется не только для сельскохозяйственных нужд, но и как источник питьевой воды.

Экспериментальная часть

Отбор проб и пробоподготовка. Предварительная радиологическая оценка долины р. Шу была проведена во время осенней экспедиции 2008 года. Измерены мощности эквивалентной дозы гамма излучения, отобраны пробы воды, донных отложений и растительности. Места отбора проб привязывались к географическим координатам с помощью спутникового навигационного прибора (Garmin GPS 12XL). Полный объем воды одной пробы составлял 15 л. Вода консервировалась раствором концентрированной азотной кислоты до pH<2. Пробы донных отложений (не менее 2 кг) отбирались с помощью специального пробоотборника на расстоянии в несколько метров от береговой линии. Отобранные пробы после просушивания помещались в полиэтиленовые пакеты и в таком виде размещались в специальных герметических контейнерах.

Радионуклидный анализ. Изотопный состав в исследуемых пробах изучался альфа- и гамма- спектрометрическими методами, которые являются наиболее эффективными.

Радионуклидный анализ природных объектов включал три стадии: 1) гамма-спектрометрическое измерение; 2) химическое выделение изотопов из природных объектов и приготовление счетных образцов; 3) альфа-спектрометрическое измерение. Радиохимическое выделение исследуемых изотопов из водных проб заключалось в предварительном соосаждении изотопов урана на гидроксиде железа с последующей экстракцией ТБФ и электролитическом осаждении на полированный стальной диск [5].

Определение суммарной альфа-бета активности и содержание ^{210}Po и ^{210}Pb проводилось на низкофоновом альфа-бета радиометре УМФ-2000 с полупроводниковым детектором из высокоомного кремния. Определение ^{210}Po, ^{210}Pb осуществлялось после радиохимического выделения, которое заключалось в соосаждении радионуклидов на гидроксиде железа и извлечении их спонтанным (бестоковым) осаждением на стальную подложку.

Гамма-спектрометрическое определение радионуклидов проводили на гамма-спектрометре с широкодиапазонным детектором на основе высокочистого германия коаксиального типа “Ortec”. Калибровка по энергии и эффективности выполнялась с использованием стандартного препарата, содержащего смесь естественных радионуклидов, излучающих -кванты в энергетическом

Таблица 1. *Радионуклидный состав водных объектов бассейна р. Чу*

№	Место отбора	Геодезические координаты		Обьемная активность ± неопределенность измерения, (Бк/л)			
		Широта	Долгота	^{238}U	^{234}U	^{210}Pb	^{210}Po
1	с. Шортоба	42°51'02,9''	75°21'26,0''	0,098±0,005	0,160±0,006	<0,040	<0,21
2	с. Кишмиши	42°53'53,4''	75°06'41,2''	0,099±0,005	0,162±0,006	<0,01	<0,13
3	п. Черная речка	42°59'58,1''	74°51'12,8''	0,215±0,014	0,276±0,015	<0,02	<0,23
4	с. Красный Паратизан	43°04'50,9''	74°37'43,8''	0,250±0,009	0,320±0,009	<0,02	<0,19
5	с. Беткайнар	43°10'23,4''	74°25'29,2''	0,304± 0,012	0,376±0,013	<0,02	<0,07
6	с. Кайнар (Благовещенк)	43°16'57,3''	74°11'30,2''	0,316±0,016	0,413±0,017	<0,01	<0,12
7	Тасоткельскоеводохранилище	43°22'31,3''	73°57'27,0''	0,468±0,042	0,642±0,045	<0,12	<0,15
8	с. Аксу	43°13'29,5''	74°02'55,2''	0,474± 0,044	0,643±0,048	<0,05	<0,11

Таблица 2. *Содержание радионуклидов в донных отложениях*

№	Место отбора	Удельная активность±неопредленость измерения, Бк/кг						
		^{210}Pb	^{234}Th	^{226}Ra	^{228}Th (по ^{228}Ac)	^{228}Ra	^{40}K	^{137}Cs
1	с. Шортоба	18±4	23±4	20,1±1,0	34,2±2,1	33,0±2,9	869,7±33,6	0,7±0,4
2	с. Кишмиши	23±2	30±2	23,3±0,6	41,4±1,2	43,6±1,7	811,5±18,0	1,1±0,2
3	п. Черная речка	45±4	49±4	40,4±0,9	67,2±2,1	72,6±3,0	794,1±25,3	4,1±0,4
4	с. Красный с. Паратизан	41±4	49±4	40,9±1,2	64,0±2,4	64,4±3,4	791,3±29,1	1,9±0,4
5	с .Беткайнар	29±6	35±6	25,8±1,6	47,5±3,4	45,1±4,8	975,6±40,4	1,3±0,6
6	с. Кайнар (Благовещенка)	35±4	39±4	38,4±1,1	52,5±2,2	56,4±3,2	809,4±23,9	< 0,5
7	Тасоткельскоеводохранилище	55±5	52±4	47,3±1,3	86,6±2,8	84,9±3,9	695,3±23,1	1,9±0,4
8	с. Аксу	36±5	45±5	42,1±1,3	50,5±2,7	55,9±3,9	693,5±33,8	< 0,6
9	с. Енбекши	21±3	28±3	27,4±0,9	41,5±1,8	43,4±2,6	836,5±22,5	< 0,5
10	с. Новый Путь	30±4	33±4	28,5±1,2	38,9±2,4	38,1±3,4	819,5±36,6	< 0,6
11	с. Толе Би	32±4	49±4	38,7±1,0	52,6±2,2	55,4±3,1	715,3±27,7	0,6±0,3

диапазоне от 27 до 1274 кэВ. Если определяемый радионуклид не входил в состав стандарта, то эффективность для него получали интерполяцией [6,7].

Результаты и их обсуждение

Физико-химическая характеристика воды. Специальные пробы были отобраны для проведения химического анализа воды в стационарной лаборатории. По величине pH = 8,1–8,7 можно сказать, что воды относятся к слабощелочными. Результаты проведенного нами общего химического анализа природной воды р.Шу показали, что содержание гидрокарбонатов составляет 134–256 мг/л, сульфатов – 134–256 мг/л, хлоридов – 134–256 мг/л. Согласно классификации Алекина [8], пробы воды по химическому составу относятся к гидрокарбонатному классу, кальциевой группе, I типу. Как видно из рисунка 1, содержание главных катионов (кальция, магния, натрия и калия) закономерно увеличивается по течению,

На рисунке 1 представлен график изменения содержания главных катионов (K^+, Mg^{2+}, Na^+, Ca^{2+}) в воде по течению р. Шу. Как можно видеть закономерность возростает вниз по течению, достигая максимальных значений в Тасоткельском водохранилище.

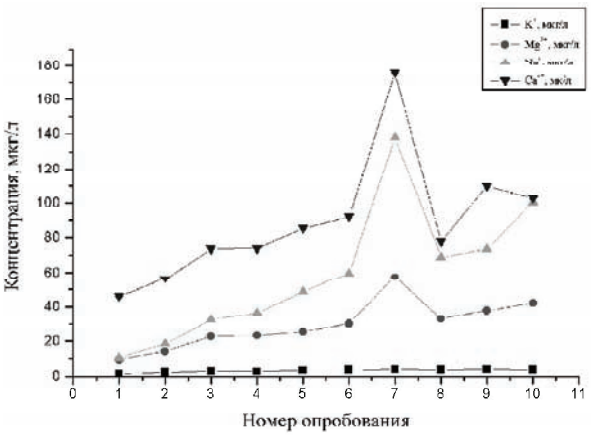


Рис. 1. *Содержание главных катионов вдоль течения р. Шу*

Содержание природных радионуклидов в воде. С целью определения уровня радиоактивного загрязнения и оценки радиационной обстановки на исследуемой территории определялась суммарная альфа-бета-актив-

ность проб воды. Во всех образцах, отобранных на различных участках р. Шу, значение суммарной активности альфа-излучающих радионуклидов изменялись в пределах от 0,05 до 0,4 Бк/л. Эти величины находятся на уровне значений, регламентируемых НРБ-99 как не представляющих радиационную опасность.

В таблице 1 представлены результаты определения усредненного содержания и изотопного состава основных радионуклидов уранового ряда. Как видно из этих данных, содержание исследуемых радионуклидов в воде не превышает уровней вмешательства, равных 3, 3,1, 0,2 и 0,2 Бк/л для ^{234}U, ^{238}U, ^{210}Po и ^{210}Pb, соответственно [9].

Уровень содержания урана вниз по течению возрастает в 4,7 раз, достигая максимального значения 37 мкг/л в Тасоткельском водохранилище, что в 2 раза превышает установленный международный нормативный уровень, равный 15 мкг/л [10].

В пределах уранового ряда наблюдается отклонение от радиоактивного равновесия. Так, для исследуемых вод отмечается избыток изотопов ^{234}U над генетически связанным с ним изотопом ^{238}U, что указывает на процесс выщелачивания изотопов из горных пород.

Содержание радионуклидов в донных отложениях. Методом рентгенофазового анализа нами было установлено, что основными минералами в составе донных отложений являются кварц и, далее по убывающей полевые шпаты, слюда, кальцит, хлорит. Содержание SiO_2 в пробах варьируется от 41,15 до 81,23%; Al_2O_3 – от 9,27 до 19,90%; Fe_2O_3 – от 2,47 до 5,35%; MnO – от 0,03 до 0,11%.

В таблице 2 приведены данные по содержанию естественных радионуклидов в донных отложениях. Радионуклидный состав донных отложений, отобранных из 11 пунктов опробования, равномерно распределен вдоль исследуемого участка р. Шу.

Из таблицы следует, что уровни содержания естественных радионуклидов находятся в пределах 18–87 Бк/л, что отвечает значениям регионального радиационного фона [9].

Выводы

Таким образом, установлено, что воды р. Шу относятся к гидрокарбонатному типу по классификации Алекина, при этом содержание главных природных катионов, а также урана закономерно возрастает вниз по течению, достигая максимального значения в Тасоткельском водохранилище, которое выполняет роль накопителя.

Суммарная альфа- и бета-активность проб воды, а также содержание ^{210}Po и ^{210}Pb на исследованных участках р. Шу не превышает уровней, регламентирующих НРБ-99.

Литература

1. *Стратегическая записка: Интегрированное управление водными ресурсами в бассейнах рек Чу (Шу) и Талас. Проект Tacis "ASREWAM Aral Sea 30560".*
2. *Шу-Илийский рудный пояс. Геология Шу-Илийского региона. – Алма-Ата : Наука, 1980. – 504 с.*
3. *Петров Н.Н. и др. Урановые месторождения Казахстана (эндогенные). – Алматы : Гылым, 2000. – 532 с.*
4. *Алекин О.А. Гидрохимия. – Ленинград : Гидрометеоиздат, 1970. – 444 с.*
5. *Буркитбаев М.М., Уралбеков Б.М. Методические указания к лабораторным работам по радиационной экологии "Основы гамма-спектрометрического анализа". – Алматы : Казахский университет, 2006.*
6. *Burkitbayev M.M., Uralbekov B.M. et al. ^{238}U and ^{210}Pb determination in geological samples by instrumental gamma-spectrometry // Материалы Международной конференции "Экоаналитика Центральной Азии" / Вестник КазНУ. – Алматы, 2007. – №5(49).*
7. *Буркитбаев М.М., Уралбеков Б.М. и др. Содержание и изотопный состав основных радионуклидов уранового ряда территорий бывшего рудника Курдай // Химический журнал Казахстана. – 2007. – №3(17).*
8. *Болтнева Л.И. и др. Региональные закономерности в распределении естественных радиоактивных элементов на территории Советского Союза. Фоновая радиоактивность почв и горных пород на территории СССР // Тр. Ин-та прикладной геофизики. – М., 1980. – Вып.43. – С.23–36.*
9. *СП 2.6.1.758 Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). – Алматы, 2000. – 80 с.*
10. *Guidelines for Drinking Water Quality. Third Edition. – Geneva: World Health Organization, 2004.*

ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ МЕТОДАМИ НИЗКОФОНОВОЙ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИИ И ТРЕКОВОГО АНАЛИЗА

В.А. Алексеев, В.Д. Горин, Л.Л. Кашкаров

Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, Москва, Россия,
AVAL37@chgnet.ru; leokash@mail.ru

INVESTIGATION OF THE RADIOACTIVE POLLUTION OF THE ENVIRONMENT BY THE LOW-LEVEL GAMMA-SPECTROMETRY AND NUCLEAR TRACK METHODS

V.A. Alexeev, V.D. Gorin, L.L. Kashkarov

V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry RAS, Moscow, Russia

Abstract. *The design and parameters of the low-level γ-spectrometer complex of the Cosmochemistry laboratory of the GEOKHI RAS are considered. Results of radionuclide measurements in meteorites, lunar soil, "pseudo-meteorites" and other natural objects are discussed. Cosmogenic ^{22}Na is used as the indicator of exchange processes in the Ladoga lake ecosystem. The traces of the Chernobyl catastrophe are found in the several regions far from Chernobyl. The depth radionuclide distributions are investigated in soil of 30 km zone of the Chernobyl atomic power station. The technogenic ^{137}Cs in a number of medical grasses and foodstuff is revealed.*

Results of α-particle track studies indicate that the surface layer of the Chernobyl atomic station accident region soil consists of thin dispersed radionuclides and so-called "hot particles" (HPs). The last contain near 70% of total α-radioactivity of the soil. It was accounted that the most part of radioactive contamination is due to HPs of J10 mm size fraction with values of α-activity up to ~10 Bq/HP.

Низкофоновая γ-спектрометрия природных объектов

Конструкция низкофонового γ-спектрометрического комплекса [2–4]. Исследуемое вещество помещается между двумя низкофоновыми сцинтилляционными блоками детектирования с кристаллами NaI(Tl) ∅12,0×10,2 см, расположенными в горизонтальном осевом канале цилиндрического пластмассового сцинтиллятора ∅50×65 см, используемого в качестве защиты на антисовпадениях. Во время измерения система блоков детектирования располагается в стальной защитной камере (толщина стенок сбоку и снизу – 30 см, сверху – 40 см). Для подавления нейтронной компоненты фона в стенках камеры проложен слой из смеси парафина (75%) с борной кислотой (25%): с боков 10 см, сверху 15 см. Анализ сигналов от низкофоновых блоков детектирования осуществляется двумя спектрометрами. Один избирательно анализирует радионуклиды, распадающиеся с испусканием одиночных γ-квантов (^{137}Cs, ^{54}Mn, ^{40}K и т.п.): сигналы обоих блоков перед поступлением на анализ проходят через линейный смеситель, в случае их совпадения анализ запрещается схемой совпадений. Другой – спектрометр γ-γ-совпадений – в зависимости от настройки окон двух дифференциальных дискриминаторов избирательно анализирует либо позитронные излучатели (^{22}Na, ^{26}Al и др.) при настройке окон на аннигиляционную линию 511 кэВ, либо радионуклиды с каскадом γ в схеме распада, например пары ^{46}Sc и ^{60}Co при настройке окон на одновременное включение 1119 кэВ ^{46}Sc и 1173 кэВ ^{60}Co или пары ^{214}Bi (ряд ^{238}U) и ^{208}Tl (ряд ^{232}Th) при настройке одновременно на близкие γ-линии 583 кэВ ^{208}Tl и 609 кэВ ^{214}Bi. Некоторые параметры комплекса приведены в таблице 1.

Таблица 1. *Эффективность регистрации ε, фон r_b, критерий качества $K = \varepsilon / \sqrt{(r_b)}$ и нижний предел измеримой активности $A_{пред} = 3 / \varepsilon \times (r_b/t)$ для образцов массой ~10 г за время измерения t =100 часов*

1) Двухкристальный γ-спектрометр с подавлением совпадающих γ-квантов

Радионуклид	Eγ, МэВ	ε,%	r_b, мин$^{-1}$	K, мин$^{1/2}$	$A_{пред}$, Бк
^{137}Cs	0,662	21,1	5,4	91×10^{-3}	$(7\pm1)\times10^{-3}$
^{54}Mn	0,835	16,5	4,1	82×10^{-3}	$(8\pm1)\times10^{-3}$
^{40}K	1,460	1,8	4,7	$8,3\times10^{-3}$	$(77\pm2)\times10^{-3}$

2) Спектрометр γ-γ-совпадений

Радионуклид	Eγ, МэВ	ε,%	r_b, мин$^{-1}$	K, мин$^{1/2}$	$A_{пред}$, Бк
^{22}Na	1,786	3,66	68×10^{-4}	443×10^{-3}	$(14,6\pm0,9)\times10^{-4}$
^{26}Al	2,341	3,03	52×10^{-4}	420×10^{-3}	$(15,4\pm1,0)\times10^{-4}$
^{60}Co	1,173	1,61	51×10^{-4}	225×10^{-3}	$(29\pm2)\times10^{-4}$

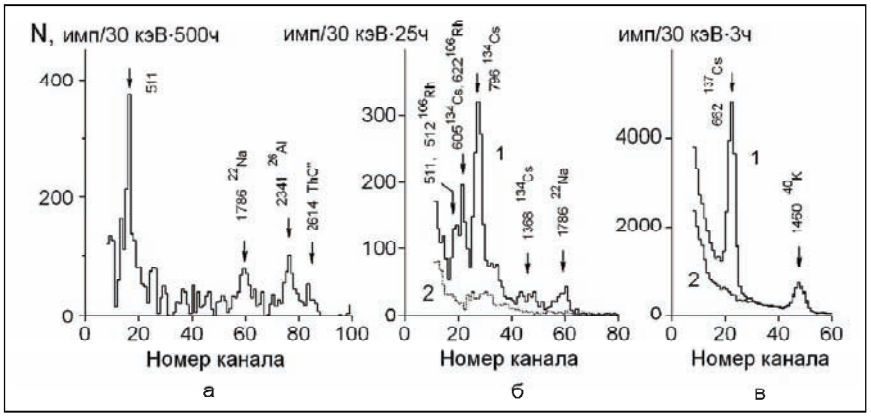


Рис. 1. *а) спектр γ-γ-совпадений пробы массой 9,8 г лунного грунта "Луны-20" (фон вычтен); б) спектр γ-γ-совпадений препарата из крови лося, добытого охотниками в Ленинградской области в декабре 1986 г. (1) и фон (2); в) γ-спектры молока концентрированного (консервы) производства: 1 – г. Рогачев, Гомельской обл. (выпуск VII.1991); 2 – г. Мариямполе, Литва (VI.1990)*

Радионуклиды во внеземном веществе. На протяжении многих лет комплекс используется для исследования космогенных (т.е. индуцированных космическими лучами) радионуклидов в метеоритах и лунном грунте. Космогенные радионуклиды несут ценную информацию как об облучаемом объекте (размеры, степень экранирования), так и о космических лучах: интенсивности, пространственных и временных вариациях. Уровни активности космогенных радионуклидов обычно очень низки: порядка 1 Бк на 1 кг вещества и менее. Высокая чувствительность комплекса позволила с достаточной точностью определить космогенные ^{26}Al и ^{26}Na в очень малой (9,8 г) пробе лунного грунта (рис. 1 [4]). Активности ^{26}Al и ^{22}Na в пробе на время измерений составляли $(10{,}4\pm0{,}1)\times10^{-3}$ Бк и $(5{,}6\pm0{,}8)\times10^{-3}$ Бк соответственно.

Земля также облучается космическими лучами, но из-за значительного их ослабления земной атмосферой космогенные радионуклиды на Земле либо не образуются (^{26}Al), либо образуются с намного меньшей эффективностью (^{22}Na), чем в открытом космосе. В то же время по содержанию естественных радиоэлементов (K, Th U) метеориты существенно отличаются от ряда земных пород, таких, как базальты, гранитоиды. Это позволило нам предложить метод идентификации космического вещества по соотношению содержаний космогенных и естественных радионуклидов [1, 2]. В лабораторию космохимии неоднократно присылали образцы камней, внешне очень похожих на метеориты. Мы исследовали содержание в них разных радионуклидов, и все образцы оказались земными объектами.

Космогенный ^{22}Na как индикатор обменных процессов в водных экосистемах. ^{22}Na в небольших количествах образуется в земной атмосфере при взаимодействии космических лучей с ядрами аргона. Дождями он вымывается из тропосферы и попадает в природные водоемы. Исследуя содержание ^{22}Na в природных водах и сопоставляя его с интенсивностью атмосферных выпадений ^{22}Na на земную поверхность в том же регионе, можно определить время обмена ("возраст") воды в пресноводных бассейнах. Нами совместно с Институтом эволюционной физиологии и биохимии и Институтом озероведения на протяжении ряда лет (1983–1989 гг.) проводились определения ^{22}Na в пробах воды из различных районов бассейна Ладожского озера. Уровни активности ^{22}Na в пробах составляли $(1–4)\times10^{-2}$ Бк. Полученные данные использованы для определения возрастов водных масс Ладожского озера, а также его притоков и выяснения характера перемешивания воды в бассейне Ладожского озера с целью прогнозирования скорости очистки бассейна в условиях возрастающего антропогенного воздействия [5, 6].

Следы Чернобыльской катастрофы в некоторых регионах России. В пробах воды из бассейна Ладожского озера, взятых после Чернобыльской катастрофы, отчетливо проявились техногенные ^{134}Cs и ^{106}Ru/^{106}Rh. Для подтверждения их присутствия были проведены дополнительные измерения препаратов из крови нескольких лосей, добытых охотниками в Ленинградской области в декабре 1986 г. На рисунке 1 (б) показан один из таких спектров γ-γ-совпадений. Хотя спектрометр, как и в предыдущих измерениях, был настроен на избирательный анализ позитронного ^{22}Na (окна управляющих дискриминаторов 511±60 кэВ) в спектр "пролезли" каскадные γ-кванты ^{106}Ru/^{106}Rh (512 и 622 кэВ) и ^{134}Cs (605 и 796 кэВ).

Летом 1990 г. из болот Костромской области были взяты образцы ила из разных мест и с разных глубин от поверхности иловых отложений. Масса образцов составляла от 45 г до 192 г. Образцы не подвергались никакой предварительной обработке. Спектрометр γ-γ-совпадений был настроен на избирательный анализ ^{137}Cs и ^{106}Ru/^{106}Rh (окна управляющих дискриминаторов "ловили" одновременно γ-кванты с энергиями 605 кэВ ^{134}Cs и 622 кэВ ^{106}Ru/^{106}Rh). Однако к началу измерений (декабрь 1990 г.) ^{106}Ru ($T_{1/2}$=366 дн.) в значительной степени распался, так что количественно определить его содержание не представилось возможным. ^{134}Cs ($T_{1/2}$ = 2,06 г.) тоже существенно распался, уровни его активности в разных пробах оказались 0,05–0,1 Бк на 1 кг ила (в некоторых пробах еще ниже). ^{137}Cs ($T_{1/2}$=30 лет) распался незначительно, уровни его активности оказались в пределах 0,4–24 Бк/кг.

Лето 1999 г. в центральных областях выдалось жарким, горели торфяники в Подмосковье и соседних областях. Нами была взята проба золы с горелого торфяника во Владимирской области (~80 км от Москвы) и измерена на γ-спектрометре. В ней был обнаружен ^{137}Cs (активность 120 Бк/кг на время измерения в августе 1999 г.). Для сравнения была измерена проба обычной

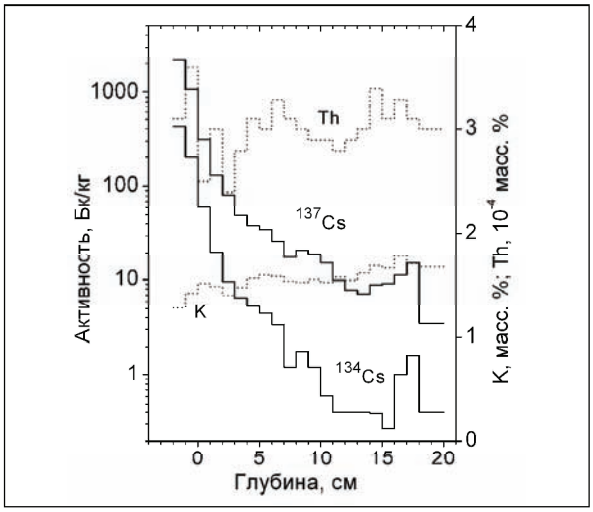


Рис. 2. *Распределение техногенных ^{137}Cs и ^{134}Cs и естественных K и Th по глубине колонки грунта из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС*

(дровяной) золы в тех же условиях. ^{137}Cs в ней не был найден. Это свидетельствует о том, что ^{137}Cs в торфе Владимировской области появился после Чернобыльской катастрофы.

Радиоактивность колонки грунта из 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС. Грунт был взят во время летней экспедиции 1989 г. из района с относительно слабым заражением. Целью работы было исследование проникновения техногенных радионуклидов вглубь от поверхности грунта за прошедшие с момента катастрофы (26 апреля 1986 г.) более трех лет. Забор грунта производился пробоотборником, позволяющим отбирать пробы через 1 см по глубине. Всего в колонке получился 21 слой: 2 "надповерхностных" слоя (+2–+1 и +1–0 см от поверхности) – в основном растительные остатки – и 19 слоев собственно грунта – глинистой почвы. Масса измеряемых образцов находилась в пределах 155–255 г. Результаты измерений показаны на рисунке 2.

Из γ-активных продуктов деления остались ^{137}Cs, в меньшей степени – ^{134}Cs, еще в меньшей – ^{106}Ru/^{106}Rh. Обращает на себя внимание резкое уменьшение активности от поверхности до глубины примерно 3–4 см, далее снижение идет медленнее. В то же время концентрации естественных радиоэлементов K и Th, одновременно измеренные нами в тех же пробах, распределены по глубине колонки относительно равномерно. Таким образом, за 3 с лишним года, в течение которых почва многократно пропитывалась дождевой водой, а также талыми водами, большая часть техногенной радиоактивности осталась в самых поверхностных слоях почвы: 94,5% активности ^{137}Cs – до глубины 6 см; 94,8% ^{134}Cs – до глубины 3 см.

Техногенный ^{137}Cs в некоторых лекарственных растениях и пищевых продуктах. В связи с глобальным характером загрязнений от Чернобыльской катастрофы нами в 1991–1992 гг. был исследован ряд лекарственных трав и продуктов питания на присутствие в них радиоактивного ^{137}Cs. Лекарственные растения покупались в аптеках в виде готовых сборов, а некоторые были получены от местных садоводов. Пищевые продукты были куплены в магазинах. Результаты для образцов со следами радиоактивного загрязнения приведены в таблице 2. В других образцах ^{137}Cs не обнаружен (меньше 1 Бк/кг): аптечном препарате "столбики с рыльцами кукурузы" (Житомир, IV.1990 г.), местных лекарственных растениях – плодах шиповника, мяте, цветах мать-и-мачехи, мелиссе лимонной; в пищевых продуктах: чае (Индия), кофейном напитке, сахарном песке, поваренной соли (в т.ч. из Полесья), вермишели, крупах (греча, пшено, манная), крахмале картофельном, сгущенном молоке (Полтава, Белгородская обл., Краснодарский край, Латвия), мясных консервах (Германия, Венгрия, Китай), бульонных кубиках. На рисунке 1 (в) для сравнения показаны γ-спектры двух банок концентрированного молока, выпущенного разными заводами.

Таблица 2. *Содержание ^{137}Cs в лекарственных растениях и пищевых продуктах*

Объект исследований	^{137}Cs, Бк/кг *
Лекарственные растения	
Успокоительный сбор (Житомир**, вып. XI.1990)	3500
Цветки ромашки (Житомир**)	40
Соплодия ольхи (Житомир**, вып. V.1990)	35
Сбор рябиново-крапивный (Литва)	20
Сбор потогонный (Литва)	17
Корневища девясила (Житомир**, вып. VIII.1990)	12
Горец птичий (спорыш), (Житомир**)	4
Трава пустырника (Житомир**, вып. I.1990)	4
Чай почечный (Житомир**, вып. V.1990)	3
Пищевые продукты	
Чай (Турция)	250–520***
Чай (Грузия)	110
Молоко конц. (г. Рогачев, Гомельской обл., вып. VII.1991)	50****
Молоко сгущенное с сахаром (г. Смоленск)	5

Примечание: * – на начало 1992 г.; ** – Житомирский з-д по переработке лекарственного растительного сырья; *** – исследованы 4 сорта чая; **** – исследованы 2 образца.

Трековые исследования

Трековый метод регистрации α-частиц и осколков деления ядер. Регистрация α-частиц и осколков деления ядер твердотельными трековыми детекторами (ТТД) осуществляется путем химического травления следов торможения ядер в непроводящем твердом веществе. В результате травления каналы треков становятся видимыми в оптический микроскоп, что, таким образом, позволяет регистрировать каждое ядро отдельно и делает ТТД одними из наиболее чувствительных методов исследования крайне низких уровней природной радиоактивности. Так как средний размер треков от а-частиц

Таблица 3. *α-Активность и распределение "горячих" частиц разных размерных фракций в образцах почв из района Чернобыльской АЭС*

Образец	N_{TP}	ρ, 10^4 см$^{-2}$	L_1≈50 мкм		L_2≈100 мкм		L_3≥100 мкм	
			N	*n*, 10^3	*N*	*n*, 10^3	*N*	*n*, 10^3
Припять, Р-1	1272	3,0	90	2,12	67	2,05	216	5,09
Припять, Р-3	1110	1,9	168	2,88	111	1,90	177	3,03
Припять, Р-5	945	3,3	78	2,73	93	3,25	243	8,50
Припять, Р-31	1998	2,1	307	3,23	324	3,40	231	2,43

N_{TP} – число зарегистрированных треков; *r* – суммарная плотность треков α-частиц; *N* – число "горячих" частиц, зарегистрированных на той же поверхности; *n* – соответствующая поверхностная плотность частиц, см$^{-2}$.

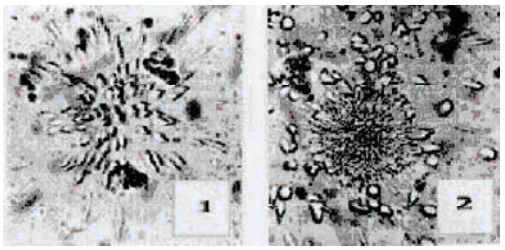


Рис. 3. *Микрофотографии треков α-частиц двух "горячих" частиц, образец почвы из района аварии Чернобыльской АЭС. Размер каждого снимка 200х200 микрон*

в пластиковых ТТД составляет около 10–20 мкм (диаметр 2–3 мкм), то, с одной стороны, это накладывает определенные ограничения на максимальную величину регистрируемого потока ядер (эффект перекрытия диаметров треков), однако, с другой стороны, существенно увеличивает разрешающую способность при авторадиографии, в частности, природных образцов. В качестве примера последних в данной работе приводятся некоторые результаты применения ТТД для изучения радиоактивного загрязнения почвы, образцы которой были взяты после аварии с разных мест в районе Чернобыльской АЭС.

Высокорадиоактивные "горячие" частицы. Именно с помощью ТТД в образцах почвы, взятых из 30-километровой зоны заражения продуктами выброса ядерного реактора Чернобыльской АЭС, были обнаружены так называемые "горячие" частицы (рис. 3), концентрация α-излучающих радиоизотопов в которых на многие порядки величины превышает средний фон α-активности вещества почвы [8, 9]. Измерения суммарной α-активности, обусловленной содержанием в "горячих" частицах таких α-излучающих изотопов, как $^{239, 240}$Pu, ^{241}Am позволяет оценить степень радиоактивной загрязненности данного района и установить характер этого загрязнения. Последний включает в себя, в частности, распределение частиц по размерам и уровню их удельной а-активности.

Некоторые результаты изучения образцов почв из района Чернобыльской АЭС. Исследованные образцы почв из района Чернобыльской АЭС были отобраны во время экспедиций ГЕОХИ РАН в течение 1986–1990 гг. Для регистрации α-частиц и определения характера распределения α-активности в приповерхностных (до 5–10 см глубиной) почвах нами использовался пластиковый ТТД типа CZ [7], просмотр и подсчет плотности треков в котором проводился с помощью оптического микроскопа при ~600-кратном увеличении. При этом анализ углового распределения треков позволял определить как форму, так и размер каждой из исследуемых частиц. Результаты измерения α-активности в частицах, выделенных из образцов почвы различных мест, приведены в таблице 3.

Приведенные результаты показывают, что: 1) Удельная α-активность "горячих" частиц является определяющей для изученных образцов почв; 2) Вариация суммарной плотности треков α-частиц относительно среднего ее значения для изученных проб почвы не превышает 30%; 3) Так же слабо варьирует плотность "горячих" частиц двух выделенных мелких (L≤100 мкм) фракций; 4) Однако, поверхностная плотность частиц более крупной фракции изменяется для изученных проб более чем в 3 раза. Следует отметить, что для изученных фракций "горячих" частиц плотность треков лежит в пределах 10–100 трек/частица. Вместе с тем, для частиц более мелкой фракции (до 1–10 мкм) встречаются трековые "звезды", α-активность которых достигает ~10 Бк/частица. Средний уровень α-активности грунта в районе 30-километровой зоны Чернобыльской АЭС находится в пределах (10^{-3}–10^{-4}) Бк/см^2 поверхности грунта. Оценка суммарного вклада детектируемых "горячих" частиц в общую α-активность вещества грунта для изученных образцов почв из района Чернобыльской АЭС составила около 70%.

Литература

1. *Алексеев В.А., Горин В.Д. // Астрон. вестник. – 2004. – Т.38, №2. – С.108–112.*
2. *Горин В.Д. Низкофоновый гамма-спектрометрический комплекс и применение его для анализа радиоактивности метеоритов и лунного вещества : Дис. … канд. техн. наук. – М.: ГЕОХИ АН СССР, 1982. – 289 с.*
3. *Горин В.Д. // Proc. Inf. Conf. on Low-radioactivity Measurement and Applications. – Bratislava, 1977. – P.201–203.*
4. *Лаврухина А.К., Алексеев В.А., Горин В.Д., Ивлиев А.И. Низкофоновая радиометрия. – М.: Наука, 1992. – 212 с.*
5. *Флейшман Д.Г., Горин В.Д. Современное состояние экосистемы Ладожского озера. – Л.: Наука, 1987. – С.62–67.*
6. *Fleishman D.G., Gorin V.D., Gritchenko Z.G. // Proc. 3rd Int. Conf.*

Low Radioactivities 85. – Bratislava, 1987. – P.123–126.

7. *Kashkarov L.L. et al. // Nucl. Tracks. – 1993. – Vol.22, No.1–4. – P.129–130.*
8. *Kashkarov L.L. et al. // Radiat. Meas. – 1995. – Vol.25, No.1–4. – P.413–414.*
9. *Kashkarov L.L. et al. / Eds.: Frontasyeva M.V., Perelygin V.P., Vater P. // NATO Sci. – Ser. IV. Earth and Environmental Sciences. – Kluwer Acad. Publ., 2001. – Vol.5. – P.43–48.*

КОМПЛЕКСНЫЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ ТЕРРИТОРИАЛЬНОЙ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ НА ОСНОВЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ОСНОВНЫХ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПАРАМЕТРОВ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ, ДОЗИМЕТРИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА И ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКОГО ИССЛЕДОВАНИЯ ЛИМФОЦИТОВ ПЕРИФЕРИЧЕСКОЙ КРОВИ

Н.Л. Алукер[1], В.Г. Дружинин[2], Н.В. Сорокина[2]

[1]КФ ИХТТМ СО РАН, Кемерово, Россия, lira@kemsu.ru
[2]Кемеровский государственный университет, Кемерово, Россия, lira@kemsu.ru

A COMPREHENSIVE APPROACH TO RADIOLOGICAL ASSESSMENT OF THE AREA BASED ON DETERMINATION OF KEY RADIO-ECOLOGICAL PARAMETERS OF THE ENVIRONMENT, A DOSIMETRIC MONITORING, AND A CYTOGENETIC INVESTIGATION OF PERIPHERAL BLOOD LYMPHOCYTES

N.L. Aluker[1], V.G. Druzhinin[2], N.V. Sorokina[2]

[1]Kemerovo Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Kemerovo, Russia
[2] Kemerovo State University, Kemerovo, Russia

Abstract. *In this study, we combined data from an extensive literature review, biological indication methods, and physical-chemical methods of radiation control to infer cause-and-effect relationship between chromosome mutations in peripheral blood of children and prolonged elevated concentrations of Radon in the air of the living facilities at an orphanage.*

Исходные данные

Биологические факторы

В 1996 г. при проведении цитогенетического контроля детей г. Таштагола выявлено большое число хромосомных аберраций и поломок определенного сорта (двойной разрыв связи) [1]. Цитогенетическое исследование лимфоцитов периферической крови из всех биологических методов считаются наиболее разработанным и объективным для целей индикации радиационного облучения. К настоящему времени имеются доказательства повреждающего цитогенетического действия радиации и длительного сохранения хромосомных аберраций. При цитогенетическом исследовании исходят из того факта, что хромосомные аберрации у людей, в отношении которых предполагается воздействие ионизирующего излучения, можно регистрировать в клетках крови в первом митотическом делении после воздействия. Известно, что ионизирующее облучение в отличие от химических мутагенов и вирусов индуцирует в клетках человека и животных, в основном, хромосомные, т.е. двухударные аберрации, а химические вещества и инфекции – нарушение хроматидного типа [2,3]. Поломки по типу разрыва связей в настоящее время однозначно связываются с воздействием радиации [3]. Метод позволяет определить последствия радиационного облучения в виде хромосомных изменений, а факт облучения и сама доза облучения должна определяться на основании дополнительных данных и физических методов контроля радиационной обстановки.

Радиационный фактор также может стимулировать увеличение заболеваемости, наблюдаемой по статистической отчетности в г. Таштаголе (табл. 1) [4].

Видно, что по приведенным в таблицах показателям Таштагол занимает лидирующие позиции, превышая аналогичные показатели в городах сравнения в несколько раз.

Геохимические и физико-химические факторы

Повышение радиационного фона на территории г. Таштагола может быть обусловлено природными источниками, сложной геологией района, добычей и переработкой железной руды, а также влиянием деятельности Семипалатинского полигона.

Горы Горной Шории сложены метаморфическими породами, прорванными интрузиями гранитов, сиенитов, с которыми связаны железорудные месторождения этого района. Территория Кондомского района представляет собой вулканическую депрессию, расположенную в зоне Ташелгино-Кондомского глубинного разлома (рис. 1) [5].

Весь таштагольско-кочуринский блок на магнитной карте отличается повышенными положительными полями различного характера и напряженности. Выделяются аномалии, соответствующие Таштагольскому месторождению и рудным участкам Кочуринского месторождения.

Магнитная аномалия Таштагольского месторождения является самой крупной и напряженной не только в Таштагольско-Кочуринском рудном поле, но и во всем Кондомском районе [6]. Характерна высокая напряжен-

Таблица 1. *Сравнительные данные о заболеваемости из статистической отчетности за 2007 г.*

Вид заболеваемости	Общая	Первичная	Болезни системы кровообращения		Преждевременные роды
Город	Подростки	Подростки	Беременные	Роженицы родильницы	Беременные
г. Кемерово	2330	1108	194,8	193,7	3,1
г. Киселевск	1313	928	59,5	54,7	4,2
г. Таштагол	2469	1926	469,1	398,7	8,1

ность поля в эпицентральной части, характеризующейся выходом рудных тел на поверхность.

Район рассматривался как перспективный на добычу урана [6, 7]. Геологическим объединением «Запсибгеология» в 1990–1991 гг. в основном с помощью аэрограммаспектрометрической съемки были проведены наиболее полные исследования радиоэкологической обстановки в Таштагольском районе. В городе Таштаголе на половине городской территории наблюдался уровень мощности эквивалентной дозы – 15–19 мкр/час, а на отдельных участках до 20–24 мкр/час. За городом, вдоль железной дороги, наблюдались обширные площади с мощностью дозы 20–24 мкр/час, а на отдельных участках до 35 мкр/час. На берегу реки Кондома мощность дозы достигала 80–90 мкр/час. Естественный фон от горных пород составил от 5 до 40 мкр/час (обнаженные горные породы, незастроенные участки). По данным отчета, повышенный уровень радиации обусловливается содержанием урана и тория в магнетитовых рудах, особенно Кондомского и Тельбесского месторождений, а также в продуктах отходов от переработки железной руды, использующихся в качестве строительных материалов.

На загрязнение атмосферного воздуха, особенно в помещениях, вероятно, оказывает влияние радон – радиоактивный газ, образующийся при распаде радия – 226. Радон легко растворяется в воде, крови и других жидкостях организма.

Еще одно причина повышения фона может быть связана с деятельностью Семипалатинского полигона. С 1949 по 1990 гг. на Семипалатинском полигоне было произведено 468 ядерных взрывов, в том числе 124 – в атмосфере.

Наибольший вклад в глобальное загрязнение радионуклидами внесли 127 ядерных взрывов, произведенных на полигоне с 1949 по 1962 г., большинство из которых были атмосферными. От взрыва первой атомной (плутониевой) бомбы 29.08.1949 г. след захватил юг Кузбасса до Белово (доза облучения населения ~ 7бэр). Таштагол попал в область поражения от взрыва в 1964 г. В почве юга Кузбасса до настоящего времени присутствуют Cs-137, Sr-90.

По данным индивидуальной дозиметрии с применением дозиметров ТЛД-К, проводившейся в 1999–2001 годах дозы облучения 60% населения в г. Таштаголе на ~ 1 мЗв превосходят средние по Кузбассу, что в соответствии с НРБ-99 относит население города к группе риска (рис. 2) [7].

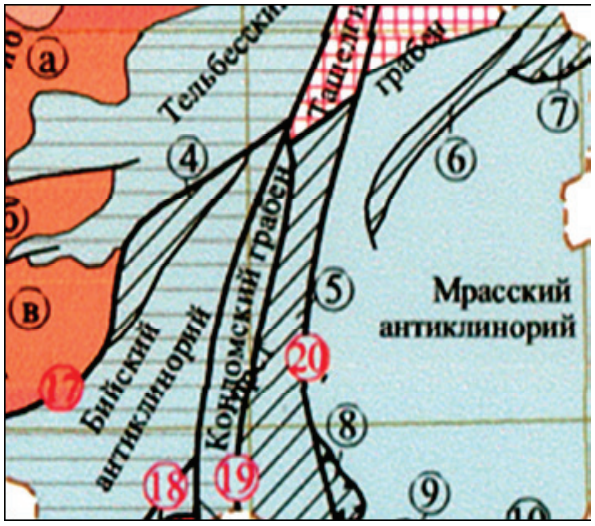


Рис. 1. *Алтае-Кузнецкая каледонская складчатая система. Баратальско-Мартайгинская складчатая зона: а) Бийско-Золотокитатская; б) Мрасско-Мартайгинская; в) Чугунашско-Среднетерсинская фрагментированная покровно-складчатая подзона. 4 – Чугунашская, 5 – Александровская, 6 – Усть-Анзасская тектоническая пластина. Алтае-Тувинская каледонская складчатая система. Алтае–Северосаянская складчатая зона. а) разломы главные: Сийский (18), Каурчакско-Таензинский (19), Ташелгино-Лебедской (20)*

Результаты текущего исследования

В 2009 году было проведено радиационное обследование в помещениях школы и общежития школы-интерната №3 в г. Таштаголе. Обследование включало в себя определение радиационных характеристик воды, потребляемой детьми, определение мощности дозы гамма излучения, содержания радона в воздухе помещений, индивидуальной дозиметрии детей и хромосомных поломок периферической крови детей.

Эффективная доза внешнего гамма-облучения оценивается по выражению 1:

$$E_{\gamma} = 8{,}766 \cdot 0{,}7 \cdot (0{,}8 \cdot P_{\gamma пом} + 0{,}2 \cdot P_{\gamma ул}),\ \text{мкЗв/год}, \quad (1)$$

где 8766 – число часов в году; 0,8 и 0,2 – принятые значения относительной длительности нахождения людей в помещениях и на открытой местности; 0,7 З в/Гр – ко-

Таблица 2. *Радиационные характеристики воды, используемой в школе интернате №3*

Определяемые показатели	Вода питьевая из водопровода	Вода питьевая привозная	Допустимый уровень, Бк/л
Суммарная объемная активность альфа-излучающих радионуклидов, Бк/л	0,01±0,001	0,04±0,02	0,1
Суммарная объемная активность бета-излучающих радионуклидов, Бк/л	0,2±0,04	0,2±0,1	1
Объёмная активность Rn-222, Бк/л	0,0±3	0,0±2	60
Объемная активность Cs-137, Бк/л	0,0±3	0,3±2	11

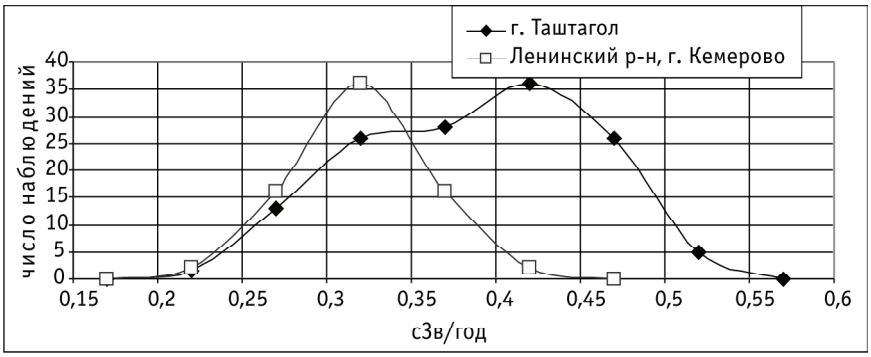


Рис.2. *Дозовые распределения в выборках г. Таштагол и г. Кемерово.*

эффициент перехода от мощности поглощенной дозы в воздухе (воздушной кермы) к мощности эффективной дозы для гамма-излучения природных радионуклидов; $P_{\gamma пом}$ и $P_{\gamma ул}$ (нГр/ч) – мощности дозы гамма-излучения (показания дозиметра за вычетом вкладов космического излучения и собственного фона (по общепризнанным данным космическое излучение обеспечивает ~ 44 нГр/ч). Среднемировые значения мощностей доз $P_{\gamma пом}$ и $P_{\gamma ул}$ составляют 84 и 59 нГр/ч соответственно.

В нашем случае гамма фон в помещения общежития и школы несколько повышен, хотя остается в рамках менее 0,3 мкЗв/час. Максимальное значение 0,28 мкЗв/час.

Среднее значение мощности дозы $\mathbf{P_{\gamma ул}}$ составило 0,10±0,01 мкЗв/час, в помещениях школы и общежития $\mathbf{P_{\gamma пом}}$ 0,17±0,02 мкЗв/час, т. о., за вычетом космического излучения 56 и 126 нГр/ч соответственно. Следовательно, дозовая нагрузка внешнего гамма излучения без учета космического излучения составила 0,98 мЗв/год, космическое излучение добавляет 0,39 мЗв в год и общая эффективная доза ~ **1,37 мЗв/год.**

Эффективная доза, обусловленная ингаляцией дочерних продуктов 222Rn ($ЭРОА_{Rn}$) рассчитывается по выражению (2):

$$E_{ДПР} = 8{,}766 \cdot 9 \cdot (0{,}8 \cdot (ЭРОА_{Rn})_{пом} + 0{,}2 \cdot (ЭРОА_{Rn})_{ул}),\ мкЗв/год \quad (2)$$

где 9 нЗв/Бк·ч·м^3 – дозовый коэффициент. Остальные коэффициенты те же, что и в формуле (1). ЭРОARn – эквивалентная равновесная объемная активность 222 Rn – взвешенная сумма объемных активностей короткоживущих дочерних продуктов радона. Среднемировое значение $(ЭРОА_{Rn})_{ул}$ = 6 Бк/м^3. В помещениях школы интерната среднее значение $ЭРОА_{Rn}$ составило 314±220 Бк/м^3, что обеспечило среднюю эффективную дозу внутреннего облучения за счет ингаляции радона ~**19,9 мЗв/год**, что в соответствии с [7] относит данное детское учреждение к категории неблагополучного по радиационному фактору.

Доза, обусловленная растворением газообразного ^{222}Rn в крови и последующим облучением внутренних органов человека, рассчитывается в соответствии с выражением (3):

$$E_{Rn} = 8{,}766Ч0{,}17 \cdot (0{,}8 \cdot (ОА_{Rn})_{пом} + 0{,}2 \cdot ОА_{Rn})_{ул}),\ мкЗв/год \quad (3)$$

где 0,17 нЗв/Бк·ч·м$^{-3}$ – дозовый коэффициент для газообразного ^{222}Rn. Среднемировое значение объемной активности $(ОА_{Rn})_{ул}$ = 10 Бк/м^3. Среднее значение $\mathbf{ОА_{Rn}}$ в помещениях школы интерната 441±319 Бк/м^3. По результатам расчета доза облучение детей школы интерната №3 составляет **0,53 ±0,38мЗв/год.**

Внутреннее облучение за счет других, обычно учитываемых факторов, следующее:

- Среднемировое значение эффективной дозы за счет долгоживущих природных радионуклидов в питьевой воде составляет **0,12 мЗв/год**.

  В нашем случае, исходя из результатов анализа вод (табл. 2), используемых в качестве питьевой, детьми интерната ни по одному из нормируемых параметров, не превышающих нормативы, не должно быть выше.
- Внутреннее облучение за счет ^{40}K ~**0,17 мЗв/год**.
- Среднемировое значение внутреннего облучения за счет долгоживущих природных радионуклидов в атмосферном воздухе ~0,01 мЗв/год при среднегодовом содержании пыли в атмосферном воздухе около 50 мкг/м^3.

Таким образом, общая средняя эффективная доза внутреннего облучения составила ~**0,82±0,38 мЗв/год.**

Если же посмотреть на распределение ОА радона в (Бк/м^3) по выборке в пределах помещений школы интер-

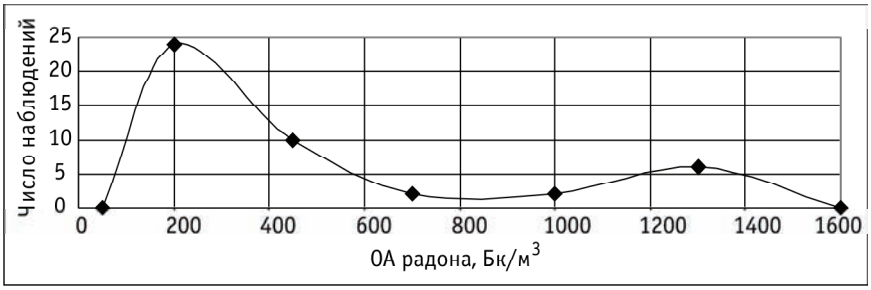


Рис.3. *Распределение ОА радона в помещениях школы интерната №3.*

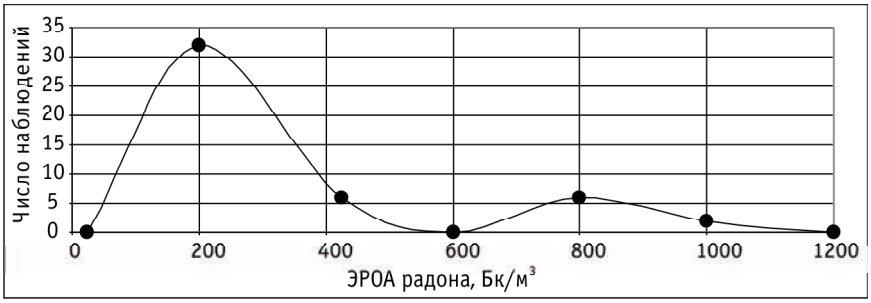


Рис. 4. *Распределение ЭРОА радона в помещениях школы интерната №3.*

ната №3, представленное на рис. 3, видно, что 15% значений превышают среднее значение ~200 Бк/м^3 более, чем в 5 раз, тем самым создавая дозу облучения детей школы интерната №3 в этих помещениях выше 1 мЗв/год.

Для жилых и общественных зданий, доза, получаемая за счет радона во время пребывания в этих зданиях не нормируется. Нормируется среднегодовая ЭРОА изотопов радона-222 (радон) и радона-220 (торон) в воздухе помещений. Для вводимых в эксплуатацию зданий среднегодовая ЭРОА радона не должна превышать – 100 Бк/м^3, для эксплуатируемых зданий – 200 Бк/м^3. На рис. 4. приведено распределение ЭРОА радона в школе интернате №3. 15% измерений превосходят нормативные значения в 4 раза.

Выводы

Повторяющийся по результатам анализа крови повышенный уровень хромосомных поломок, обычно наблюдаемый и хорошо описанный в качестве индикатора однократного радиационного в нашем случае, по-видимому, связан с длительным пролонгированным воздействием радона. Таким образом, основным фактором радиационного неблагополучия детей данного интерната является облучение за счет радона, средние концентрации которого в помещении школы (расположена в низине) выше, чем в общежитии.

Причиной повышенного содержания радона в воздухе помещений школы может быть несколько факторов. Для того, чтобы радон стал опасен для человека, необходимо присутствие в геологической среде источников радоновыделения – повышенных количеств материнского по отношению к радону радия; существование путей переноса эманации; наличие замкнутого пространства (здания), в котором бы находился человек и куда бы поступал радон. Из этих очевидных условий вытекает, что определение радоноопасности должно заключаться в выявлении в геологической среде потенциальных источников повышенного радоновыделения (определении удельной активности радия – 226 в грунтах, слагающих исследуемую территорию, выяснение путей переноса радона от источника и возможностей его поступления в проектируемое здание). Вероятно, в нашем случае существенную роль играет наличие глубинных разломов на данной территории (наличие локальных микротрещин в приповерхностной структуре, играющих роль проницаемых каналов).

Необходимо проведение контрольных исследований радиационной обстановки в данном интернате в весеннее-летний период, после схода снега (контроль почвогрунтов) и формирование на основе полной совокупности данных административных выводов и решений. Наиболее опасен радон для детей (в силу более низкой сопротивляемости детского организма). Детские сады и школы – малоэтажны, многие классы расположены на первых этажах. Учитывая полученные результаты на наш взгляд необходимо проведение в г. Таштаголе обследование дошкольных и учебных заведений. В Великобритании, где действует все тот же гигиенический норматив – 200 Бк/м3, пришли к выводу, что такое содержание радона в жилых помещениях на 34% повышает риск лейкозов у детей.

Работа поддержана проектом в рамках ФЦП “Исследования и разработки по приоритетным направлениям развития научно-технического комплекса России на 2007–2012 годы”. Государственный контракт Миннауки №02.512.11.2233, «Индивидуальная чувствительность генома и особенности проявления генотоксических эффектов у людей, длительно подвергающихся воздействию повышенных концентраций радона. Изучение возможных механизмов модификации эффектов».

Литература

1. *Дружинин В.Г., отчет по НИ работе "Разработка системы цитогенетического контроля за состоянием хромосомного аппарата в детских и подростковых контингентах Кемеровской области». – Кемерово, 1994.*
2. *Ретроспективная дозиметрия участников ликвидации аварии на Чернобыльской АЭС / под ред. В.П. Крючкова, А.В. Носовского. – Киев : Седа-Стиль, 1996. – С.98–143.*

3. *Effects of A-bomb radiation on the human body. Ed. by HICARE. – Harwood Academic Publishers. Bunkodo Co., Ltd, 1995. – 420 p.*
4. *Ильинских Н.Н., Адам А.М. и др,. Мутагенные последствия радиационного загрязнения Сибири. – Томск, 1995.*
5. *Геологическая карта Кемеровской области 1:500000. – ФГУГП «Запсибгеолсъемка», 2007.*
6. *Ильичев А.И., Соловьев Р.Л. География Кузбасса. – Кемерово, 1986.*
7. *Отчет о геологоразведочных работах, проведенных на железнорудных месторождениях за период 1.03.1973 по 1.04.1975 с подсчетами запасов.*
8. *НРБ 99, Комментарий к нормам радиационной безопасности – НРБ-99 и Основным санитарным правилам обеспечения радиационной безопасности – ОСПОРБ-99. – Министерство здравоохранения и социального развития Российской федерации, 2004.*

ПРИМЕНЕНИЕ ТЕРМОЛЮМИНЕСЦЕНТНОЙ ДОЗИМЕТРИИ ДЛЯ ПОИСКА И КОНТРОЛЯ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ОСВОЕНИЯ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ГОРЮЧИХ ПОЛЕЗНЫХ ИСКОПАЕМЫХ

Н.Л. Алукер[1], Я.М. Комарова[2], Н.В. Сорокина[2]

[1]КФ Института химии твердого тела и механохимии СО РАН, Кемерово, Россия, lira@kemsu.ru
[2]Кемеровский государственный университет, Кемерово, Россия, lira@kemsu.ru

USE OF THERMAL-LUMINESCENCE DOSIMETRY FOR EXPLORATION AND RADIO-ECOLOGICAL MONITORING OF FOSSIL FUEL DEPOSITS

N.L. Aluker[1], Y.M. Komarova[2], N.V. Sorokina[2]

[1]Kemerovo Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Kemerovo, Russia
[2]Kemerovo State University, Kemerovo, Russia

Abstract. *We examine two potential application aspects of thermal-luminescence method and TLD-K detectors: radio-ecological monitoring and exploration. While the method is currently used for radio-ecological monitoring, the exploration potential of the method is entirely under-exploited.*

Радиационно-экологический аспект

Основными источниками радиационной опасности при разработке месторождений полезных ископаемых являются естественные источники радиации, которые в результате деятельности могут появиться в окружающей среде (это руды и вмещающие горные породы, чаще всего, имеющие повышенные содержания Th-232 и U-238). Вынос их на поверхность может приводить к появлению локальных зон повышенной радиоактивности. Газы и пластовая вода, контактируя с породами, растворяют радионуклиды и также способствуют выносу их на поверхность при добыче. Кроме того, радионуклиды оседают в виде труднорастворимых отложений на оборудовании (трубопроводах, насосах, резервуарах, арматуре). Разливы и высыпания при демонтаже оборудования могут приводить к локальным радиационным загрязнениям дневной поверхности. При нефтегазодобыче, например, рекомендовано проведение радиационного контроля на предприятиях не реже 1 раза в год даже при нормальных радиационных показателях, в связи с тем, что при проведении работ ситуация может сильно изменяться.

Прогнозную оценку радиационной опасности месторождения необходимо начинать на стадии поисковых работ и продолжать на всех стадиях разведки и отработки месторождения. Комплекс исследований находится в прямой зависимости от класса месторождения. Большинство рудных формаций по радиационному признаку относятся к категории потенциально опасных. Следует также подчеркнуть, что в зависимости от стадии работ и некоторых других условий категория опасности месторождения часто возрастает.

Структура облучения за счет техногенно усиленного природного фона отлична от структуры обусловленной деятельностью объектов атомной промышленности и носит более глобальный характер (облучению подвергается большие слои населения). При сжигании углей в их золах происходит концентрирование радиоактивных редких, редкоземельных и других элементов. Коэффициент концентрации для урана и тория колеблется от 2 до 15 и зависит от полноты озоления, марочного состава и зольности угля. Часть радиоактивных элементов и продуктов их распада концентрируется в золах уноса, переходит в пылегазоаэрозольные образования, и становятся источником интенсивного загрязнения окружающей среды, а также внутреннего облучения населения.

В случае оценки воздействия природных источников радиации на население, пожалуй, наиболее естественным является использование основного критерия для оценки радиационного фактора – эффективной дозы облучения и сравнения этого параметра со средневзвешенным региональным значением.

Нами еще в 90-е годы был предложен детектор на основе промышленного стекла (SiO_2)-ТЛД-К [1]. Основным преимуществом разработанных термолюминесцентных детекторов ТЛД-К является высокая однородность партии детекторов. В связи с этим не требуется отбора детекторов по чувствительности и резко уменьшаются трудозатраты при работе с ними. Благодаря простой технологии изготовления была выпущена боль-

шая партия детекторов ТЛД-К, наличие которой определило возможность их широкого использования для территориального радиоэкологического мониторинга и массового дозиметрического контроля населения Кемеровской области.

Для оценки территориальной радиационной обстановки выработан комплексный подход, включающий в себя ряд доступных и оригинальных методов и методик оценки радиационной ситуации, обеспеченный наличием соответствующих технических средств.

Этот комплекс включает в себя применение термолюминесцентных детекторов ТЛД-К являющихся интеллектуальной собственностью разработчиков и обладающих рядом преимуществ перед аналогами для контроля радиационно-экологической безопасности поиска и освоения месторождений, включающее оценку радиационной безопасности труда горняков.

Кроме дозиметрии осуществляются следующие исследования:

1. Измерение плотности потока радона для ненарушенных земель или удельной активности радона в воздухе закрытых помещений (шахте).
2. Измерение радиационных характеристик основных водных источников, включая отстойники, сбросы, питьевые источники, поверхностные и скважинные.
3. Измерение содержаний основных природных радионуклидов в почвах, грунтах, вскрышных породах, и добываемых полезных ископаемых.

За последний год в области радиационно-экологической безопасности были выполнены следующие работы:

- радиационно-экологическое комплексное исследование территории промплощадок шахты Распадская-Коксовая;
- оценка фонового состояния радиационной обстановки района Усинского марганцевого месторождения;
- комплексное исследование радиационной обстановки на территории планируемого строительства в Кемеровском районе города-спутника “Лесная поляна”;
- комплексное исследование радиационной обстановки на территории планируемого строительства “Шахта Беловская”, “Опытно-промышленного участка открытых горных работ “Караканский-Западный”.

Следует отметить, что все исследования выполнялись для ненарушенных земель до начала работ по их интенсивному освоению. Все радиационные показатели находятся в пределах нормативных значений. Наиболее интересен же мониторинг изменения характеристик среды в процессе освоения месторождений.

Поисковый аспект

К настоящему времени разработан большой комплекс геохимических методов поиска месторождений. Важное место среди них занимают исследования литофизических параметров отложений зон геохимического зондирования [2]. Использование метода термолюминесценции (ТЛ) и детекторов ТЛД-К до постановки работ по бурению относится к области геологоразведочных работ, в частности к геохимическим поискам нефти и газа, предусматривает следующие варианты:

1. Применение метода термолюминесценции в качестве одного из физико-химических методов при проведении геологоразведочных работ на нефть и газ, при прогнозировании нефтегазоносности до постановки глубокого бурения скважин по результатам *площадного приповерхностного обследования* на основе пробоотбора и лабораторное исследование термолюминесцентных характеристик проб [3–5].
2. Применение термолюминесцентных детекторов ТЛД-К для исследования топографии распределения доз по площадям и поиск аномалий на основании дозиметрии.

Площадное приповерхностное обследование на основе пробоотбора и лабораторное исследования термолюминесцентных характеристик проб

В зоне длительного воздействия углеводородов (УВ) породы претерпевают существенные изменения вещественного состава и физических характеристик. В системе порода – газо-воздушная смесь – вода в зонах подтока углеводородов идут интенсивные процессы, обусловливающие трансформацию физико-химических свойств пород надпродуктивного комплекса. Минеральные образования, образующиеся в перекрывающих и подстилающих залежь породах в процессе метасоматоза, изменяют термолюминесцентные (ТЛ) характеристики.

ТЛ минеральных объектов зависит от многих причин, основными из которых кроме естественно дозы облучения являются условия синтеза и примесный состав. Выявление типоморфного значения минералов, выделение генераций производится по проявлению тех или иных пиков и их абсолютной и относительной интенсивности. Для ряда регионов термолюминесценция успешно используется для расчленения массивов и вулканогенных толщ и определения их возрастной последовательности. Прослеживаются изменения термовысвечивания на контакте и вблизи рудных тел, около разломов. Обсуждается влияние условий образования, термической истории, деформаций, напряжений, связанных с крупными тектоническими нарушениями, с метеоритными кратерами, подземными ядерными взрывами.

Все эти исследования, в значительной мере эмпирические, позволяют выявить зависимость термолюминесценции от различных факторов, к которым относятся кристаллохимические и радиационные факторы. Для минералов, отобранных с поверхности земли, запасенная в процессе формирования светосумма может быть полностью уничтожена или частично стерта из-за длительного хранения минералов при температурах порядка 20–50 °С и воздействия солнечного света, при этом наблюдаются широкие расплывчатые кривые ТСЛ с неявно выраженными максимумами. При последующем (лабораторном) облучении зачастую кривые ТЛ становятся более информативными, с четко выраженными максимумами.

Опытно-методические работы проводились на образцах четвертичных отложений юго-западной части

Прикаспийской впадины. Пробы отбирались из закопушек глубиной 30 см по нескольким профилям.

Были зафиксированы участки резкого повышения интенсивностей (светосумм) ТЛ, локализующиеся в центральных и окраинных частях профилей. Центральные аномалии располагались в пределах Юстинского выступа, а окраинные над зонами разрывных нарушений, ограничивающих его. Аномальные интенсивности (светосуммы) ТЛ превышали фоновые в 5–6 раз, в области выхода углеводородов наблюдалось понижение ТЛ в 2–3 раза относительно фона. Была проведена сверка результатов ТЛ с данными, полученными при обследовании данного участка другими методами (фототональность космоснимков (КФС), термогазовая хромотография, содержание Са и т.д.) и обнаружена хорошее согласие. Возможно, одна из причин повышения ТЛ пород связана с образованием вторичных кальцитов в зоне воздействия УВ в пределах выявленной аномалии.

Методика применение метода термостимулированной люминесценции (ТЛ) для поиска и разведки нефти и газа разработана совместно с ведущими специалистами в области геохимии нефти ВНИИГЕОИНФОРМСИСТЕМ. В полевых условиях проводилось опробование метода ТЛ на Вишанском нефтяном месторождении Украины, нефтяном месторождении Каламкас (Западный Казахстан), Кравцовском месторождении нефти на шельфе Балтийского моря, а также в Белоруссии и Западной Сибири.

Картирование области аномальных значений комплекса литогеохимических показателей методом ТЛ может внести существенный вклад за счет сокращения более дорогостоящих и трудоемких методов.

Применение детекторов ТЛД-К для исследования топографии распределения доз по площадям

ТЛ дозиметрия позволяет определять топографию радиационных полей на местности (такой подход чрезвычайно перспективен в поисковой геологии не только при поиске углеводородного сырья, но и радиоактивных элементов и золота).

При этом автоматически проводится аттестация рабочих мест и продукции, контроль отвалов и их воздействия на население. Следует подчеркнуть, что средства дозиметрического контроля могут быть использованы *в подземных условиях*, т. е. непосредственно в шахтах для определения индивидуальных дозовых нагрузок на шахтеров и оценки радиационных характеристик выработок.

Метод применения термолюминесцентных детекторов для оконтуривания месторождений наиболее успешно развивался в Китае. Результатами работ в данном направлении было обнаружение более 20 полей, где найдены отчетливые аномалии, которые согласуются с результатами теоретических моделей. Начало успеха радиоактивной топографии было положено на северовостоке Китая, где был открыт новый нефтеносный район (6 км^2). Основываясь на данных площадной дозиметрии было предсказано место для глубокого бурения в центре одной аномалии и в этом источнике был найден промышленный нефтяной разлив. В 1996 г. на основании радиометрических данных был обнаружен промышленный нефтяной источник и предсказана глубина залегания пласта. Практически подтверждено, что поверхностная радиационная разведывательная технология является быстрым, эффективным, экономичным методом для разведки нефти и газа и гораздо экономичнее традиционных методов. В Китае использовались детекторы собственного производства, характеристики которых уступают по некоторым параметрам используемым нами детекторам ТЛД-К.

Основные эксплуатационные характеристики детекторов ТЛД-К следующие:

- высокая однородность партии детекторов, не требуется отбора детекторов по чувствительности и резко уменьшаются трудозатраты;
- себестоимость ТЛД-КМ (основа – аморфный SIO_2) меньше себестоимости монокристаллических детекторов отечественного и зарубежного производства;
- удельная чувствительность детекторов не менее $0{,}5\times10^{11}$ квант/Гр/г;
- размеры детектора (мм) (3х3) допуск 0,05, толщина 0,5 допуск 0,05;
- масса детектора, (мг) – 11 допуск 0,2;
- диапазон линейности доз $6\text{x}10^{-3}$ – 2×10^{5} сГр;
- костно- и почвоэквивалентны, что позволяет применять для индивидуального дозиметрического контроля и контроля окружающей среды.

Существенным преимуществом наших детекторов, по сравнению с аналогами, является простота и технологичность изготовления, а также однородность свойств материала, позволяющая не проводить сортировку по чувствительности, что существенно снижает их цену. Эти обстоятельства и определяют возможность изготовления и поставки в короткие сроки партии детекторов, размер которой определяется только потребностями заказчика.

Детекторы ТЛД-К не токсичны, имеют малые размеры, обладают высокой сходимостью показаний и не требуют отбора по чувствительности. Надежность регистрации в области малых доз из-за отсутствия предпиков и меньшей хемилюминесценцией значительно выше, чем у фтористого лития.

У LiF – меньшая механическая прочность и стойкость к воздействию агрессивных сред, а также большая гигроскопичность. Китайские аналоги, кроме того, имеют ограничения по числу использования в цикле облучение – отжиг. Считывание информации может осуществляться при использовании термолюминесцентных установок, обеспечивающих нужную скорость нагрева и чувствительность. Детекторы опробованы при использовании различных считывающих устройств. В процессе считывания информация накопленная в ТЛД стирается и он готов к повторному использованию. Длительность считывания информации с одного детектора приблизительно 1 мин. Время, в течении которого детектор должен находится в поле излучения при фоновых дозовых нагрузках не менее 10 дней.

Литература

1. *Патент: GG01 T1/11, C 09 K 11/08 "Рабочее вещество для термолюминесцентного дозиметра ионизирующих излучений" №2108598.*

2. *Соболев И.С. Радиогеохимические поиски месторождений нефти и газа по поверхности. Состояние, проблемы, перспективы // Материалы II Международной конференции "Радиоактивность и радтоактивные элементы в среде обитания человека. – С.556–560.*

3. *Авт. свид.: "Способ геохимических поисков залежей нефти и газа" N 4605801/25.*

4. *Алукер Э.Д., Кучерук Е.В., Петухов А.В. Итоги науки и техники : Геохимия, минералогия, петрография / Информационное издание ВИНИТИ. – Т.16 "Геохимические методы поисков нефти и газа в СССР и за рубежом", – 1989.*

5. *МУ по определению параметров термостимулированной люминесценции пород и их использованию при поисках нефти и газа, утвержденные начальником Главного управления топливно-энергетических ресурсов А.Н. Золотаревым. – 1989.*

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПАРАМЕТРОВ СЕЛЕКТИВНОЙ СОРБЦИИ ОДНО- И ДВУХВАЛЕНТНЫХ КАТИОНОВ ПОЧВАМИ И МИНЕРАЛЬНЫМИ СОРБЕНТАМИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РАДИОИЗОТОПОВ

В.С. Анисимов, К.В. Петров, Л.Н. Анисимова, А.Н. Ратников,
С.В. Круглов, Д.В. Дикарев, И.В. Кочетков

ГНУ ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН, Обнинск, Россия,
vsanisimov@list.ru, kruglov@itkom.obninsk.org, ratnikov@obninsk.ru

DETERMINATION OF MONO- AND BIVALENT CATIONS SELECTIVE SORPTION PARAMETERS OF SOILS AND MINERALS USING RADIOACTIVE INDICATORS

V.S. Anisimov, K.V. Petrov, L.N. Anisimova, A.N. Ratnikov,
S.V. Kruglov, D.V. Dikarev, I.V. Kochetkov

RIARAE RAAS, Obninsk, Russia

Abstract. *There were studied absorption and ion-exchange behavior of Cs, Co(II) and Zn in the system "adsorbent-equilibrium solution" for different natural and synthetic mineral adsorbents. The parameters of metals sorption (selectivity coefficients, etc.) were determined with help of Langmure and two-sites models. It was shown, that the simple models are able to yield the valuable information for metals behavior in ion-exchangeable sorption processes*

Для описания связи между растворенной и адсорбированной формой элемента были использованы разные модели сорбции, включая уравнение изотермы Ленгмюра и простейшую из известных моделей полифункционального ионообменника. Целью работы являлось получение количественных параметров сорбции ТМ и ^{137}Cs различными природными и синтетическими минеральными сорбентами. В экспериментах использовалась серая лесная среднесуглинистая почва (Калужская обл., Перемышльский р-н). Емкости катионного обмена ($BaCl_2$, pH 6,5) и емкости FES (Frayed Edge Sites)-участков приведены в таблице 1.

Для исследования сорбции Co(II) и Zn навески почвы и минералов (бентонита, монтмориллонита, трепела и палыгорскита) массой 0,3–0,7 г помещали в 50 мл центрифужные пробирки, приливали по 20 мл раствора с постоянной ионной силой и возрастающим количеством соответствующего металла с радиоактивной меткой (^{60}Co, ^{65}Zn) на фоне 0,01 М раствора $Ca(NO_3)_2$. После встряхивания и контакта почвы с раствором в течение 1 сут. жидкую фазу отделяли центрифугированием и анализировали на содержание ТМ и Ca атомно-абсорбционным методом (спектрометр Varian, SpectrAA 250 Plus) и γ-спектрометрическим методом (спектрометр ГАММА–1П с полупроводниковым детектором из особо чистого германия с относительной эф-

Таблица 1. *Емкости поглощения природных и синтетических сорбентов*

СОРБЕНТ	ЕКО, Смоль/кг		FES*, мг-экв/кг
	Среднее	Ст. откл.	Среднее
Монтмориллонит (Montmorillonite untreated, FLUKA, Cat. No 69911)	52,30	2,43	70,9
Бентонит (Bentonite, Riedel-deНалп, Cat. No 18609)	52,10	2,44	–
Трепел (Калужская обл.)	20,67	1,29	–
Палыгорскит (Калужская обл.)	24,52	0,32	–
К-КОМПЛЕКСНЫЙ СОРБЕНТ	105,48	5,46	1111
Са-насыщенный К-КОМПЛЕКСНЫЙ СОРБЕНТ	80,09	0,52	–
Каолинит	5,73	1,04	–
Серая лесная среднесуглинистая почва (Перемышльский р-н Калужской обл.)	16,27	0,13	25,1

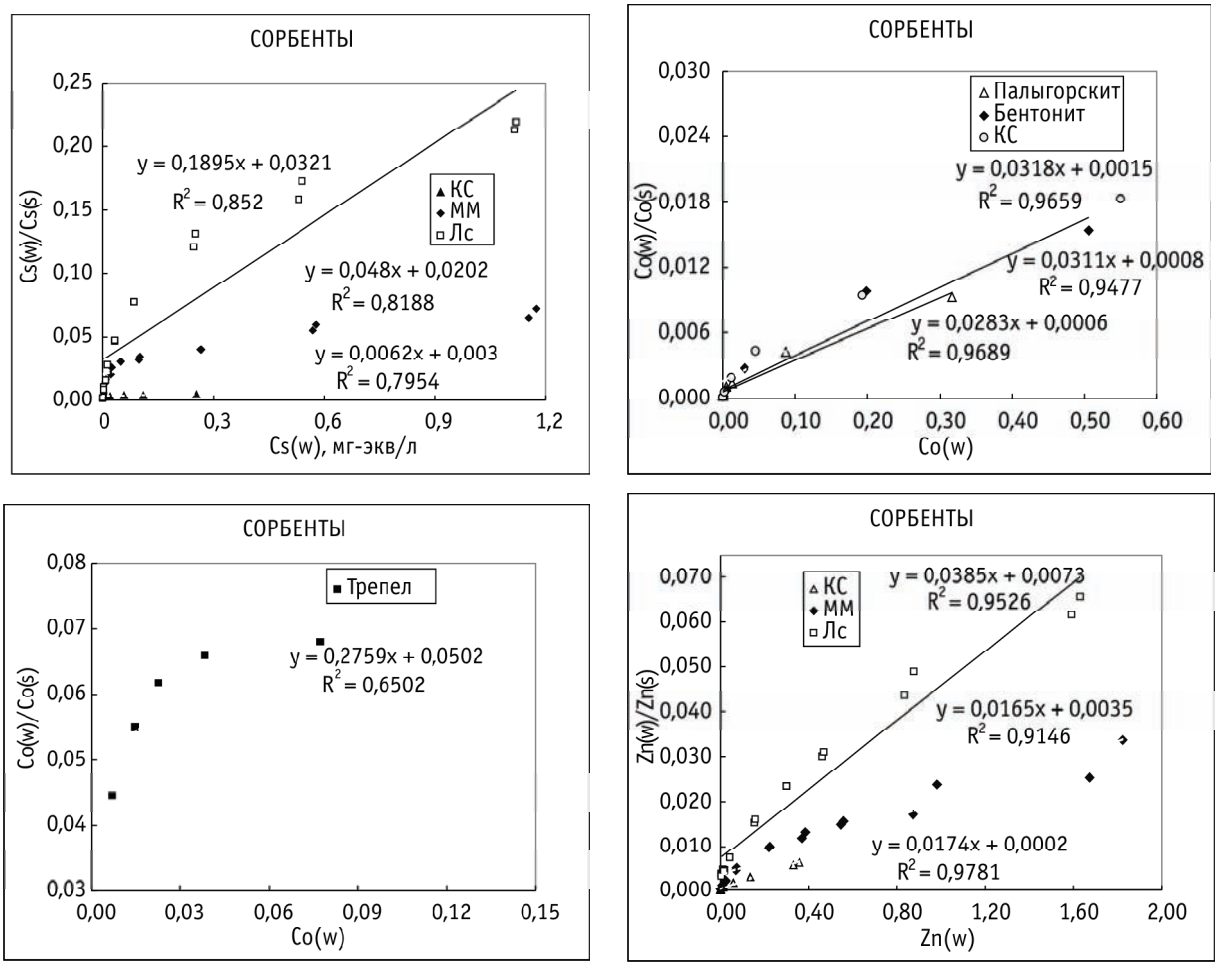


Рис. 1. *Изотермы адсорбции ионов Cs^+ на К-насыщенных сорбентах (КС – комплексный сорбент, ММ – монтмориллонит, Лс – серая лесная почва), Co^{2+} и Zn^{2+} – на Са-насыщенных образцах (Me(w) – концентрация металла в равновесном растворе, мМ/л, Me(s) – количество металла, поглощенного сорбентом, моль/кг)*

фективностью регистрации 35%). Эксперименты выполнялись в 2-кратной повторности. Количество металла, поглощенное твердой фазой, находили по разности между исходной и измеренной в равновесном растворе концентрациями. Подготовка образцов почвы и сорбентов для определения емкости селективных сорбционных участков по отношению к ионам Cs^+ – FES(Frayed Edge Sites)-участков, а также для определения параметров селективного обмена ионов Cs^+/K^+ на сорбентах с К-насыщенными FES-участками проводилась согласно методике Кремерса [1, 4], заключавшейся в предварительном маскировании неселективных участков комплексным ионом тиомочевины серебра $Ag(TU)^+$.

В ходе работ в рамках реализации государственного контракта №02.515.11.5090 от “26” июня 2008 г., региональных проектов и гранта РФФИ 07-04-97614 нами были апробированы и разработаны несколько лабораторных технологий активации (получения модифицированного сорбента) опал-кристобалитовой породы – трепела Зикеевского месторождения Калужской области. (патент на изобретение №2336257 от 20.10.2008 г.). Готовый продукт был назван “комплексным сорбентом”. Он был подвергнут рентгенодифрактометрическому анализу в АСИЦ ФГУП “ВИМС” им. Н.М. Федоровского и получены следующие результаты:

- содержание цеолита $K_{9,72}(Al_{7,32}Si_{28,08}O_{72})(H_2O)_{25,5}$ – 50±4%;
- структуры слюды $KAl_2[AlSi_3O_{10}](OH)_2$ – 4%;
- монтмориллонита $Al_2[Si_4O_{10}](OH)_2xnH_2O$ – 15%;
- кварц SiO_2 – 4%;
- рентгеноаморфная фаза – все остальное.

Среди всех перечисленных в таблице 1 сорбентов КС обладал наибольшей емкостью поглощения.

Сорбция Cs, Co(II), и Zn сорбентами и почвами

Для описания связи между растворенной и адсорбированной формой металлов использовали модель сорбции Ленгмюра. Уравнение изотермы Ленгмюра в линейной форме может быть записано в виде:

$$c/q = c/Q_{max} + (k_L Q_{max})^{-1}, \quad (1)$$

где q – количество ионов, адсорбированное единицей массы адсорбента, в данном случае почвы (мг-экв $кг^{-1}$); Q_{max} – максимальная адсорбция ионов на единицу массы сорбента (мг-экв $кг^{-1}$); c – равновесная концентра-

Таблица 2. *Параметры изотерм сорбции Me минеральными сорбентами и почвой*

Элемент	Уравнение Ленгмюра: $q = Q_{max} k_L c/(1+k_L c)$		
	Q_{max}, мг-экв (или мМ)/кг	k_L, л/мг-экв (или мМ)	R^2
Комплексный сорбент			
Cs	161,3	2,07	0,894
Co	31,4	21,2	0,984
Zn	57,5	87,0	0,953
Монтмориллонит			
Cs	20,8	2,38	0,921
Zn	60,6	4,71	0,894
Бентонит			
Co	32,2	38,9	0,948
Палыгорскит			
Co	35,3	47,2	0,967
Серая лесная почва			
Cs	5,28	5,90	0,852
Zn	26,0	5,27	0,953

ция ионов в растворе (мг-экв $л^{-1}$); k_L – показатель сродства, характеризующий связующую силу центров адсорбции в отношении рассматриваемого иона (л мг-$экв^{-1}$) и представляющий собой константу равновесия адсорбционного процесса, выраженную через отношение констант скоростей адсорбции и десорбции [3].

Графическое изображение экспериментальных зависимостей в координатах $[Me]_w/[Me]_s - [Me]_w$, где Me = Co(II), Zn или Cs, а $[Me]_w$ и $[Me]_s$ – концентрация растворенной и адсорбированной формы металла соответственно, показано на рисунке 1. Рассчитанные для сорбции металлов различными минеральными сорбентами и серой лесной почвой параметры моделей Ленгмюра приведены в таблице 2. Характер зависимостей указывает на гетерогенность сорбирующей поверхности и наличие, по крайней мере, двух категорий реакционных центров, значительно отличающихся по их количеству и энергетическим характеристикам. С увеличением концентрации свободного металла его поглощение почвой уменьшается.

По величине максимальной сорбции (Q_{max}) комплексным сорбентом рассматриваемые элементы располагаются в ряд Cs > Zn > Co. Для монтмориллонита и серой лесной почвы Q_{max} больше для цинка, чем для цезия.

Согласно [3], параметр k_L пропорционален $\exp(-s_i/RT)$, где s_i характеризует свободную энергию адсорбции ионных частиц *i*-го типа на реакционных центрах.

Таким образом, k_L, которая представляет собой кинетическое выражение константы равновесия процесса адсорбции ТМ почвой тождественна термодинамической константе равновесия процесса ионообменной адсорбции ТМ [3]. Чем больше величина k_L, тем больше изменение молярной энергии Гиббса (работа) процесса адсорбции. В связи с этим необходимо особо отметить, что k_L (Zn) комплексного сорбента, равный 87 л/мг-экв, в 16,5 и 18,5 раз превышает аналогичный показатель для серой лесной почвы и монтмориллонита соответственно.

Коэффициенты селективности катионного обмена Me/K(Ca). Места предпочтительного связывания ТМ обычно заняты катионами, присутствующими в почвенных системах в значительных количествах (H^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+} и др.). Поэтому сорбция ТМ почвами почти всегда имеет конкурентную природу, а процессы сорбции протекают как ионообменные реакции.

С целью установления коэффициентов селективности, например, для реакции катионного равновалентного обмена $B^+ + AX = A^+ + BX$ и оценки неоднородности сорбирующей поверхности разных почв для обработки экспериментальных данных была использована модель, базирующаяся на уравнениях закона действующих масс. Модель является простейшей из возможных моделей полифункционального ионообменника [2, 5] и часто находит применение при описании сорбционного поведения различных ионов и большого числа адсорбентов.

В общем случае, уравнение реакции равновалентного обмена с участием двух ионов *A* и *B* с валентностью *z* может быть записано следующим образом:

$$q_B/(Q - q_B) = (K_{B/A})^2 \times c_B/c_A, \qquad (2)$$

где: q_B – количество ионов *B*, адсорбированное единицей массы сорбента (почвы); *Q* – емкость катионного обмена сорбента; $Q - q_B = q_A$ – количество ионов *A*, приходящееся на единицу массы сорбента; $K_{B/A}$ – коэффициент селективного обмена *B*/*A*; c_B/c_A – отношение концентраций (или активностей, если $\gamma B = \gamma A$) ионов в растворе.

Для системы, содержащей более одного типа разнородных мест сорбции, уравнение для каждого типа мест сорбции имеет вид:

$$q_i = K_i Q_i (c_B/c_A) : [1 + K_i (c_B/c_A)], \qquad (3)$$

где индекс *i* относится к одному конкретному типу сорбционных центров.

Суммирование производится для всех рассматриваемых типов сорбционных центров. Если система включает лишь два типа мест сорбции, низкоселективные (*l*) и высокоселективные (*h*), выражение для расчета усредненного коэффициента селективности *K* может быть записано в виде [5]:

$$K = [K_l Q_l + K_h Q_h + K_l K_h Q (c_B/c_A)] :$$
$$: [Q + (K_l Q_h + K_h Q_l) (c_B/c_A)], \qquad (4)$$

где c_B/c_A – отношение концентраций (или активностей, если B A) ионов в растворе, $Q = Q_l + Q_h$ – емкость катионного обмена почвы.

Применение выражения (6) для анализа изотермы обмена, построенной в координатах $K_C - c_B/c_A$ позволяет определить четыре параметра: значения коэффициентов селективного обмена (K_l и K_h) и обменной емкости (Q_l и Q_h), соответствующие двум разнородным типам реакционных центров на сорбирующей поверхности. Соответствие между теоретическими кривыми, рассчитанными по двум моделям ионообменной сорбции, и экспериментальными данными показано на рисунке 2.

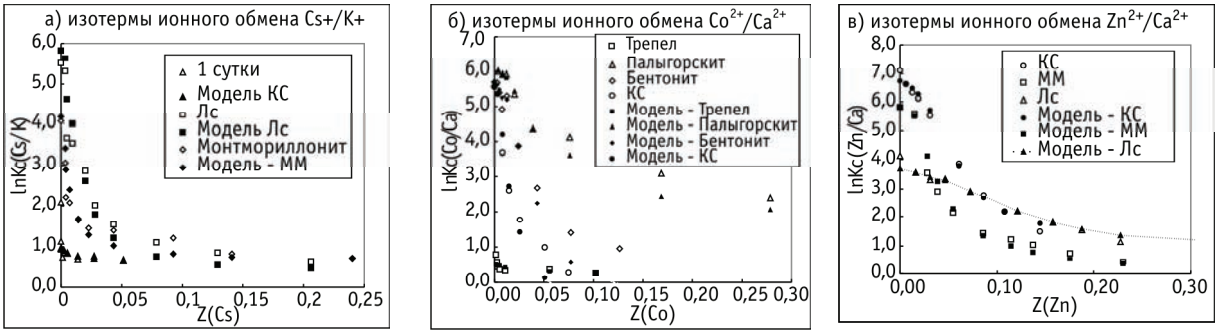


Рис. 2. *Изотермы катионного обмена Cs^+/K^+ на K-насыщенных сорбентах (а), Co^{2+}/Ca^{2+} на Ca-насыщенных сорбентах (б) и Zn^{2+}/Ca^{2+} на Ca-насыщенных сорбентах (в)*

Таблица 3. *Значения коэффициентов селективности и емкости селективных участков для сорбции металлов различными сорбентами*

Элемент	Модель полифункционального ионообменника				
	K_h	K_L	Q_h мг-экв* (или мМ)/кг	Q_L мг-экв (или мМ)/кг	RIP*, $(ПСС)_{расч.}$ мг-экв (или мМ)/кг
Комплексный сорбент					
Cs	248	1,77	4,24	1050	2906
Co	3787	1,0	6,89	390	26499
Zn	14000	4,5	23,7	410	334033
Монтмориллонит					
Cs	5980	1,03	0,67	102	4627
Zn	6105	1,0	14,3	236	87320
Бентонит					
Co	3870	1	7,84	270	30614
Палыгорскит					
Co	6108	11	7,26	170	46211
трепел					
Co	59,9	1,17	1,04	98,0	177
Серая лесная почва					
Cs	12000	1,80	0,51	48,5	8496
Zn	333	2,65	9,32	80,0	3314

Примечание: * – для Cs^+.

Коэффициенты селективности K_c(Me/K(Ca)) металлов (Me = Cs, Co, Zn) по отношению к иону, присутствующему в системе в макроколичестве K(Ca), меняющиеся в зависимости от состава равновесного раствора или степени заполнения адсорбента, отражают взвешенный вклад разных функциональных центров в селективность Me-K(Ca) обмена. С увеличением степени заполнения емкости адсорбента селективность поглощения уменьшается. Значения коэффициентов селективности и емкости катионного обмена для разнородных мест связывания металлов в двух почвах, установленные с использованием для обработки экспериментальных данных выражений (4) суммированы в таблице 3.

По отношению к ионам Cs^+ монтмориллонит и серая лесная почва проявляют высокую селективность (K_c(Cs/K) >>1) при отношении Cs/K в равновесном растворе вплоть до 0,003 и 0,004 соответственно. Но величина K_c(Cs/K) существенно зависит не только от мольного отношения обменивающихся ионов, но и от свойств сорбентов. Большие значения K_c(Cs/K) указывают на наличие мест обменной сорбции с особенно высоким сродством к катионам цезия. Малый угол наклона к оси абсцисс конечных участков кривых свидетельствует о слабой избирательности сорбентов к ионам Cs^+, находящимся в растворе. В отличие от двух вышеназванных сорбентов, значения K_c(Cs/K) комплексного сорбента невысоки и варьируют во всем исследованном диапазоне соотношения концентраций Cs/K в равновесном растворе (0–0,03) от 3 до 2. Это является свидетельством о подавляющем превалировании в составе КС энергетически однородных сорбционных центров, характеризующихся сравнительно невысокой селективностью по отношению к цезию. Однако, поскольку емкость этих участков очень велика (1050 мг-экв/кг), КС спосо-

бен достаточно эффективно извлекать ионы цезия из нейтральных и слабокислых (pH ≈ 4) водных растворов. Количественной характеристикой относительной эффективности сорбента связывать радиоизотопы цезия является его потенциал селективной сорбционной способности по отношению к Cs^+ (RIP – radiocaesium interception potential) [4, 6]. RIP можно получить опытным путем или рассчитать на основании, например, приведенной ранее модели ПФИ. В этом случае $RIP_{расч.}$ будет равен сумме произведений емкостей однородных сорбционных участков на соответствующие им рассчитанные значения $K_c(Cs/K)_i$.

В таблице 3 приведены значения $RIP_{расч.}$, полученные с помощью двухкомпонентной модели ПФИ. Согласно этим данным, наиболее эффективным сорбентом по отношению к Cs^+ является серая лесная почва. Аналогичный подход при определении относительной эффективности различных сорбентов был использован в отношении ионов ТМ Co(II) и Zn. Полученный расчетным путем с помощью двухкомпонентной модели ПФИ показатель, мы назвали "потенциалом селективной сорбции" металлов. Но в отличие от RIP, при расчете которого используются значения только части емкости поглощения сорбента, отвечающей за селективное связывание ионов Cs^+ (емкость FES-участков), при расчете ПСС учитывается общая емкость поглощения ионообменника (EKO).

На основании данных, приведенных в таблице 3, можно сделать вывод об исключительно высокой способности КС связывать ионы Zn, которая в 4 раза превышает аналогичный показатель монтмориллонита и в 100 раз – серой лесной почвы. В отношении Co ПСС КС оказался на уровне бентонита, значительно превышая ПСС трепела, но почти в 2 раза уступив палыгорскиту.

Литература

1. *Анисимов В.С., Круглов С.В., Алексахин Р.М., Суслина ЛГ., Кузнецов В.К. Влияние калия и кислотности на состояние ^{137}Cs в почвах и его накопление проростками ячменя в вегетационном опыте // Почвоведение. – 2002. – №11. – С.1323–1332.*
2. *Пинский Д.Л. Коэффициенты селективности и величины максимальной адсорбции Cd^{2+} и Pb^{2+} почвами // Почвоведение. – 1995. – №4. – С.420–428.*
3. *Фридрихсберг Д.А. Курс коллоидной химии. – Л. : Химия, 1984. – 368 с.*
4. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils // Nature. – 1988. – Vol.335, No.6187, – P.247–249.*
5. *Harmsen K. // Soil chemistry – B. Physico-Chemical Models. (Ed. G.H. Bolt). – Amsterdam : Elsevier, 1979.*
6. *Valcke E., Engels B., Cremers A. The use of zeolites as amendments in radiocaesium- and radiostrontium-contaminated soils: A soil chemical approach. Part I: Cs-K exchange in clinoptilolite and mordenite // Zeolites. – 1997a. – Vol.18. – P.205–211.*

ИССЛЕДОВАНИЕ КИНЕТИКИ КОРНЕВОГО ПОГЛОЩЕНИЯ КАТИОНОВ Co(II), Zn И Ni ИЗ РАСТВОРОВ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ

Л.Н. Анисимова, В.С. Анисимов, С.В. Круглов

ГНУ ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН,
Обнинск, Россия, lanisimovan@list.ru, vsanisimov@list.ru, kruglov@itkom.obninsk.org

THE STUDY OF Co(II), Zn(II) AND Ni ROOT UPTAKE KINETICS FROM SOLUTIONS WITH USE OF RADIOACTIVE TRACERS

L.N. Anisimova, V.S. Anisimov, S.V. Kruglov

RIARAE RAAS, Obninsk, Russia

Abstract. *It was shown, that in despite of close Co and Ni physico-chemical properties and behavior in sorption-desorption processes they are rather different as for biochemical and phytotoxicity properties. During the vegetation experiment with pea roots there was found, that Co^{2+} behave himself like "xenobiotic" while behavior of Ni^{2+} (like Zn^{2+}) is intrinsic to microelement, which is required for plant. The analysis of heavy metals ions uptake isotherms by pea roots from saturating solutions in wide range of concentrations (with help of radioactive tracers) revealed the presence of two (high- and low-affinity) systems of trans-membrane transportation of ions Zn^{2+} and Ni^{2+}.*

Чрезмерные концентрации тяжелых металлов (ТМ), являющиеся результатом техногенного загрязнения, вызывают снижение микробиологической активности почв и их плодородия, потери урожая и качества сельскохозяйственной продукции, представляют риск для здоровья населения [1–3]. Опасность загрязнения почв напрямую связана с доступностью ТМ для живых организмов, а прогнозирование переноса металлов из почвы в растения является важным вопросом агроэкологии, поскольку на этом уровне осуществляется основной контроль поступления их в пищевые цепи. Переход ТМ из почвы в растения зависит от многих факторов, включая природу металла, свойства почв и морфофизиологические особенности растений.

Некоторые тяжелые металлы в природных концентрациях традиционно рассматриваются как микроэлементы, необходимые для развития растений, существования животных и человека, но переходят в группу потенциально токсичных веществ, если содержание их в почвах и биологических объектах возрастает в результате техногенного загрязнения окружающей среды [4–6].

Из-за близости физико-химических свойств ионов (ионный радиус и потенциал, электроотрицательность, размеры гидратированных ионов в водных растворах и

др.) существуют общие закономерности распределения в почвах и геохимического поведения Co и Ni (а также Fe). Данные металлы, однако, могут существенно отличаться своим биохимическим поведением и токсичностью в силу различий их участия и роли в физиологических процессах. Загрязнение Co и Ni в настоящее время носит региональный характер, но в некоторых случаях, особенно в районах расположения предприятий черной и цветной металлургии, содержание этих металлов в почвах может в десятки и сотни раз превышать фоновые значения для соответствующих геохимических провинций. Цинк, как известно, является необходимым для растений микроэлементом. Однако и он способен оказывать негативное токсическое воздействие на растения в случае избыточного содержания его в почвах. Поскольку цинк в больших количествах используется в производстве, загрязнение окружающей среды цинксодержащими отходами является весьма распространенным явлением.

Целью данной работы являлось исследование процессов трансмембранного переноса в Co, Ni и Zn в молодые корни бобовых растений из водного раствора для оценки фитотоксичности металлов.

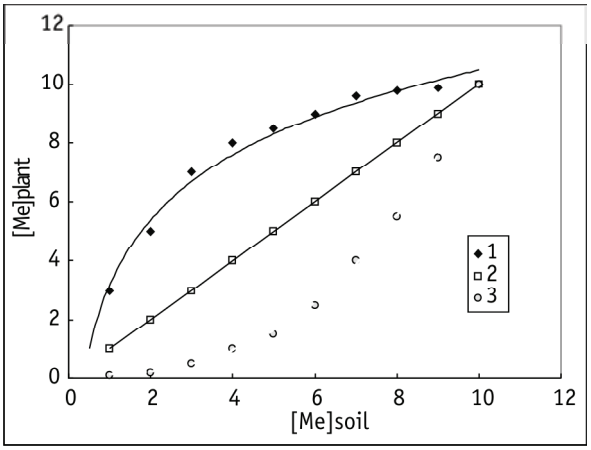


Рис. 1. *Различные виды зависимостей накопления ТМ растениями от концентрации металлов в почве (1 – аккумулятивный, 2 – индикативный, 3 – защитный) (цит. по Baker, 1981)*

Объекты и методы исследований

Модельные эксперименты по изучению трансмембранного переноса Co, Zn и Ni в молодые корни бобовых растений проводились со свежеотделенными корешками 3-хдневных растений гороха (*Pisum sativum L.*) в модельных растворах, содержащих 0.5 мМ/л [Ca^{2+}] и возрастающие концентрации ионов кобальта (II) с радиоактивной меткой ^{60}Co, $Zn^{+65}Zn$ и никеля. Время экспонирования корешков в соответствующих растворах составляло 20 мин. при непрерывном аэрировании. Время выдержки во вмещающем (0,5 мМ/л [Ca^{2+}]) растворе – 20 мин. до и после экспонирования. Температура проведения экспериментов 21±1 °C.

Содержание РН в равновесных растворах и корнях растений (после мокрого озоления растительного материала смесью HNO_3+$HClO_4$ в специальных флаконах из стекла) измеряли g-спектрометрическим методом (спектрометр ГАММА-1П с полупроводниковым детектором из особо чистого германия с относительной эффективностью регистрации 35%). Эксперименты выполнялись в 2-кратной повторности. Содержание ТМ и Ca в равновесных растворах и корнях растений (после сухого озоления растительного материала при 450 °C и кислотного растворения зольного остатка) измеряли методом атомно-эмиссионного анализа (ICP спектрометр Liberty II фирмы “Varian”).

Результаты экспериментов обрабатывали с использованием методов математической статистики, входящих в состав пакета статистической обработки данных программы Excel 2003.

Результаты и их обсуждение

В общем случае, ТМ токсичны для растений, поскольку прямо или косвенно влияют на метаболические процессы, такие как дыхание, фотосинтез, фиксация CO_2, минеральный и газовый обмен и другие. Первичным процессом является накопление в растении избыточных количеств металла, что вызывает изменение протекания всех метаболических реакций и угнетение продукционного процесса. Механизм токсичности Co и Ni для высших растений до конца не понятен, так же как до сих пор неясно, необходим ли Co для высших растений, хотя имеются некоторые доказательства его положительного влияния на их рост [3]. Длительное время считалось, что никель не является микроэлементом, необходимым для растений, а даже, напротив, является абсолютно токсичным металлом. Однако, позднее [7, 8] было установлено, что никель является микроэлементом, необходимым, хотя и в значительно меньших количествах, чем медь и цинк, для нормального функционирования растений.

Защитные реакции растений, направленные на ограничение поступления избыточных количеств токсичных веществ (включая ТМ) в организм, имеют разные механизмы и могут действовать на различных уровнях организации (изменение ионной проницаемости клеточных мембран, пояски Каспари, иммобилизация ионов ТМ во внутриклеточных структурах, связывание фитохелатинами и др.). Эффективность защитных реакций и устойчивость растений к действию повышенных концентраций разных металлов неодинакова. Одним из первичных эффектов токсичного влияния ТМ на растительные организмы является изменение проницаемости клеточных мембран, а среди вторичных механизмов их действия выделяют деструкцию пигментного комплекса и ингибирование процесса фотосинтеза.

Различные типы защитных реакций растений на возрастающие концентрации ТМ в почве были обобщены в работе [9] и получили название модели поглощения тяжелых металлов Бейкера. В рамках данной модели кривая 1 (см. рис. 1) описывает “аккумулятивный” тип поглощения ионов растениями. Эта кривая характеризуется резким возрастанием скорости поглощения ТМ растениями в области низких концентраций с последую-

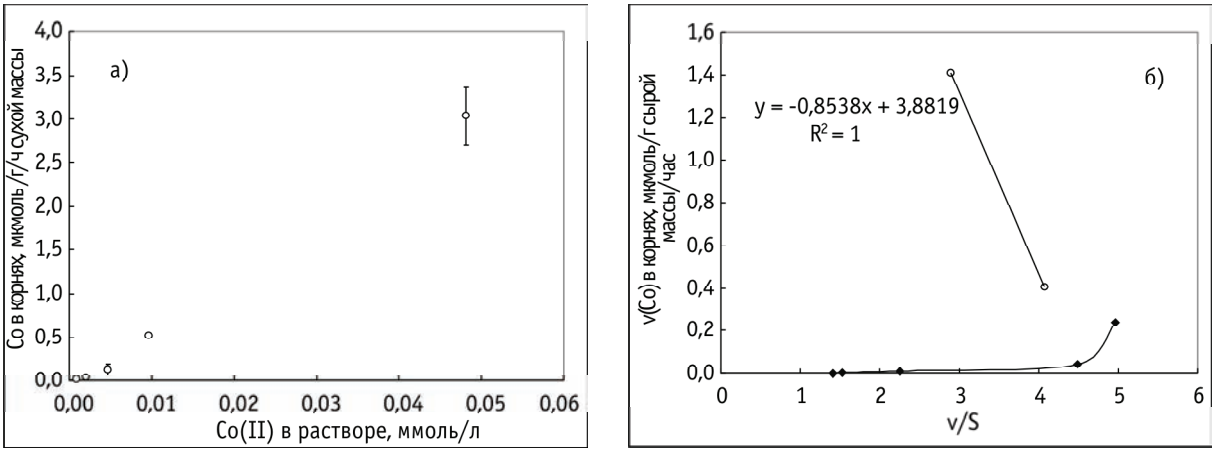


Рис. 2. *Зависимость скорости поглощения ионов Co(II) (в пересчете на сухую массу корней) от концентрации металла в модельном растворе (а); зависимость скорости поглощения ионов Co(II) от отношения: скорость поглощения ионов металла/концентрации металла в модельном растворе – графическое преобразование уравнения Михаэлиса–Ментен в координатах Иди–Хофсти, (б)*

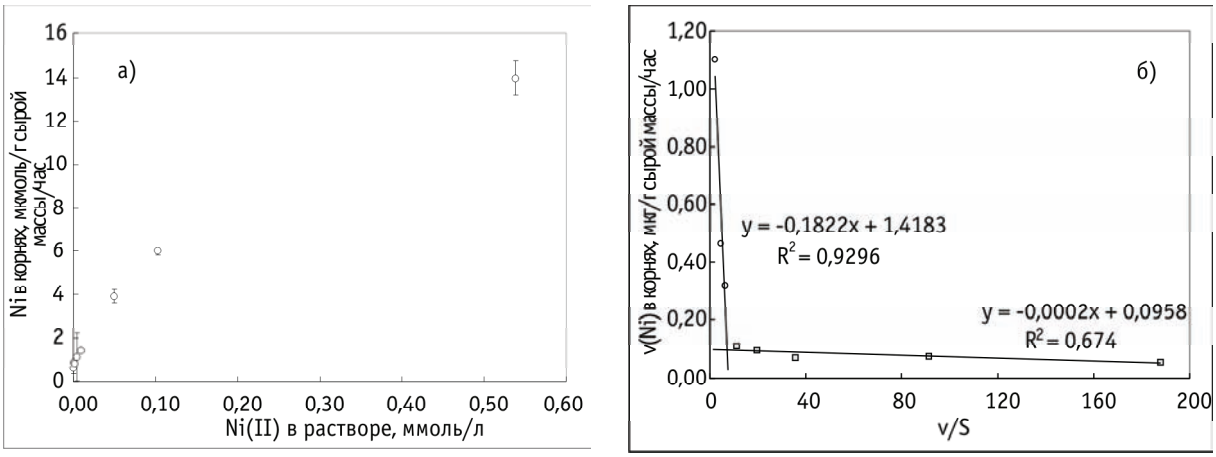


Рис. 3. *Зависимость скорости поглощения ионов Ni(II) (в пересчете на сырую массу корней) от концентрации металла в модельном растворе; зависимость скорости поглощения ионов Ni(II) от отношения: скорость поглощения ионов металла/концентрации металла в модельном растворе*

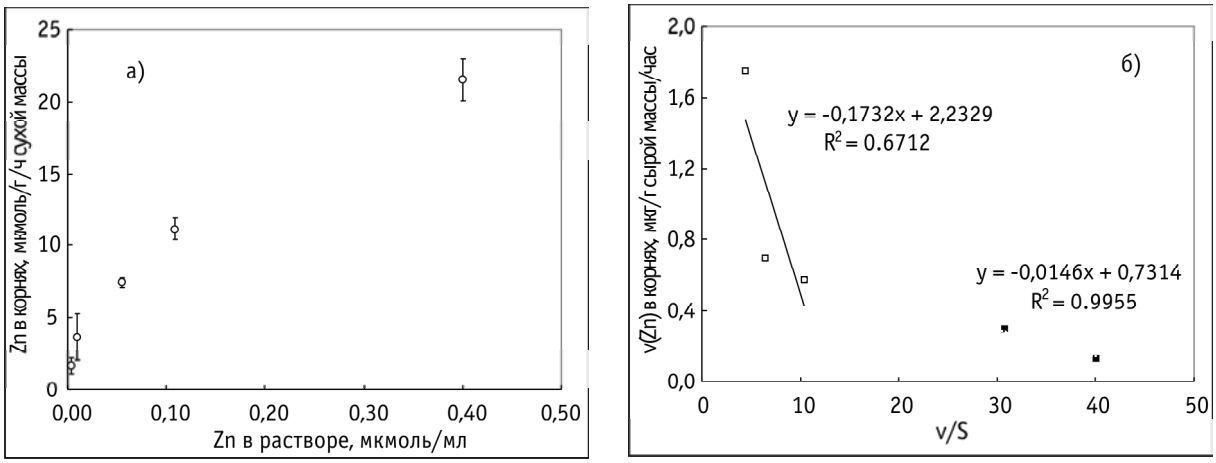


Рис. 4. *Зависимость скорости поглощения ионов Zn (в пересчете на сухую массу корней) от концентрации металла в модельном растворе (а); зависимость скорости поглощения ионов Zn от отношения: скорость поглощения ионов металла/концентрации металла в модельном растворе (б)*

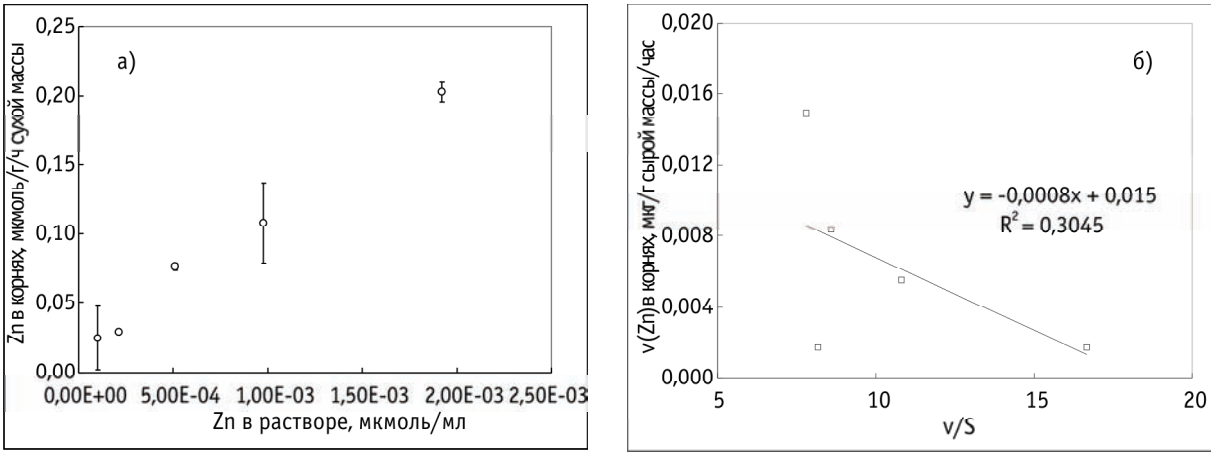


Рис. 5. *Зависимость скорости поглощения ионов Zn (в пересчете на сухую массу корней) от концентрации металла в модельном растворе (а); зависимость скорости поглощения ионов Zn от отношения: скорость поглощения ионов металла/концентрации металла в модельном растворе (б)*

щим ее замедлением. Такое поведение характерно для ТМ, являющихся необходимыми в малых концентрациях для нормальной жизнедеятельности растений (микроэлементов). Данный тип зависимостей можно описать с помощью широко известного уравнения ферментативной кинетики (Михаэлиса–Ментен):

$$v = V_{max} [S] / \{K_m + [S]\}$$

или суперпозиции двух соответствующих уравнений. В данном уравнении v – скорость физиологически контролируемого (ферментативного) процесса, мкМ/г/час; V_{max} – максимальная скорость физиологически контролируемого (ферментативного) процесса, мкМ/г/час; K_m – константа Михаэлиса, характеризующая сродство фермента к субстрату, мкМ.

Кривая 2 описывает "индикативный" тип поглощения ионов ТМ растениями. Подобное поведение свидетельствует об отсутствии физиологического контроля со стороны растений над процессом поступления ТМ. Основным механизмом проникновения ионов металлов в корни растений является разность химических потенциалов элементов внутри и вне растительной клетки (диффузионный механизм).

Кривая 3 описывает "защитный" тип поглощения ионов ТМ растениями. Ионы ТМ, характеризующиеся подобным типом поступления, являются токсичными даже в очень малых концентрациях. Растения используют все свои защитные механизмы для того, чтобы противостоять проникновению ионов этих металлов в корни. Таким образом, тяжелые металлы данного типа можно охарактеризовать как "ксенобиотики".

Для изучения роли Co и Ni в обеспечении жизнедеятельности высших растений нами были выполнены соответствующие модельные эксперименты, заключающиеся в исследовании процессов трансмембранного переноса Co и Ni в молодые корни бобовых растений (гороха посевного – *Pisum sativum L.*).

Результаты представлены на рисунках 2–5. Зависимость накопления Co корнями гороха (рис. 2а) позволяет сделать однозначный вывод о реализации в данном случае "защитного" типа поглощения ионов кобальта растениями. Таким образом, Co можно рассматривать в качестве "ксенобиотика" или токсичного вещества, проникновению которого в корневую систему растение старается воспрепятствовать. Дополнительным подтверждением вышесказанного является форма зависимостей, получаемых при графическом преобразовании уравнения Михаэлиса–Ментен в координатах Иди–Хофсти, представленных на рисунке 2б.

В диапазоне концентраций Co(II) в модельном растворе 0,9–100 мкМ/л отмечается нелинейная зависимость, которая при более высоких концентрациях Co(II) в растворе (100–500 мкМ/л) сменяется прямолинейной зависимостью, характерной для преобразования Иди-Хофсти, но с тангенсом угла наклона близким к –1. Тангенс угла наклона прямой в соответствующем преобразовании равен значению константы Михаэлиса (K_m), взятой с противоположным знаком (K_m – величина положительная). Чем меньше значение константы Михаэлиса, тем выше сродство белков-переносчиков, расположенных в мембране к транспортируемому иону микроэлемента, чем ближе значение K_m к единице, тем ниже физиологическая роль растения и выше роль диффузионного механизма в трансмембранном переносе соответствующего иона. Таким образом, на основании полученных данных, можно утверждать, что при низких концентрациях Co(II) в прикорневых растворах (0–100 мкМ/л) растениями задействуются физиологические механизмы, которые будут препятствовать проникновению данного иона в симпласт. При более высоких концентрациях Co(II), растения уже не в состоянии противостоять проникновению ионов кобальта в клетки в результате процесса диффузии.

Все вышесказанное, на первый взгляд, противоречит устоявшемуся взгляду на роль кобальта как важного микроэлемента, необходимого для растений. Однако, роль кобальта в данном случае двоякая. Он необходим в качестве микроэлемента не самим растениям (в том числе бобовым), а микроорганизмам, находящимся с

ними в симбиозе и присутствующими в почве, которые отвечают за азотфиксацию. Биогенный азот, производимый микроорганизмами, в свою очередь, благотворно влияет на рост и развитие растений.

Применим вышеизложенный подход к интерпретации экспериментальных данных, касающихся поведения никеля в системе "модельный раствор – корни растений", представленных на рисунке 3.

Зависимость накопления Ni корнями гороха (рис. 3) позволяет сделать однозначный вывод о реализации в данном случае "аккумулятивного" типа поглощения ионов никеля растениями. Таким образом, Ni можно рассматривать в качестве микроэлемента, необходимого для нормального функционирования растений.

Анализ графиков, представленных в координатах Иди–Хофсти, для никеля позволяет сделать заключение, что при поглощении ионов данного элемента в диапазоне концентраций Ni(II) в модельном растворе 300 нМ/л – 10 мкМ/л задействована одна очень селективная система трансмембранного переноса ионов никеля (K_m=0,0002; V_{max}=0,096) и другая, менее селективная, которая превалирует при более высоких концентрациях Ni(II) в растворе (10–500 мкМ/л), (K_m=0,182; V_{max}=1,4183. Вероятнее всего, эта вторая система белков-переносчиков является специфичной не столько по отношению к ионам никеля, сколько по отношению к широкому кругу двухвалентных ионов-микроэлементов. Последнее утверждение подтверждается и графическим анализом данных по скорости накопления Zn корешками гороха из растворов, содержащих возрастающие количества Zn^{2+} на фоне 0,5 мМ/л Ca^{2+} (рис. 4б). В случае с цинком значения кинетических параметров менее селективной системы трансмембранного переноса ионов Zn^{2+}, которая превалирует при сравнительно высоких концентрациях Zn^{2+} в растворе (50–500 мкМ/л), (K_m = 0,173; V_{max} = 2,233) очень близки к значениям, полученным для Co^{2+}.

Зависимость накопления Zn корнями гороха (рис. 4, 5) позволяет сделать однозначный вывод о реализации в данном случае "аккумулятивного" типа поглощения ионов цинка растениями. Дальнейший анализ зависимостей скорости поглощения Zn^{2+} от отношения: скорость поглощения ионов металла/концентрация металла в модельном растворе, приводит к выделению, как минимум, двух высокоспецифичных систем трансмембранного переноса ионов Zn^{2+}, одна из которых активируется в диапазоне концентраций ионов цинка в насыщающем растворе 125 нМ/л – 2 мкМ/л (K_m=0,0008; V_{max}=0,015), другая – в диапазоне более высоких концентраций: 5–50 мкМ/л (K_m=0,015; V_{max}=0,731).

Таким образом, Zn можно рассматривать в качестве микроэлемента, необходимого для нормального функционирования растений, что является общепризнанным фактом.

Литература

1. *Агроэкология / под ред. В.А. Черникова, А.И. Чекереса. – М. : Колос, 2000. – 536 с.*
2. *Добровольский В.В. Основы биогеохимии. – М. : Академия, 2003. – 400 с.*
3. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М. : Мир, 1989. – 439 с.*
4. *Abo El-Seoud M.A., Abdel-Sabour M.F. and Abdel-Shafy H.I. Environmental Studies of Plants Grown in Soil Polluted with Cobalt-60 and Nickel-56 // Environmental Management and Health. – 1994. – Vol.5, №4. – P.16–21.*
5. *Eick M.J., Fendorf S.E. Reaction Sequence of Nickel(II) with Kaolinite: Mineral Dissolution and Surface Complexation and Precipitation // Soil Sci. Soc. Am. J. – 1998. – Vol.62, No.5. – P.1257–1267.*
6. *Uren N.C. Forms, reactions, and availability of nickel in soils // Advances in Agronomy. – 1992. – Vol.48. – P.141–203.*
7. *Brown P.H., Welch R.M., Cary E.E. Nickel: A Micronutrient Essential for Higher Plants // Plant Physiology. – 1987. – Vol.85, No.3. – P.801–803.*
8. *Dixon N.E., Gazzola C., Blakeley R.L., Zerner B. Jack bean urease (EC 3.5.1.5). Metalloenzyme. Simple biological role for nickel // J. Am. Chem. Soc. – 1975. – Vol.97, No.14. – P.4131–4133.*
9. *Baker A.J.M. Accumulators and excluders – Strategies in the response of plants to heavy metals // J. Plant Nutrition. – 1981. – Vol.3. – P.643–654.*

БИОЛОГИЧЕСКИЙ ЭФФЕКТ РАЗЛИЧНЫХ ВИДОВ ИОНИЗИРУЮЩИХ ИЗЛУЧЕНИЙ

О.Н. Антосюк, Л.В Крысова, К.А. Давиденко, Н.А. Марвин, А.М. Марвин

Уральский государственный университет им. А.М. Горького, Екатеринбург, Россия, antosuk-olga@mail.ru

THE BIOLOGICAL EFFECT OF THE DIFFERENT IONIZING RADIATION MODE

O.N. Antosyuk, L.V. Krysowa, K.A. Davidenko, N.A. Marvin, A.M. Marvin

Ural State University, Yekaterinburg, Russia

Abstract. *We researched the biological effect of x-ray and gamma radiation in different doses and in different variants of crossing with use of such viability factors as fertility, occurrence frequency of early, late and postembryonic lethals. There were disclosed viability factor differences which depend on dose and variant of emanation. As compared with x-ray, gamma radiation shows significant biological effect according to control group. With our research we traced prolongate effect of gamma radiation in some generations. The lowest viability value had parent generation and F_1.*

Drosophila melanogaster, как модельный объект, широко используется в качестве тест-системы в биологических исследованиях, посвященных изучению мутагенного и тератогенного эффекта с применением факторов окружающей среды физико-химической природы, в том числе, и различных видов ионизирующих излучений.

Специфика биологии развития Drosophila melanogaster позволяет проследить биологический эффект на самых ранних этапах эмбрионального развития, включая стадию яйца и личиночного развития. В данной работе изложены результаты экспериментальных исследований, выполненные в основном на двух линиях Drosophila melanogaster дикого типа, с использованием рентген и гамма-излучений в различных дозах с учетом гендерных различий. Данная работа является продолжением исследований, выполненных в этом же направлении [1].

Материалы и методы

Основные исследования по сравнительному изучению биологического эффекта рентген- и гамма-излучений были выполнены в основном с использованием двух линий Drosophila melanogaster дикого типа, а именно "Белгород" и "Биос-3". Линия "Белгород" была отловлена в 2006 г. в районе г. Белгород и к настоящему времени претерпела 70 поколений массового отбора. Линия "Биос-3" была отловлена на территории биостанции в 2007 г. и к настоящему моменту претерпела 50 поколений массового отбора. В ходе экспериментов было проанализировано потомство от 511 пар мух, общая выборка проанализированных яиц составила около 75000. Для анализа частоты встречаемости постэмбриональных леталей было использовано более 14000 личинок. Для оценки биологического эффекта ионизирующих излучений был использован такой комплексный показатель как жизнеспособность. Этот показатель включает в себя общую, среднюю и индивидуальную среднюю плодовитость, частоту встречаемости ранних (РЭЛ) и поздних (ПЭЛ) эмбриональных леталей и частоту встречаемости постэмбриональных леталей. Кроме того, в ряде случаев для оценки биологического эффекта радиации на уровне соматических клеток нами были использованы такие два показателя, как морфометрия крыльев по 25 показателям с последующим дискриминантным анализом, а также частота встречаемости рентгенморфозов крыла. Динамика плодовитости изучалась, как правило, на протяжении 10–15 дней с использованием 25–30 индивидуальных пар мух. Рентгеновское облучение осуществлялось аппаратом "Рентген-ТА", при соблюдении следующего режима: экспозиционная доза D = 1000, 2000, 3000, 4000 Р; U = 60 кВ; 10 мА; фильтр – 1,6 мм; мощность экспозиционной дозы X = 1064 Р/мин; t = 170 с (с двух противоположных полей); диаметр тубуса $Ф$ = 40 мм; РИП = 100 см.

Облучение гамма-излучением осуществлялось аппаратом "АГАТ-С" при соблюдении следующего режима: D = 3000 Р; РИК = 75 см; t = 1470 с. В опытах с радиоактивной меткой C^{14}-лейцин использовалась доза 2 МБк/мл.

В ходе экспериментов облучались личинки третьего личиночного возраста, после чего переносились на питательную среду до вылета имаго.

В зависимости от опыта анализ жизнеспособности осуществлялся в следующих вариантах: контроль, оба родителя облучены, облученный самец и облученная самка. Пролонгирующий эффект радиации изучался на протяжении двух поколений.

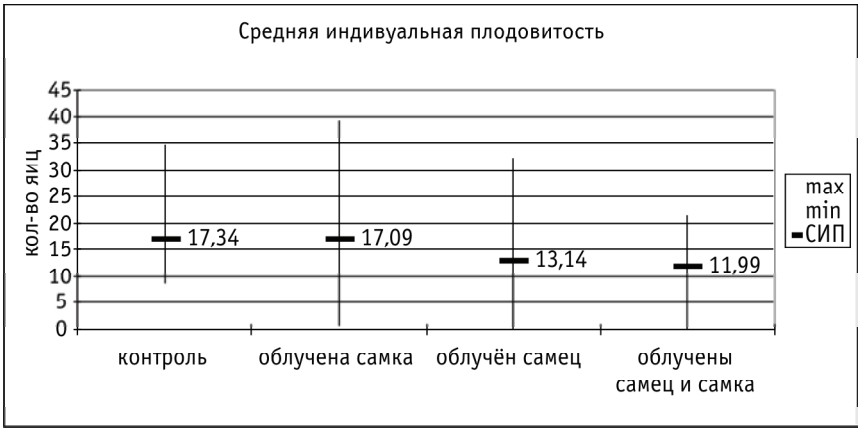


Рис. 1. *Средняя индивидуальная плодовитость линии дикого типа "Биос-3" при дозе рентген излучения 1000 Р с учетом гендерных различий*

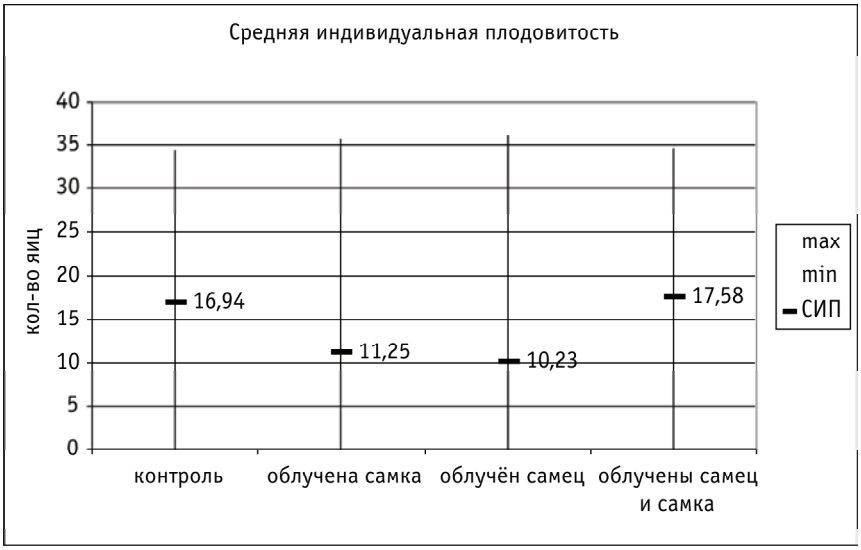


Рис. 2. *Средняя индивидуальная плодовитость линии дикого типа "Белгород" при дозе гамма-излучения 3000 Р с учетом гендерных различий*

Результаты

Как видно из рисунков 1, 2, линия “Биос-3” и линия “Белгород” в контроле характеризуется сравнительно высокой плодовитостью на протяжении изученного нами периода, и в то же время, достаточно низкими показателями в отношении частоты встречаемости ранних и поздних эмбриональных, и постэмбриональных леталей. В дальнейшем за основу при сравнительном эффекте рентген и гамма-излучений, нами была выбрана линия “Биос-3”. Предварительные исследования по изучению биологического эффекта, выполненные на этой линии, позволили обнаружить более высокую чувствительность к повреждающему действию радиации. Судя по литературным данным [2, 3], биологический эффект рентген и гамма-излучения несколько различен. Представляло интерес, проанализировать жизнеспособность при различных дозах и вариантах скрещивания для каждого вида излучения.

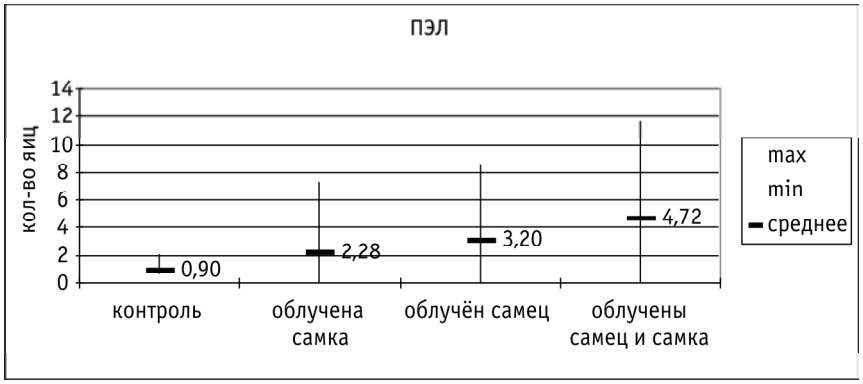


Рис. 3. *Количество поздних эмбриональных леталей в линии дикого типа “Биос-3” при дозе рентген излучения 1000 Р с учетом гендерных различий*

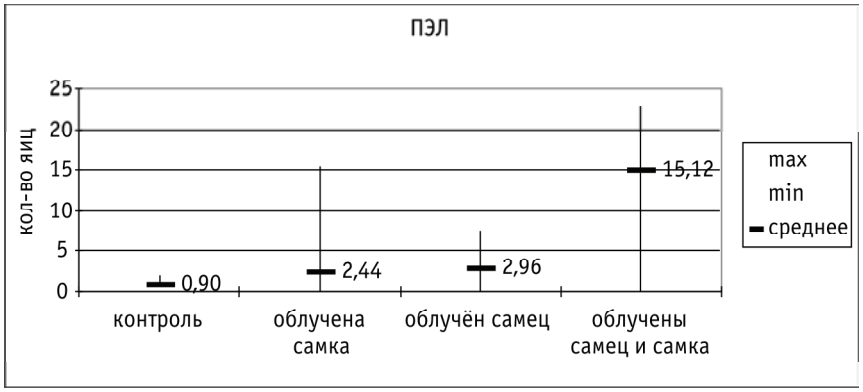


Рис. 4. *Количество поздних эмбриональных леталей в линии дикого типа “Биос-3” при дозе рентген излучения 2000 Р с учетом гендерных различий*

В первой серии опытов нами прослежен биологический эффект рентген излучения в зависимости от дозы и гендерных различий. Как видно из рисунка (рис. 1), наиболее значимые различия по сравнению с контролем в отношении плодовитости при дозе 1000 Р в линии “Биос-3” прослежены в опытах, когда облучению были подвержены и самцы, и самки. Это в какой-то мере подтверждает предположение о том, что самцы более чувствительны к радиации на уровне генеративных клеток, чем самки. Несколько иная картина в отношении плодовитости была прослежена нами при дозе 2000 Р. В то время как у самок мы обнаруживаем стимулирующий эффект на изучаемых показателях, облученные самцы демонстрируют наименьшие показатели как по сравнению с контролем, так и в других вариантах опытов с этой линией. Как и следовало ожидать, исходя из биологического эффекта радиации, наименьшие показатели в линии “Биос-3” были получены при изучении дозы 3000 Р во всех сериях опытов с наименьшим значением и у самцов. Столь низкие значения в отношении плодовитости с увеличением дозы радиации сопоставимы с результатами наших исследований, выполненных на линиях дикого типа в условиях дефицита стеринов. Стерины, как известно, лежат в основе синтеза половых гормонов. Поэтому можно высказать предположение о том, что одной из причин резкого снижения плодовитости при облучении является нарушение регуляции эндокринной системы. Сходная картина нарушения плодовитости может быть прослежена и в линии “Белгород”, облученной дозой 2000 Р. А именно, в опытах с использованием облученных самцов, обнаружены наименьшие показатели. Дрозофила, как модельная система, позволяет дать количественную оценку действия радиации на самых начальных стадиях эмбрионального развития, с использованием такого показателя, как частота встречаемости неразвившихся яиц, и в первую очередь ПЭЛ. Как видно из рисунка (рис. 3), в линии “Биос-3” при дозе 1000 Р во всех вариантах облучения по сравнению с контролем прослежено значительное увеличение частоты встречаемости неразвившихся яиц. Наибольшие значения обнаружены в эксперименте с использованием облученных самцов и самок. При дозе 2000 Р наблюдаемый биологический эффект обнаруживает тенденцию к повышению, особенно в опытах с использованием самцов и самок, превышая контроль в отношении ПЭЛ в 15 раз (рис. 4). Сходная тенденция прослеживается и в отношение РЭЛ. Несколько иная картина обнаруживается при облучении 3000 Р, а именно, значительное снижение значений частоты встречаемости ПЭЛ и РЭЛ, по-видимому, как результат селективного отбора на более ранних стадиях развития. Можно отметить, что в линии Белгород при дозе 2000 Р мы не обнаруживаем высоких значений ПЭЛ и РЭЛ по сравнению с контролем. Это по-

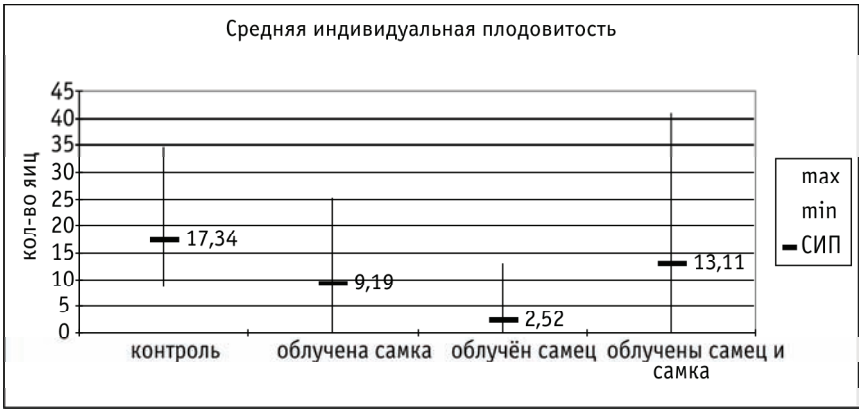


Рис. 5. *Средняя индивидуальная плодовитость линии дикого типа "Биос-3" при дозе гамма-излучения 3000 Р с учетом гендерных различий.*

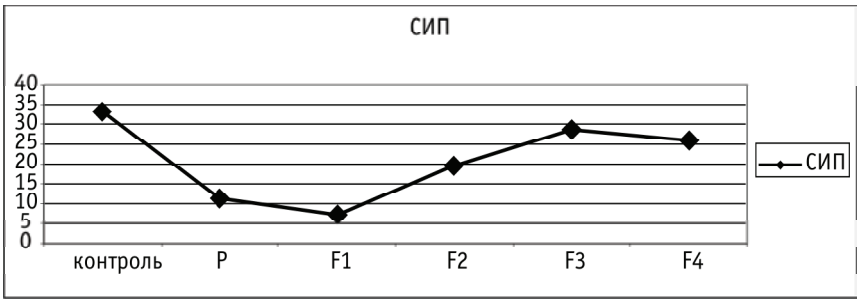


Рис. 6. *Динамика средней индивидуальной плодовитости линии дикого типа "Екатеринбург" при введении радиоактивной метки С14-лейцин дозой в 2 МБк/мл*

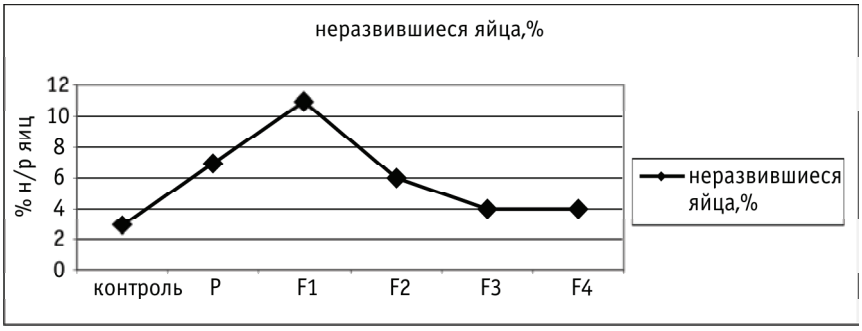


Рис. 7. *Динамика эмбриональных леталей линии дикого типа "Екатеринбург" при введении радиоактивной метки С14-лейцин дозой в 2 МБк/мл*

зволяет отнести линию "Белгород" к числу радиоустойчивых линий. Как показали наши исследования, линия "Биос-3" характеризуется не только низким уровнем частоты встречаемости эмбриональных леталей, но и постэмбриональных. При дозе 1000 Р частота встречаемости леталей резко возрастает с наибольшими значениями в опытах с облученными самцами. Однако при дозах 2000 и 3000 Р наибольшие значения по сравнению с контролем прослежены в опытах с использованием облученных самцов и самок, что особенно четко проявляется при дозе 3000 Р. По сравнению с контролем этот показатель возрастает в 3 раза.

Во второй серии опытов нами был прослежен биологический эффект гамма-радиации при дозе 3000 Р облучения в сходных вариантах скрещиваний. Как видно из рисунка (рис. 5), при сходной дозе в опытах с рентгеном значения плодовитости, в целом, обнаруживают снижение, особенно четко это может быть прослежено при использовании облученных самцов и самок. В этом случае плодовитость снижается почти в 4 раза, в то время как, при использовании облученных самцов прослеживается противоположная картина. Интересно отметить, что при использовании линии "Белгород" в том же режиме гамма облучения, результаты по плодовитости практически не отличаются от контроля, что еще лишний раз свидетельствует о более высокой радиоустойчивости данной линии (рис. 2). Анализ частоты встречаемости эмбриональных леталей в опытах с использованием линии "Биос-3" при гамма облучении, свидетельствует о том, что этот источник излучения, по сравнению с рентгеновским при тех же дозах, оказывает более значимый эффект на уровне эмбриональных леталей. Сходная картина в отношении частоты встречаемости неразвившихся яиц может быть прослежена и в линии "Белгород", хотя в этом случае можно наблюдать более низкие значения по сравнению с линией "Биос-3". Анализ частоты постэмбриональных леталей в этой серии опытов позволяет обнаружить значительное повышение личиночных и куколочных леталей при всех вариантах скрещиваний, подобно тому, как мы это обнаруживали в опытах с рентгеном при сходных дозах облучения. Таким образом, на основании наших экспериментальных данных по изучению жизнеспособности с использованием таких параметров, как плодовитость, частота встречаемости эмбриональных и постэмбриональных леталей с использованием рентген и гамма излучений, можно высказать предположение, что гамма излучение оказывает более значимый биологический эффект, чем рентген.

В третьей серии опытов нами был прослежен биологический эффект бета излучения, путем введения на

стадии личинки в организм с питательной средой лицина, меченного по C^{14}. В этом случае был изучен анализ жизнеспособности не только в родительском поколении, но и в четырех последующих поколениях, т.е. пролонгирующий эффект на линии "Екатеринбург". Результаты этих исследований показаны на рисунках (рис. 6, 7). Как видно из рисунков, наименьшее значение плодовитости при введении метки по сравнению с контролем прослеживается как в родительском, так и в последующем поколении, а затем наблюдается повышение значений. Сходная тенденция прослежена в ряду поколений и в отношение частоты встречаемости неразвившихся яиц, только в противоположном направлении. Наибольшие значения частоты встречаемости ПЭЛ и РЭЛ нами были обнаружены в родительском и последующем поколении с дальнейшим понижением. Можно высказать предположение, что в основе наблюдаемой картины лежит механизм увеличения частоты встречаемости рецессивных летальных мутаций в исходном родительском поколении, с последующим выщеплением их в гомозиготном состоянии в следующих поколениях. Пролонгирующий эффект в отношении показателей жизнеспособности был прослежен нами на линии "Белгород" при дозе 3000 Р под действием гамма излучения. И в этом случае наиболее значимый биологический эффект был прослежен у родителей и в F_1 поколении. Судя по нашим данным, введение радиоактивной метки в виде лицина, меченного по C^{14}, оказывает в ряду поколений более длительный эффект, чем рентген и гамма излучение.

Заключение

Изучен биологический эффект рентген и гамма излучения в различных дозах и вариантах скрещиваний с использованием таких показателей жизнеспособности, как плодовитость, частота встречаемости ранних, поздних эмбриональных и постэмбриональных леталей. В зависимости от дозы и характера излучения выявлены различия по изучаемым показателям жизнеспособности с учетом половых особенностей. Гамма излучение при сходных дозах по сравнению с рентгеном обнаруживает по изучаемым показателям более значимый биологический эффект по сравнению с контролем. В ходе эксперимента прослежен пролонгирующий эффект гамма излучения в ряду поколений. Наиболее низкие значения жизнеспособности демонстрирует родительское поколение и F_1.

Литература

1. *Давиденко К.А., Гончар И.Н., Марвин Н.А., Вашляев Н.М., Назаров А.К., Марвин А.М. Сравнительный анализ биологического эффекта внешнего и внутреннего источников облучения на примере Drosophila melanogaster // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. – 2006. – P.455–462.*
2. *Markowitz E.H. Gamma ray-induced mutations in Drosophila melanogaster oocytes: The phenomenon of dose rate // Genetics. – 1970. – Vol.64. – P.313–322.*
3. *Haynie J.L., Bryant P.J. The effects of X-rays on the Proliferation Dynamics of Cells in the Imaginal Wing Disc of Drosophila melanogaster // Wilhelm Roux's Archives. – 1977. – P.85–100.*

ГЕОХИМИЯ УРАНА И ТОРИЯ В УГЛЯХ СЕВЕРНОЙ АЗИИ

С.И. Арбузов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, siarbuzov@mail.ru

GEOCHEMISTRY OF RADIOACTIVE ELEMENTS IN COALS OF THE NORTHERN ASIA

S.I. Arbuzov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The geochemistry of U and Th in coals of the Northern Asia was studied. Evaluations of average contents of uranium and thorium are cited for the main epochs of coal formation in Siberia, the Far East and Mongolia. The concentration factors of U and Th in coal deposits were determined and modes of their occurrence in bituminous and brown coals were evaluated.*

Усиление общественного и государственного контроля за состоянием окружающей среды вызывают ужесточение требований к экологической безопасности топливной энергетики. Тепловые электростанции, работающие на угле, традиционно рассматриваются как один из главных факторов загрязнения природной среды. Помимо выбросов углекислого газа, окислов азота и серы, сжигание угля на ТЭС обуславливает поступление в биосферу значительных количеств токсичных и радиоактивных элементов (Кизильштейн, 2002; Юдович, 2006; и др.). По некоторым оценкам, угольная тепловая энергетика более существенно влияет на формирование техногенного радиационного фона, чем ядерные производства (Bride, Moore, 1978; Кизильштейн, 2002). По мнению других специалистов, проблема радиоактивного загрязнения от тепловых электростанций в большинстве случаев надумана и не имеет перспектив. Она наносит ущерб обществу, так как отвлекает силы и средства от решения более насущных экологических проблем, в том числе и тех, которые связаны с использованием угля в энергетике (Beck, Miller, 1980). В связи с неоднозначным отношением к вопросу радиацонного воздействия топливной энергетики на окружающую среду, существует проблема не только оценки степени этого влияния, но и достоверности самой оценки.

Так как поступление радиоактивных элементов в природную среду при работе ТЭС зависят в первую очередь от уровней их концентрации в топливе, очевидно, что

прогнозирование загрязнение окружающей среды радионуклидами возможно только на основе объективных знаний об их содержаниях, закономерностях распределения и условиях концентрирования в исходном топливе (угольных пластах). Несмотря на очевидность этой проблемы, радиогеохимические и радиоэкологические исследования к настоящему времени выполнены лишь на весьма ограниченном числе разрабатываемых угольных месторождений. С целью восполнения этого пробела, а также для установления основных закономерностей формирования углей с разными радиогеохимическими характеристиками нами ведутся систематические исследования угольных бассейнов и месторождений России (Сибирь, Дальний Восток), а в последние годы и сопредельных государств (Казахстан, Монголия).

Этот вопрос был отчасти рассмотрен в монографиях (Арбузов и др., 2000, 2003, 2008; Арбузов, Ершов, 2007) и в ряде статей. В настоящей работе представлены новые данные и сделана попытка обобщения всех накопленных материалов по радиогеохимии углей Северной Азии. Радиохимическими исследованиями охвачены азиатская часть Российской Федерации, Монголия и, отчасти, Казахстан. Возрастной диапазон изученных объектов достаточно обширен. Получены оригинальные новые данные по содержанию и характеру распределения урана и тория в разновозрастных углях: от древнейших на планете девонских липтобиолитов (барзасситы Кузбасса и Минусинского прогиба) до слабо литифицированных палеогеновых и неогеновых углей (Дальний Восток) и антропогеновых торфяников (Западная Сибирь).

Объекты исследования

Радиогеохимические исследования выполнены для многочисленных угольных месторождений Сибири, представленных 9 угольными бассейнами и несколькими самостоятельными месторождениями. В трех бассейнах: Кузнецком, Минусинском и Канско-Ачинском, а также в Талду-Дюргунском месторождении выполнены детальные геолого-геохимические исследования. В меньшей степени изучены Горловский, Тунгусский, Западно-Сибирский, Улугхемский и Иркутский бассейны, но и они охарактеризованы достаточно представительными материалами. Небольшая коллекция проб углей Таймырского бассейна предоставлена В.И. Вяловым. В Сибирском регионе проявились все основные эпохи угленакопления от девона до современного торфонакопления. По каждой эпохе, за исключением меловой, имеются представительные радиогеохимические данные. Общие число изученных проб угля в Сибирском регионе составляет 2825 шт., торфа – 1925 шт., всего 4750 проб.

Дальневосточный регион изучен в меньшей степени. Здесь распространены угли более молодого возраста, чем в Сибирском регионе: позднеюрские, меловые, палеогеновые и неогеновые. Все данные получены по коллекциям проб угля, предоставленных для исследования В.В. Ивановым, А.А. Кумарьковым, С.В. Климиным, В.Н. Швецом и Т.В. Кезиной. Многочисленные мелкие месторождения и бассейны Дальнего Востока исследованы недостаточно и полученные в настоящее время выводы являются предварительными. 14 исследованных месторождений представлены 170 пробами угля.

Впервые представительные радиогеохимические исследования выполнены для Монголии. Изучение и опробование месторождений выполнено совместно с В.С. Машенькиным. Всего исследовано 11 месторождений карбонового, юрского и мелового возраста, представленных 116 пробами угля (см. статью В.С Машенькина в настоящем сборнике).

Незначительные материалы получены по карбоновым углям Казахстана. Коллекция проб из месторождений Казахстана предоставлена А.Я. Пшеничкиным и С.В. Азаровой.

Методика исследований

Исследование основано на результатах количественного анализа U и Th более чем в 5000 проб угля и свыше 2000 проб углевмещающих пород различных месторождений Сибири, Дальнего Востока, Монголии и Казахстана. Опробование угольных пластов выполнялось бороздовым методом с дифференцированным отбором проб на угледобывающих предприятиях в разрезах и шахтах, в естественных обнажениях, а также по керну поисковых и разведочных скважин. Длина интервала опробования (секций) выбиралась в зависимости от мощности и сложности строения пласта и изменялась в среднем от 0,15 до 2,0 м. Отдельно изучали маломощные угольные пачки, разделенные породными прослоями, сами породные прослои, кластические “дайки”, сульфидные включения, карбонатные конкреции и другие минеральные образования. В отдельных сечениях выполнялась детализация разреза с интервалом отбора проб 0,5–10 см. Изменчивость содержания по латерали оценивалась на основании сети разрезов по пласту.

Определение радиоактивных элементов (U и Th) в большинстве проб выполнено несколькими физическими недеструктивными методами непосредственно в угле без предварительного озоления, так как последнее может приводить к потерям некоторого количества радионуклидов. Непосредственно на угольных разрезах выполнено γ-спектрометрическое измерение U, Th и K с помощью стандартной полевой аппаратуры. Лабораторное определение U и Th производилось в Ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (аналитики А.Ф. Судыко, В.М. Левицкий). Облучение проб нейтронами выполнено на исследовательскомя ядерном реакторе ИРТ-Т НИИ Ядерной физики ТПУ. Использовали как традиционный метод инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) из навески 100–200 мг, так и метод запаздывающих нейтронов (МЗН) из навески 5–10 г. В настоящее время МЗН считают одним из наиболее достоверных, к тому же экспрессных и высокочувствительных методов определения околокларковых содержаний урана (Рихванов, 2002). Для части проб выполнено параллельное определение U лазерно-люминесцентным методом, а U и Th – рентгеноспектральным флюоресцентным методом (аналитик Н.А. Чариков). Сходимость результатов различных методов анализа

Таблица 1. *Содержание урана и тория в углях и золах углей Северной Азии*

Угольный бассейн, месторождение	Число проб	A^d,%	Содержание элементов, г/т				Th/U
			уголь		Зола*		
			U	Th	U	Th	
Сибирский регион							
Девонская эпоха угленакопления							
Барзасское	14	32,5	3,2±0,8	3,9±0,4	9,8	12,0	1,2
Убрусское	6	49,2	27,2±1,0	3,1±1,0	55,3	6,3	0,1
среднее	20	35,3	7,2±0,8	3,8±0,5	20,4	10,8	0,5
Карбон-пермская эпоха угленакопления							
Горловский	24	7,0	1,0±0,1	1,9±0,2	14,3	27,1	1,9
Кузнецкий	1350	13,5	2,4±0,2	3,3±0,2	17,8	24,4	1,4
Минусинский	490	16,9	2,4±0,3	3,0±0,2	14,1	17,9	1,3
Тунгусский	35	12,0	3,3±0,8	3,7±0,6	27,5	30,8	1,1
Таймырский	10	н.о.	3,2±0,8	2,1±0,4	н.о.	н.о.	0,7
Курайское	12	25,2	1,1±0,2	4,2±0,7	4,4	16,7	3,8
среднее	**1921**	**12,4**	**3,1**±0,7	**3,5±0,5**	**24,8**	**27,9**	**1,1**
Мезозойская эпоха угленакопления							
Пыжинское	6	6,5	0,95±0,3	0,9±0,4	14,6	13,8	0,9
Канско-Ачинский	517	9,8	3,2±0,7	1,0±0,2	32,7	10,2	0,3
Иркутский	10	8,5	1,9±0,5	2,8±1,0	22,4	32,9	1,5
Улугхемский	44	9,3	1,2±0,4	1,2±0,2	12,9	12,9	1,0
Западно-Сибирский	172	10,6	1,2±0,1	2,4±0,2	11,3	22,6	2,0
Тунгусский	30	12,6	2,1±0,5	0,8±0,2	16,7	6,3	0,4
Кузнецкий	3	17,3	2,1±1,0	2,2±0,5	12,1	12,7	1,0
Среднее	782	10,5	1,2±0,3	2,3±0,3	11,4	21,9	1,9
Палеогеновая эпоха угленакопления							
Западно-Сибирский	73	30,7	4,6±0,4	3,5±0,2	15,0	11,4	0,8
Талду-Дюргунское	29	19,8	1,7±0,7	1,1±0,1	8,6	5,6	0,6
Среднее	102	30,7	4,6±0,4	3,5±0,2	15,0	11,4	0,8
		Современная эпоха торфонакопления					
Западно-Сибирский	1927	7,3	0,4±0,1	0,6±0,1	5,1	8,5	1,7
Дальневосточный регион							
Позднеюрская-нижнемеловая эпоха угленакопления							
Эльгинское	47	18,4	1,2±0,1	3,7±0,4	6,7	25,5	3,8
Ургальское	38	24,1	2,8±0,3	8,0±0,6	12,9	36,1	2,8
Липовецкое	4	32,7	2,2±0,2	7,0±1,1	6,7	21,5	3,2
Жиганское	1	15,4	1,5	32,0	9,7	207,8	21,3
Авангард	1	н.д	0,9	1,8	н.д	н.д	2,0
Среднее	91	22,7	1,7±0,3	5,1±1,4	7,6	22,6	3,0
Палеоген-неогеновая эпоха угленакопления							
Шкотовское	9	20,8	1,4±0,3	3,6±1,2	6,7	17,4	2,6
Павловское(Чихезское)	2	н.д	21,7±4,8	30,3±0,8	н.д	н.д	1,4
Спецугли	27	12,7	2,7±0,5	6,6±1,0	20,9	52,1	2,5
Бикинское	16	17,4	1,3±0,4	3,8±0,9	7,6	22,0	2,9
Ушумунское	9	10,1	1,0±0,2	2,4±0,8	10,3	23,6	2,3
Яно-Омолойский	16	33,0	2,0±0,4	3,2±0,6	6,0	9,8	1,6
Аркагалинское	1	7,3	0,87	2,7	11,9	37,0	3,1
Сахалин	14	16,2	0,7±0,2	2,0±0,3	4,3	12,5	2,9
Возновское	6	18,1	1,8±0,6	4,4±1,4	9,9	24,6	2,5
Среднее	79	18,8	1,7±0,3	3,9±0,7	8,9	20,9	2,3

Продолжение таблицы 1

Угольный бассейн, месторождение	Число проб	A^d,%	Содержание элементов, г/т				Th/U
			уголь		Зола*		
			U	Th	U	Th	
Казахстан							
Карбоновая эпоха угленакопления							
Карагандинский	3	9,8	0,6±0,1	1,1±0,3	6,4	11,4	1,8
Экибастуз	12	31,8	0,9±0,4	1,1±0,1	2,5	3,1	1,3
Среднее	15	20,9	0,8±0,4	1,1±0,3	3,8	5,3	1,4
Монголия							
Карбоновая эпоха угленакопления							
Нурс-Хотгор	31	16,9	1,8±0,3	4,6±0,9	10,5	27,2	2,6
Хаар-Тарвагатай	10	18,7	1,0±0,1	2,7±0,3	6,0	14,3	2,6
Хушут	7		1,0±0,1	2,6±0,5			2,7
Зээгт	10		1,3±0,4	2,0±0,3			1,5
Среднее	58	17,8	1,3±0,2	3,0±0,6	7,2	16,7	2,3
Юрская эпоха угленакопления							
Сайхан-Ово	6	9,7	3,7±1,3	2,2±0,4	38,8	23,2	0,6
Могойн-Гол	15	н.д	18,3±3,0	9,2±1,7			0,5
Баянтэг	8	н.д	22,0±13	7,2±0,9			0,3
Среднее	29		14,7±5,6	6,2±2,1			0,4
Нижнемеловая эпоха угленакопления							
Алаг-Того	10	н.д	3,0±1,1	4,6±0,7			1,5
Адун-Чулун	10	11,1	32,8±5,5	1,0±0,1	296	9,2	0,03
Баганур	2	8,4	3,7	1,6	44,2	13,0	0,4
Тугрикнуурское	7	н.д	0,7±0,1	1,5±0,2			2,1
Среднее	29	9,8	10,1±7,6	2,2±0,8	103	22,3	0,2
Кларк для углей**	**8400**		**2,4**	**3,3**	**16**	**21**	**1,4**

Примечание: * – пересчитано на золу; ** – по Ketris, Yudovich, 2009.

вполне удовлетворительная. Для контроля выполняли параллельные определения радиоактивных элементов в углях и золах углей, с соответствующими пересчетами содержаний в золе на уголь и наоборот.

Оценка среднего содержания U и Th в углях Сибири выполнялась путем последовательного усреднения данных. Средние содержания U и Th в угольных пластах рассчитывались как средневзвешенные по мощности интервалов опробования, в месторождениях – как средневзвешенные по мощности пластов, а в бассейнах – как средневзвешенные по массе (ресурсам) угля в месторождениях.

Для углей Дальнего Востока, Монголии и Казахстана оценки среднего для основных эпох угленакопления выполнены без учета ресурсов угля в месторождениях и бассейнах. В связи с этим, полученные данные следует рассматривать как предварительные.

Результаты исследований и их обсуждение

Содержание урана в углях Северной Азии изменяется от 0,6–0,7 г/т (Карагандинский бассейн, месторождения о.Сахалин,) до 32,8 г/т (месторождение Адун-Чулун, Монголия) (табл. 1). В торфах Западной Сибири содержится 0,4 г/т U. Средневзвешенное содержание U в углях Сибирского региона с учетом колоссальных ресурсов Западно-Сибирского бассейна составляет 1,5 г/т (Арбузов, Ершов, 2007). Эта цифра ниже оценки угольного кларка урана (Ketris, Yudovich, 2009) и соответствует среднему геометрическому содержанию U в бурых углях мира (Bouska, Pesek, 1999). Близость регионального кларка урана к средним данным для бурых углей мира хорошо согласуется с наибольшей весовой долей бурых углей Западно-Сибирского бассейна в общем балансе ресурсов угля региона.

Средние оценки содержания урана и тория для других регионов не выполнялись в связи с недостаточной представительностью фактического материала, но анализ данных таблицы 1 позволяет предположить с высокой долей вероятности, что они будут близки к средней оценке для Сибири. Так, для Дальневосточного региона угли основных эпох угленакопления имеют среднее содержание 1,7 г/т урана, для Казахстана – менее 1 г/т. Карбоновые угли Монголии также бедны ураном и лишь более молодые разности углей отдельных месторождений отличаются аномально высокими его концентрациями.

Средние содержания Th в углях изменяются от 0,6 г/т в современных торфяниках, 0,8 г/т в юрских и меловых углях Тунгусского бассейна до более 30 г/т в углях Жиганского месторождения Ленского бассейна и в отдельных углях Павловского (Чихезского) месторождения. Средняя оценка содержания тория для углей Сибири составляет 2,4 г/т. Рассчитанный региональный кларк тория для Сибири ниже угольного кларка, но выше геометрического среднего для бурых углей мира по В. Боушке (Bouska, Pesek, 1999). Характерно типичное для углей пониженное торий-урановое отношение, обусловленное селективным накоплением урана органическим веществом угля. Для других регионов, за исключением Казахстана, отмечено более высокое среднее содержание тория и более высокое торий-урановое отношение.

Проведенные исследования показали, что угли разного возраста отличаются по радиогеохимическим характеристикам.

Девонская эпоха угленакопления

Девонская эпоха незначительна по масштабам угленакопления. В регионе она представлена Барзасским месторождением липтобиолитовых углей в северо-восточной части Кузнецкой котловины и месторождением г. Убрус на северо-востоке Южно-Минусинской впадины. Характерной особенностью этого этапа углеобразования является высокое содержание в углях радиоактивных элементов. Причем, если содержание тория незначительно превышает угольный кларк и может быть обусловлено высокой зольностью углей, то содержание урана значительно выше кларка. Близкое содержание тория в углях обоих месторождений может быть связано с однотипной областью питания районов девонского торфонакопления. Оба месторождения находятся в полях развития девонского вулканизма. При этом барзасские пласты липтобиолитов залегают непосредственно на вулканогенных отложениях нижнего девона. Угли г. Убрус залегают среди песчано-алевролитовых отложений в непосредственной близости от обрамления, представленного вулканитами быскарской серии пестрого состава.

Залегание барзасситов среди глинистых продуктов гидролиза вулканических туфов позволяет предполагать сингенетический характер накопления в них урана и тория. Глинистые утлевмещающие толщи, многочисленные внутрипластовые глинистые прослои ограничивали дополнительное поступление радиоактивных элементов в угольный пласт в диагенезе и катагенезе. Угли г. Убрус, залегающие среди проницаемых песчано-алевролитовых толщ, характеризуются аномально повышенным содержанием урана и более низким торий-урановым отношением, чем угли Барзасского месторождения. Вероятно, более проницаемая углевмещающая толща обусловила возможность длительного аквагенного поступления урана в угольный пласт.

Карбон-пермская эпоха угленакопления

Карбон-пермская эпоха угленакопления проявлена в регионе почти повсеместно. Угленосные отложения этого возраста прослежены от западной Монголии на юге до Таймыра на севере и от Карагандинского бассейна Казахстана на западе до Тунгусского бассейна на востоке. Отмечается наличие верхнепалеозойских углей и в фундаменте Западно-Сибирской плиты. Отличительная особенность позднепалеозойского угленакопления – широкое распространение в углях и углевмещающих породах продуктов вулканической деятельности, представленных измененными пепловыми туфами – тоштейнами и рассеянным пирокластическим материалом (Ван, 1972). В редких случаях следы пеплопадов фиксируются в виде мощных пластов бентонитовых глин. Пепловый материал обусловил несколько повышенный радиогеохимический фон обогащенных им угольных пластов. Детальное исследование роли пирокластики в накоплении радиоактивных элементов выполнено в Минусинском бассейне (Арбузов, Ершов, 2006). Среднее содержание урана и тория здесь, оцененное как средневзвешенное по мощности угольных пластов и угленосности, составляет 3,0 и 3,1 г/т, соответственно. Оценка же фоновых концентраций за вычетом вулканогенной составляющей дает величину около 1 г/т как для урана, так и для тория. Особенно отчетливо роль пеплопадов сказывается на геохимическом фоне тория. Этим, вероятно, объясняется относительно выдержанное его содержание в позднепа-леозойских углях на всей территории Сибири и Монголии, несмотря на большое разнообразие состава областей питания угольных бассейнов и месторождений. Только наиболее западные месторождения этого возраста, расположенные на территории Казахстана отличаются низкими содержаниями урана и тория. В целом же пепловый материал доминирует в балансе тория в углях этой эпохи угленакопления. Детальное опробование угольных пластов свидетельствует, что во многих случаях роль терригенно-аквагенного накопления радиоэлементов в углях существенно уступает роли пеплопадов. Анализ зарубежных материалов позволяет заключить, что большое влияние вулканогенного вещества на формирование радиогеохимического фона позднепалеозойских углей является планетарной особенностью.

Мезозойский этап угленакопления

Мезозойская этап угленакопления выделен условно и включает в себя несколько эпох: триасовую, раннесреднеюрскую, позднеюрскую и меловую. По масштабам проявления и ресурсам углей в регионе он превосходит позднепалеозойскую эпоху угленакопления. Мезозойские угли, сохранившиеся от размыва, распространены на всей исследуемой территории. Наибольшие ресурсы углей этого возраста сосредоточены в чехле Западно-Сибирской плиты и в Ленском угольном бассейне. Радиогеохимическая характеристика мезозойских углей в Сибирском регионе определяется, главным образом, особенностями состава областей питания районов угленакопления и ландшафтно-климатическими условиями формирования древних торфяников. Вулканизм, возможно, имевший место в это время, не играл такой существенной роли в накоплении урана и тория в мезозойских углях Сибири, как в углях палеозоя. Для углей Дальнего Востока и Монголии, на территории которых проявление вулканической деятельности установ-

лено от мезозоя до настоящего времени, роль пеплового материала существенно выше. В связи с этим, распределение урана и тория в углях этих регионов достаточно неоднородно.

Содержание урана в мезозойских углях изменяется от 0,9 г/т в месторождении Авангард (Партизанский бассейн) до 32,8 г/т в месторождении Адун-Чулун (Монголия). Необходимо отметить, что в пределах крупных бассейнов, например в Канско-Ачинском, уран распределен неравномерно. В углях восточной (Канской) части бассейна его содержание не превышает угольного кларка (2 г/т), тогда как в западной (Ачинской) части в среднем составляет 4,9 г/т. Повышенные, а в ряде случаев и аномально высокие содержания урана в мезозойских углях Сибири имеют, как правило, эпигенетическую природу. Обычно они приурочены к выходам пластов под наносы, к участкам размыва угольных пластов или к участкам грунтового окисления. Участки высокорадиоактивных углей известны в месторождениях Иркутского и Канско-Ачинского бассейнов, а также в месторождениях Забайкалья и Монголии. В редких случаях в пластах устанавливаются сингенетичные урановые аномалии. При этом в отличие от Сибири для Дальневосточного региона и Монголии в накоплении радиоактивных элементов существенную роль играет вулканогенное веществ. На это указывают не только прямые факты наблюдения вулканогенного материала в угольных пластах (Эльгинское, Ургальское и др. месторождения), но и повышенное торий-урановое отношение, а также высокие концентрации тория в золах углей отдельных месторождений, значительно превосходящие его содержания в углевмещающих породах.

Кайнозойская эпоха угленакопления

Кайнозойская эпоха угленакопления проявлена на всей территории Северной Азии достаточно широко. Обширный бассейн палеогенового угленакопления сформировался на территории Западно-Сибирской плиты. Угли палеогенового возраста распространены в Горном Алатае, известны в Кузбассе, возможно, имеют место и в Тунгусской синеклизе. Значительные их ресурсы сосредоточены вдоль восточной окраины Евро-Азиатского континента (Приморье, Сахалин, Камчатка, северо-восток России). Угли этой эпохи отличаются низким качеством, высокой зольностью и крайне неоднородным содержанием радиоактивных элементов. Содержание урана и тория в изученных месторождениях изменяется в широких пределах: от 0,7 г/т в углях о. Сахалин до 22 г/т в отдельных углях Павловского месторождения Приморья. Месторождения, расположенные среди базит-гипербазитовых интрузивно-вулканогенных образований, как правило, бедны ураном и торием. Палеогеновые угли Западно-Сибирского бассейна отличаются повышенными уровнями накопления урана и тория. Изучение содержания урана и тория в золе угля показывает, что повышенное содержание радиоэлементов в угле обусловлено его высокой зольностью. В пересчете на среднюю зольность для региона угли этой эпохи значительно беднее торием, чем угли мезозойской эпохи угленакопления, а по содержанию урана сопоставимы с ними. Вместе с тем низкое торий-урановое отношение указывает на урановую геохимическую специализацию этой эпохи угленакопления в Сибири. Она подтверждается и пониженным торий-урановым отношением в современных торфах. Повсеместное образование в палеогене в обрамлении Западно-Сибирского бассейна кор выветривания обеспечило привнос и концентрирование в области седиментации урана. С этим связано образование в палеогеновых углях значительных урановых аномалий, достигающих в отдельных случаях 300 г/т. С кайнозойской эпохой связано обогащение ураном углей юрского и даже позднепалеозойского возраста. Особенно ярко эти процессы проявились в западной части Канско-Ачинского угольного бассейна (Итатское, Назаровское, Козульское месторождения). Наложенный характер урановых аномалий устанавливается по их положению в угольном пласте, а нередко и по нарушению радиоактивного равновесия.

Радиогеохимические характеристики дальневосточных углей кайнозоя отличаются от сибирских. Влияние вулканогенно-гидротермальных процессов на формирования современного радиогеохимического облика углей Дальнего Востока обусловливает крайне неравномерный характер распределения в них урана и тория. Наряду с низкорадиоактивными углями о.Сахалин и Яно-Омолойского бассейна здесь установлены и аномальные по содержанию уран и тория угли. В отличие от палеогеновых углей Сибири, палеоген-неогеновые угли Дальнего Востока характеризуются в целом высоким торий-урановым отношением, что указывает на преимущественно сингенетичный кластогенный механизм поступления U и Th в угольный пласт.

Формы нахождения урана и тория в углях

Проведенные исследования показали, что во всех типах углей органическое вещество играет важную роль в концентрировании урана и тория. В низко-среднезольных углях и в углях, обогащенным ураном, органическое вещество является основным его носителем. В высокозольных углях и в углях с околокларковыми содержаниями урана может преобладать минеральная форма его нахождения. В низкозольных и незрелых углях торий также связан в основном с органическим веществом. В зрелых углях преобладает минеральная аутигенная форма нахождения тория.

В процессе созревания угля происходит изменение форм нахождения радиоактивных элементов. Если на ранних стадиях углеобразования в торфах и бурых углях главную роль в концентрировании тория играют органические комплексы, то в каменных углях преобладают его минеральные формы (Арбузов, Волостнов, 2003). Форма нахождения урана изменяется в меньшей степени. В торфах и бурых углях преобладает рассеянный уран преимущественно в сорбированной форме, легко извлекаемый ацетатом аммония или 0,1N HC1. В более зрелых углях до 30–50% металла связано с микровключениями акцессорных минералов. Следовательно, в процессе угольного метаморфизма уменьшается доля органической формы нахождения элемента и возрастает доля ми-

неральной. Для тория трансформация форм нахождения проявлена более ярко, чем для урана.

Выводы

Иследования показали, что разные эпохи угленакопления в различных районах Северной Азии отличаются по содержанию радиоактивных элементов в углях. При этом установлено, что в направлении с запада на восток изменяется роль вулканогенного материала в концентрировании урана и тория. Если для Сибирского региона вулканизм оказал влияние лишь на палеозойское угленакопление, а для Забайкалья и Якутии – на мезозойское, то для Восточной окраины Евразии – на кайнозойское. Проявление вулканической деятельности выражается в повышенном для рядовых углей торий-урановом отношении и в накоплении в них как урана, так и тория.

Аномальные содержания урана, в основном, имеют эпигенетическую природу и связаны с поступлением в угольный пласт кислородных урановосных вод. Они обуславливают окисление угля и накопление в нем аномальных концентраций урана. Для этих условий наиболее благоприятны районы с высоким радиогеохимическим фоном и умеренно аридным климатом. В этих условиях формируются обогащенные ураном кислородные воды, благоприятствующие накоплению высоких концентраций урана на органическом веществе.

Основная масса урана и тория в торфах и незрелых углях сосредоточена в органическом веществе. С ростом степени преобразования угля возрастает доля минеральных форм концентрирования радиоактивных элементов. Это тенденция более ярко проявлена для тория, чем для урана.

Литература

1. *Арбузов С.И., Волостнов А.В. Формы концентрирования тория в углях // Известия ТПУ. – 2003. – №6. – С.12–17.*
2. *Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск : Д-Принт, 2007. – 468 с.*
3. *Арбузов С.И., Ершов В.В. Роль вулканизма позднего карбона – перми в формировании геохимического облика углей Минусинского бассейна // III Всероссийский симпозиум по вулканологии и палеовулканологии "Вулкагизм и геодинамика", 5–8 сентября 2006 г. : Материалы симпозиума. – Т.3. – Улан-Удэ : Изд-во Бурят. науч. центра СО РАН, 2006. – С.628–632.*
4. *Арбузов С.И., Ершов В.В., Поцелуев Л.Л., Рихванов Л.П. Редкие элементы в углях Кузнецкого бассейна. – Кемерово, 2000. – 248 с*
5. *Арбузов С.И., Ершов В.В., Рихванов Л.П., Кяргин В.В., Булатов А.А., Дубовик П.Е. Редкометалльный потенциал уг-лей Минусинского бассейна. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, Филиал "Гео", 2003. – 347 с.*
6. *Арбузов С.И., Волостнов А.В., Ершов В.В., Рихванов Л.П., Миронов В.С., Машенькин В.С. Геохимия и металлоносность углей Красноярского края. – Томск : STT, 2008. – 300 с.*
7. *Ван А. В. Вулканогенный пепел в угленосных отложениях верхнего палеозоя Средней Сибири // Литология и полезные ископаемые. – 1972. – №1. – С.40–51.*
8. *Кизильштейн Л.Я. Экогеохимия элементов-примесей в углях. – Ростов-н/Д : Изд-во СКНЦ ВШ, 2002. – 296 с.*
9. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация руд-но-магматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области). – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "ГЕО", 2002. – 550 с.*
10. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. – Екатиренбург : УрО РАН, 2006. – 656 с.*
11. *Beck H.L., Miller K.M. Some radiological aspects of coal combustion // Inst. Electr. Electron. Eng. Trans. Nucl. Sci. – 1980. – Vol.NS 27.– №1. – P. 689–694.*
12. *Bouska V., Pesek J. Quality parameters of lignite of the North Bogemian Basin in the Czech Republic in comparison with the world average lignite // Int. J. Coal Geol. – 1999. – Vol.40, №2–3. – P.211–235.*
13. *Bride I.P., Moore R.E. Radiological Impact of Airborne Effluents of Coal and Nuclear Plants // Science. – 1978. – Vol.202, №4372. – P.1045–1050.*
14. *Ketris M.P., Yudovich Ya. E. Estimations of Clarkes for carbonaceous biolithes: World averages for trace element contents in black shales and coals // Int. J. Coal. Geol. – 2009. – Vol.78, No.2. – P.135–148.*

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ МИРНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ В ЯКУТИИ

С.Ю. Артамонова[1], Л.И. Разворотнева[1], Л.Г. Бондарева[2], Н.О. Кожевников[3], Е.Ю. Антонов[3], П.И. Собакин[4], С.Н. Олесов[1]

[1]Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, artam@uiggm.nsc.ru, razvorot@uiggm.nsc.ru
[2]Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, l-bondareva@mail.ru
[3]Институт нефтегазовой геологии и геофизики СО РАН, Новосибирск, Россия, KozhevnikovNO@ipgg.nsc.ru, AntonovEY@ipgg.nsc.ru
[4]Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru

ECOLOGICAL CONSEQUENCES OF PEACEFUL UNDERGROUND NUCLEAR EXPLOSIONS IN YAKUTIA

S.Yu. Artamonova[1], L.I. Razvorotneva[1], L.G. Bondareva[2], N.O. Kozhevnikov [3], E.Yu. Antonov [3], P.I. Sobakin [4], S.N. Olesov [1]

[1]Institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]Insitute of biophysics, Krasnoyarsk, Russia
[3]Institute of petroleum geology and geophysics SB RAS, Novosibirsk, Russia
[4]Institute of biological problems of cryolithozone SB RAS, Yakutsk, Russia

Abstract. *During the years 1974–1987, 12 peaceful underground nuclear explosions (PUNE) had been made at the territory of Yakutia. The consequences of the first PUNE at the territory of Yakutia, "Kristall" (October 2, 1974), with the power of 1.7 kt TE are considered in the report: 1) single-act pollution of the components of the north taiga ecosystems due to breakthrough of radionuclides at the moment of explosion; 2) arrival of radionuclides from the focus of explosion situated at the depth of 98 m into underground water-bearing horizons. Pollution with ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$ was revealed in soil, tissues of plants near the sarcophagus constructed in 2006 above the funnel of the explosion (the well head). ^{3}H activity is 6–27 Bk/l in river water of the area. Geoelectrical Time-Domain electromagnetic method (TDEM) revealed the existing raise of the level of salty underground water to the explosion focus as a cupola. Increased tritium content and beta activity connected with ^{90}Sr were revealed in the underground water of the region of explosion. Arrival of radioactive water into the open pit of the Udachnaya kimberlite pipe situated at a distance of 3,5 km to south-west from explosion site caused noticeable pollution of tailing dumps. It is concluded that the focus of the PUNE "Kristall" is open system, and there exists an elevated risk for works in the open pit and mine at the Udachnaya kimberlite pipe.*

Объект исследований. Первый мирный подземный ядерный взрыв (МПЯВ) мощностью 1,7 кТ ТЭ на территории Якутии был произведен 2 октября 1974 г. в 4,3 км к северо-востоку от трубки "Удачная" на глубине 98 м (~200 м абс) в карбонатных породах ордовика [1, 5, 6] (рис. 1). Эксперимент образования плотины нового хвостохранилища с помощью МПЯВ на выброс оказался неудачным: насыпь получилась высотой 14 м – вдвое меньше расчетных 30 м. Через устье боевой скважины произошел проектный выход ~1% радиоактивного вещества, след которого протянулся по азимуту 70° до нескольких км. С северо-восточной стороны от места взрыва на площади ~5,5 га погиб лес. От последующих запланированных семи МПЯВ по линейному ряду поперек долины руч. Улахан-Бысыттах для получения плотины длиной 1800 м, высотой 27–30 м, шириной по гребню 85 м пришлось отказаться [4]. В 1990 г. на месте насыпи было образовано озеро диаметром 60 м и глубиной 6 м [2], что указывает на интенсификацию термокарста вследствие взрыва и проседание грунта.

В 1990 г. на месте взрыва была зафиксирована мощность экспозиционной дозы гамма-излучения (МЭД-ГА) – 50–65 мкР/ч, что превышало фоновые показатели примерно на порядок. Мероприятия по изучению и ликвидации последствий аварийного взрыва ПЯВ "Кристалл" начаты только в 1992 г., в том же году термокарстовое озеро было засыпано рыхлой горной породой, в 2006 г. был сформирован "саркофаг" из пустых пород карьера на кимберлитовой трубке "Удачная" в форме усеченного конуса высотой от 7 до 20 м. После отсыпки саркофага в 1992 г. МЭД-ГА на месте взрыва снизилось в среднем до 6–12 мкР/ч. Но в том же году зимой была проведена дезактивация санитарно-защитной зоны путем удаления загрязненного почвенно-растительного слоя за пределы ограждения. За три года до взрыва была начата отработка кимберлитовой трубки "Удачная", ежегодное углубление горных работ в среднем составлял 18–20 м. В настоящее время завершена разведка рудных тел до глубины 1400 м, а добыча ведется на глубине около 500 м [7, 8]. По мере углубления карьера до 190–200 м абс. и приближения его границ к зоне МПЯВ "Кристалл", в 1983 г. на северо-восточном борту карьера появилась так называемая "стена плача", обмокание стены карьера и поступление соленых вод, продолжающийся до сих пор. Эти соленые воды поступают также на уровне –265 м абс., в т.ч. в строящийся подземный рудник.

Целью работ было оценить современное состояние северотаежных экосистем, испытавших одноактное загрязнение за счет прорыва радионуклидов на поверхность в момент проведения взрыва, а также современ-

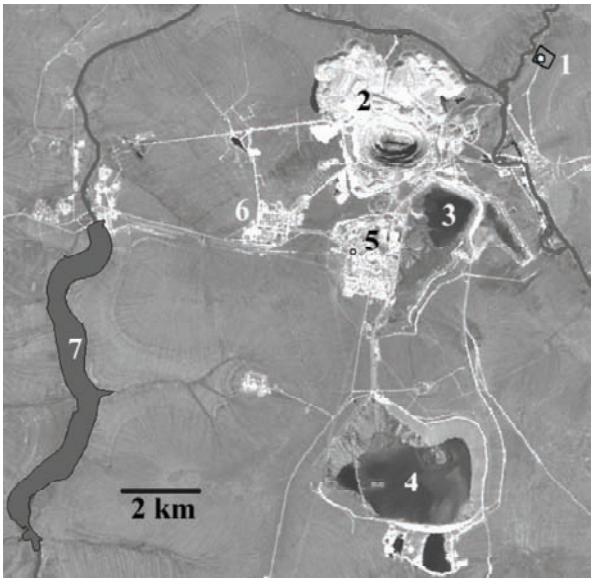


Рис. 1. *Схема расположения МПЯВ «Кристалл» (космоснимок Landcat, 2001): 1 – МПЯВ "Кристалл"; 2 – карьер и отвалы на кимберлитовой трубке "Удачная"; 3 – старое хвостохранилище; 4 – новое хвостохранилище; 5 – обогатительный комбинат; 6 – г. Удачный; 7 – водохранилище на р. Сытыкан*

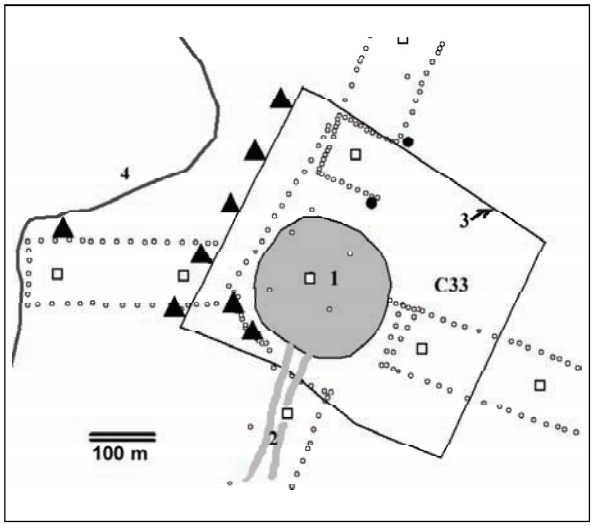


Рис. 2. *Схема отбора проб воды (черные треугольники), почв (черные кружочки), радиометрической съемки (маленькие белые кружочки), центральных пикетов геофизического глубинного зондирования (белые квадраты) у МПЯВ "Кристалл" (2007–2008 гг.): 1 – саркофаг над воронкой взрыва; 2 – дорога; 3 – забор санитарно-защитной зоны (СЗЗ); 4 – ручей Улахан-Бысыттах*

ное состояние геологической среды в системе "очаг взрыва – водоносные горизонты".

Методика. С помощью радиометра СРП-68-01 и GPS-навигатора в полевых условиях проведена радиометрическая съемка по профилям. Отобраны пробы почв, растительности, поверхностных и подземных вод (рис. 2). В аналитических работах использованы методы радиохимического концентрирования ^{90}Sr, $^{239,240}Pu$ с применением бета и альфа – радиометрии с относительной погрешностью ±10% (аналитики П.И. Собакин, И.В. Макарова, М.С. Мельгунов); сцинтилляционная гамма-спектрометрии (аналитики П.И. Собакин, А.С. Степин) для определения содержания ^{137}Cs с относительной погрешностью d"10%; метод жидкостно-сцинтилляционной бета-спектрометрии для определения ^{3}H, ^{90}Sr, общей альфа-активности, бета-активности в водных пробах на анализаторе Tri-Carb 2800 (США) (аналитики Л.И. Бондарева, П.И. Собакин).

Для глубинного изучения геологической среды района взрыва по параметру геоэлектрического сопротивления пород применен геофизический метод зондирований становлением поля [3]. Всего пройдено 2 поперечных геофизических профиля общей протяженностью 3 км.

Результаты исследований. В 2007–2008 гг. радиометрическая съемка санитарно-защитной зоны (СЗЗ) МПЯВ "Кристалл" показала, что после дополнительной отсыпки саркофага в 2006 г. МЭД-ГА снизилась до 10 мкР/ч, только у северо-восточного подножья саркофага точечно сохранились МЭД-ГА до 25 мкР/ч. При этом за пределами СЗЗ и почвенно-растительного навала, образованного в результате дезактивации СЗЗ за забором вдоль периметра СЗЗ, МЭД-ГА составляет от 5 до 7 мкР/ч. На почвенно-растительном навале МЭД-ГА равна 10 мкр/ч.

Дезактивация СЗЗ привела к снижению содержания радионуклидов в почвах по сравнению с ненарушенными почвами сразу за ограждением:

– в 30 раз по содержанию ^{90}Sr;
– на два порядка по содержанию ^{137}Cs;
– на три порядка по содержанию $^{239,240}Pu$ (рис. 3).

Дезактивация 2006 г. заключалась в снятии наиболее загрязненных верхних горизонтов почв (дернового и гумусового) вместе с растительностью и его складированию за пределами СЗЗ в виде навала, что привело к интенсификации термокарстовых процессов в СЗЗ, и ухудшению состояния территории за ее пределами. Из опробованных растений, именно в лишайнике (Cladonia stellaris) наблюдается наибольшее накопление радионуклидов – до 34 Бк/кг по ^{90}Sr в пределах СЗЗ. Во мхах ^{90}Sr ~10 Бк/кг. В грибах общая бета активность достигает 76 Бк/кг, а альфа-активность – 7 Бк/кг.

Выявлено, что содержание ^{3}H в ручье, вытекающем из-под восточной стороны саркофага, достигает до 27 Бк/л, что в более чем 3 раза выше УВ 7,7 Бк/л. Тем не менее, в водах наблюдательных скважин (глубина ~ 1,5 м) его содержание на уровне УВ, только в 3-й скважине – ближайшей к руслу ручейка превышен УВ в 1,5 раза.

В ручье общая бета-активность, связанная с ^{90}Sr, достигает 0,45 Бк/л, общая альфа-активность – 0,32 Бк/л, тогда как в водах скважин эти показатели в среднем в 2 и 32 раза ниже соответственно. В пробах ручья Улахан-Бысыттах из-за разбавления активности

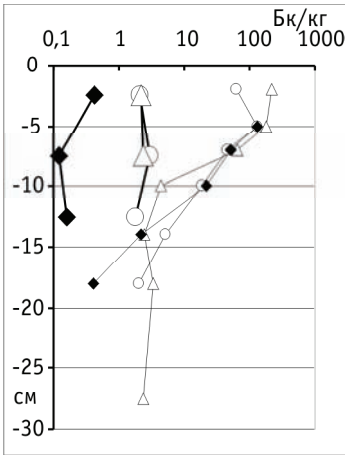


Рис. 3. *Содержание техногенных радионуклидов в почвах санитарно-защитной зоны МПЯВ "Кристалл" (крупные условные знаки) и за пределами санитарно-защитной зоны (мелкие условные знаки)*

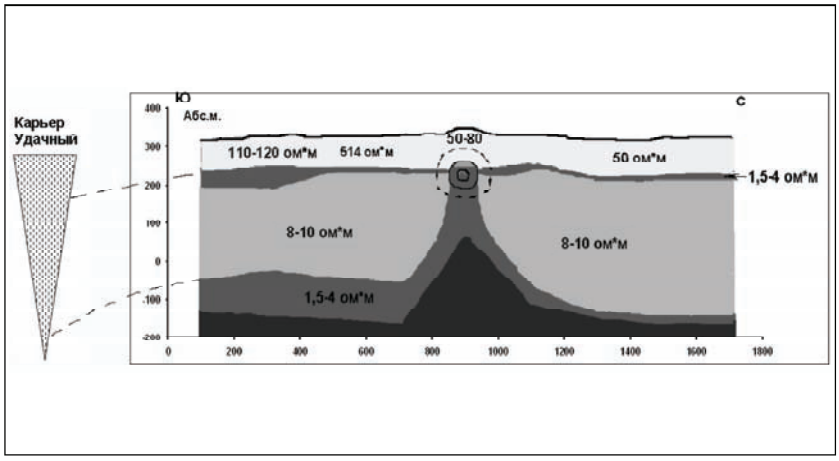


Рис. 4. *Геоэлектрический разрез района МПЯВ "Кристалл" (субмеридиональный профиль) с указанным средним геоэлектрическим сопротивлением пород по данным метода зондирований становлением поля (2008 г.)*

радионуклидов не определены (ниже предела обнаружения).

Глубинное геофизическое зондирование показало впервые на куполообразное поднятие артезианских подземных соленых вод по появившимся в результате взрыва зонам трещиноватости до очага взрыва (рис. 4). Данная ситуация является критичной. Анализы соленых кальций-натрий хлоридных подземных вод, минерализация которых достигает 400 г/л, отобранных на дне карьера на уровне –265 абс. м и в шахте на уровне –600 абс. м, показали огромные содержания ^{3}H – 146 и 117 Бк/л, превышающие УВ ^{3}H в 15–20 раз. Также высоки общие бета- и альфа-активности – до 188 и 13 Бк/л, соответственно. Надо заметить, что люди работают в этих условиях в тесном соприкосновении с этими водами. По данным Голубова Б.Н. [1], в 2002 г. в рассолах "стены плача" на глубине 125 м зафиксирована активность (Бк/л): ^{3}H – от 29,5 до 41,8 ^{90}Sr от 14 до 47 соответственно, а в водах приямка на дне карьера – 33,8 и 1,6. Сравнение с нашими данными 2008 г. показывает тенденцию увеличения активности подземных вод. Добываемая руда с 1980-х годов засаливалась из-за поступления соленых подземных вод, что привело к повышенной минерализации хвостохранилищ: в старом хвостохранилище до 9 г/л, а в новом до 20 г/л. В водах нового хвостохранилища тритий содержится до 11 Бк/л, а в старом – до 25 Бк/л, при этом бета-активность на порядок выше, чем в поверхностных водах СЗЗ МПЯВ "Кристалл", а именно от 3,5 до 3,7 Бк/л.

Выводы:

1. Вполне благополучная радиационная обстановка на СЗЗ и сопредельных участках ухудшена в 2006 г. из-за удаления наиболее загрязненных техногенными радионуклидами верхних слоев почв и растительности СЗЗ и их складировании за пределами ограждения в свободном доступе.
2. Очаг МПЯВ "Кристалл" является открытой системой. Поступление радиоактивных вод в карьер "Удачный" привело к заметному загрязнению руд, и следовательно, хвостохранилищ отходов обогащения.

Благодарногсти

Работа выполнена при поддержке государственного заказа № 43(76-08), заказчик – отдел радиационной безопасности Министерства охраны природы Республики Саха (Якутия).

Литература

1. *Голубов В.Н., Сапожников Ю.А., Горальчук А.В. Миграция радионуклидов из полости подземного термоядерного взрыва "Кристалл" в алмазодобывающий карьер "Удачный" // Радиационная безопасность Республики Саха (Якутия) : Матер. II Республикан. научно-практ. конф. – Якутск : Изд-во СО РАН, Якутский филиал, 2004. – С.182–192.*
2. *Бурцев И.С., Колодезников Е.Н. Радиационная обстановка в алмазоносных районах Якутии. – Якутск: ЯНЦ СО РАН, 1997. – 52 с.*
3. *Кожевников Н.О., Плотников А.Е. Оценка возможностей метода переходных процессов при изучении верхней части геологического разреза // Геофизика. – 2004. – №6. – С. 33–38.*
4. *Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / рук. Логачев В.А. – М. : ИздАТ, 2001. – 519 с.*
5. *Степанов В.Е., Ушницкий В.Е., Яковлева В.Д. О современных уровнях содержания искусственных радионуклидов в окрестностях подземного ядерного взрыва "Кристалл". – Якутский госуниверситет, 2001–2002 гг. http://library.mephi.ru/data/scientific-sessions/2003/5/122.html.*
6. *Степанов В.Е., Десяткин Р.В., Яковлева В.Д. и др. Содержание искусственных радионуклидов в почвенно-растительном покрове в Центральной Якутии и окрестностях ПЯВ "Кристалл" и "Кратон" // Радиационная безопасность Республики Саха (Якутия) : Матер. II Республикан. научно-практ. конф. – Якутск : Изд-во СО РАН, Якутский филиал 2004. – С.215–223.*
7. *[Электронный ресурс] URL: http://www.alrosa-msk.ru/.*
8. *[Электронный ресурс] URL: http://www.udachny.ru/objects/19/index.html.*

РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ В ЭПИЦЕНТРАХ ПОДЗЕМНЫХ ПРОМЫШЛЕННЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ В АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

А.В. Баженов, Г.П. Киселев, И.М. Киселева, В.В. Кряучюнас

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Россия, kiselevgp@yandex.ru

THE RESULTS OF THE RADIOACTIVITY STUDY AT THE UNDERGROUND INDUSTRIAL NUCLEAR EXPLOSIONS EPICENTERS IN THE ARKHANGELSK REGION

A.V. Bazhenov, G.P. Kiselev, I.M. Kiseleva, V.V. Kryauchyunas

Institute of Ecological Problems in the North, Ural Division, Russian Academy of Sciences, Russia

Abstract. *The article contains data on radioactive isotopes in natural environments (soils, bottom sediments and vegetation) of the epicenters of the underground nuclear explosions for peaceful purposes (crust seismic sounding) in the Arkhangelsk region. It's shown that the natural isotopes in the soil on two periods of measurements are in stable condition, cesium-137 moves down the soil profile, and its activity in the soil and vegetation corresponds to the regional level. The elevated radon concentrations are stated in the soil air of the underground nuclear explosions epicenters.*

В Советском Союзе, начиная с 1958 г., было произведено, 124 промышленных подземных ядерных взрыва (ПЯВ) для различных целей и в разных районах. Из них, в скважинах – 119, в штольнях – 4, в шахте – 1. В Архангельской области произведено 3 подземных ядерных взрыва с целью сейсмозондирования земной коры и мантии. Один – в 1985 г. у деревни Ручьи на Зимнем берегу Белого моря (условное названий "Агат") и два – у деревни Паломыш в Вилегодском районе (в 1971 г. – условное название "Глобус-2") и в 1988 г. – условное название "Рубин-1". Центры подземных ядерных взрывов "Глобус-2" и "Рубин-1" расположены у д. Паломыш на юго-востоке области, в 20 км севернее с. Ильинско-Подомское Вилегодского района, на расстоянии 1,5–2 км друг от друга, на глубинах 595 м (мощность 2,3 Кт) и 820 м (мощность 8,5 Кт) соответственно. Район проведения ПЯВ представляет собой озерно-ледниковую равнину, со среднетаежными сосновыми лесами, в сочетании с ельниками (в подросте – береза, рябина) и болотами. Напочвенный покров пятнистый – под еловыми лесами распространен брусничник-черничник зеленомошник, с участками болотно-травяных видов. Под сосновыми лесами – брусничник-беломошник Почвы подзолистые иллювиально-железистые на кварцевых песках. Ядерные взрывы произведены в Мезенской синеклизе Русской плиты Восточно-Европейской платформы. Территория расположения взрывов относится к Котлас-Яренской впадине, где кровля кристаллического фундамента располагается на глубине около трех километров. Кристаллический фундамент перекрыт рифейскими осадочными отложениями, на моноклинально залегающей, с погружением на юго-восток, пенепленизированной поверхности которого располагается полный терригенный разрез венда, мощностью до 1 км. Вендские отложения перекрыты средне-верхними отложениями карбона с выдержанной мощностью около 300 м, выше следуют отложения пермской системы, на кровле которых залегают терригенные отложения нижнего триаса мощностью до 100 м, которые сверху покрыты четвертичными ледниково-озерными отложениями мощностью до нескольких десятков метров, представленные в основном кварцевыми песками [1]. Взрывы произведены в казанском и татарском ярусах пермской системы, сложенных алевролитами, мергелями, серыми известняками, пестрыми терригенными отложениями.

Эпицентр ПЯВ "Агат" расположен в 10 км от деревни Ручьи (Мезенский район) на Зимнем берегу Белого моря. Взрыв произведен на глубине 772 м, мощностью 8,2 Кт. Район проведения ПЯВ представляет собой полого волнистую морскую равнину, местами абрадированную ледниковыми и морскими водами. Приморские террасированные равнины покрыты мохово-лишайниковой и кустарничковой (карликовая береза и ель) тундрой в сочетании с крупнобугристыми болотами. Почвы торфянисто-подзолисто-глееватые на бескарбонатной суглинистой, местами песчаной морене с валунами и галькой. Геологическое строение в районе взрыва следующее. Территория относится к Ручьевскому поднятию Мезенской синеклизы Русской плиты Восточно-европейской платформы, где глубина залегания кристаллического фундамента составляет около 1 км. Рифейские осадочные отложения здесь отсутствуют и на кристаллических породах располагаются отложения усть-пинежской свиты венда, представленные аргиллитами и песчаниками. Усть-пинежская свита в 7 км южнее от места взрыва выходит на поверхность. В районе взрыва она перекрыта песчано-глинистыми четвертичными отложениями мощностью до 70 м, которые практически повсеместно покрыты слоем торфа мощностью от нескольких сантиметров до 1–1,5 м. Взрыв произведен в терригенных отложениях венда.

Основными объектами изучения являлись естественные и техногенные радионуклиды: ^{137}Cs, ^{40}K, ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{222}Rn, ^{60}Co, ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu в природных средах районов проведения подземных ядерных взрывов (почвы, почвообразующие породы, донные отложения, растительность). В процессе проведения научно-исследовательских работ на месте подземных ядерных взрывов "Глобус-2", "Рубин-1" в Вилегодском районе и "Агат" в Мезенском районе Архангельской области выполнены следующие работы:

1) на альфа- и гамма-спектрометрический анализ отобрано: 146 образцов из 32 почвенных разрезов, 12 проб донных отложений, лишайник – 4 пробы, мох – 7 проб, листья березы – 1 проба, грибы – 1 проба;

2) измерение объемной активности ^{222}Rn в воздухе, в почвенных газах и воде (118 точек);
3) дозиметрическая съемка районов проведения ПЯВ (118 точек).

Измерение гамма и альфа-активности отобранных в ходе экспедиционных работ проб производилось в аккредитованной САРК (Аттестат №САРК.RU.001.441230) лаборатории экологической радиологии ИЭПС УрО РАН на гамма-спектрометре "ПРОГРЕСС-2000". Погрешность измерений составила 10–50%, в зависимости от активности радионуклидов. Радоновая съемка территорий производилась с помощью радиометра радона РРА-01М-03 по методическим рекомендациям [2–4] с дополнительной регистрацией числа альфа-частиц ^{218}Po и ^{216}Po; температуры почвенного воздуха; давления; влажность воздуха. Нами отмечено, что горизонт торфа практически полностью задерживает поток радона из горных пород, поэтому при проведении работ во всех точках пробивался шурф до литофицированных пород, в котором и производились замеры. В Вилегодском районе в эпицентрах ПЯВ торф практически отсутствовал, поэтому забор проб почвенного воздуха производился с глубины проникновения корневой системы растений 5–7 см.

Дозиметрическая съемка территории производилась с помощью дозиметра ДКГ-РМ1203М, на основе требований НРБ-99 и ОСПОРБ-99". В полевых условиях измерение производилось в режиме МЭД в микрозивертах в час (мкЗв/ч). Изотопы плутония выделены из донных осадков радиохимическим методом [4] и измерены их удельные активности на полупроводниковом альфа-спектрометре "ПРОГРЕСС-320"

Таблица 1. *Удельная активность ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{60}Co (Бк/кг) в почвах районов проведения подземных ядерных взрывов (средние значения, 2007 г.)*

Почвенный горизонт	Активность радионуклидов, Бк/кг				
	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{60}Co
ПЯВ "Глобус-2" и "Рубин-1"					
Мохово-лишайниковая подстилка (A_0)	34,4	108,9	11,8	2,4	3,0
Гумусовый горизонт (A_0A_1)	44,3	157,7	10,7	7,5	1,6
Подзолистый горизонт (A_2)	3,9	187,4	6,0	4,5	2,0
Иллювиальный горизонт (В)	1,74	225,0	8,2	5,2	1,7
Почвообразующая порода (С)	1,19	230,8	6,0	4,5	5,5
ПЯВ "Агат"					
Мохово-лишайниковая подстилка (A_0)	71,72	174,6	8,0	13,0	4,9
Гумусовый горизонт (A_0A_1)	137,08	158,6	12,6	9,8	3,4
Подзолистый горизонт (A_2)	7,12	438,0	10,5	9,5	1,5
Иллювиальный горизонт (В)	1,87	502,3	11,9	13,5	2,0
Почвообразующая порода (С)	1,18	501,2	14,1	16,2	3,0

Таблица 2. *Удельная активность ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{60}Co (Бк/кг) в растительных пробах районов проведения подземных ядерных взрывов*

Название пробы	Активность радионуклидов, Бк/кг				
	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	^{60}Co
ПЯВ "Агат"					
Грибы (подосиновик, подберезовик)	4,54	31,44	0,9	<0,5	<0,04
РуМ-1 (сфагнум)	86,8	<3	19,23	<7	<1,2
РуМ-2 (сфагнум) верх	185,1	<6	51,4	<14,6	<6,8
РуМ-3 (сфагнум) низ	74,6	<20	41,7	<1,8	4,51
РуМ-4 (сфагнум) верх	125,1	73,4	27,33	<6,4	<3,8
ПЯВ "Глобус-2", "Рубин-1"					
ВлМ-1 (сфагнум)	32,2	<19	26,08	<8,2	<3,6
ВлЛШ-2 (лишайник)	6,35	<12,4	<6,7	6,4	<1,3
ВлМ-3 (сфагнум)	33,4	<18	6,55	<1,7	<0,9
ВлМ-4 (сфагнум)	58,3	<35	8,43	<3,7	5,49
ВлЛ-5 (листья березы)	7,61	335,8	<2,2	<3	<1,3

В результате проведенных экспедиционных работ и лабораторных исследований получены следующие результаты. Мощность амбиентного эквивалента дозы (МЭД) в районах проведения ПЯВ "Глобус-2" и "Рубин-1" изменяется от 0,06 до 0,13 мкЗв/ч, в районе ПЯВ "Агат" – от 0,07 до 0,12 мкЗв/ч. Дозиметрическая съемка показала, что на территориях эпицентров в отдельных точках наблюдается повышенная мощность радиоактивного излучения. При средней для Архангельской области мощности амбиентного эквивалента дозы 0,09–0,1 мкЗв/ч, в некоторых точках имеет место 0,12–0,13 мкЗв/ч. Однако это допустимое увеличение и вмешательства не требует.

Максимальные значения ^{137}Cs в почвах получены для мохово-лишайниковой постилки и гумусового горизонта, с глубиной его активность снижается и достигает 1–2 Бк/кг, минимально фиксируемых величин гамма-спектрометром "ПРОГРЕС-2000". Это типичное распределение ^{137}Cs в почвах Архангельской области и обусловлено глобальными выпадениями. Для ^{40}K характерно плавное увеличение активности с глубиной. Для ^{226}Ra и ^{232}Th наблюдается более равномерное распределение по глубине в пределах всего почвенного профиля. Для ^{60}Co увеличение активности обнаружено в лесной подстилке и почвообразующей породе (табл. 1). Наличие в почвах ^{60}Co объяснить глобальными выпадениями не представляется возможным по причине его короткого периода полураспада. Также ^{60}Co не появляется и в почвах других районов. Нами предполагается, что его наличие в почвах связано с произведенными ядерными взрывами на данной территории.

Максимальные концентрации ^{137}Cs донных осадках обнаружены в верхнем слое (0–0,05 м.), состоящего из

Таблица 3. *Удельные активности изотопов ^{238}Pu, $^{239+240}Pu$ в донных осадках естественных водоемов в близи ядерных взрывов*

Название пробы	Координаты места отбора	Место отбора проб	Интервал отбора пробы, см	Удельная активность, Бк/кг	
				^{238}Pu	$^{239+240}Pu$
VI-71-D1 (1)	N:61°21,511′, E:48°05,525′	р. Паломыш (Вилегодский район)	0–5	26,26	4,97
VI-71-D1 (2)	N:61°21,511′, E:48°05,525′	р. Паломыш (Вилегодский район)	5–10	4,92	47,11
RyD-1skv	N:65°59,426′, E:41°01,456′	Озеро у скважины “Агат”	0–10	82,47	25,38

заиленного мелкозернистого песка с остатками разлагающейся растительности. Здесь его удельная активность изменяется от 9,6 до 20 Бк/кг. На глубине 0,05–0,1 м, радиоактивность ^{137}Cs снижается до 1–2 Бк/кг. Его появление в донных осадках связано с глобальными выпадениями и сносом в водоемы поверхностным стоком, а так же осаждением из воды. Для ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th существенных изменений удельной активности с глубиной не наблюдается. При этом, в донных осадках озера, на берегу которого произведен ядерных взрыв “Агат”, наблюдается увеличение удельной активности всех замеренных изотопов, что обусловлено эффектом ядерного взрыва.

В таблице 2 приведены данные об активности изотопов в растительных пробах, откуда следует, что существенного загрязнения радионуклидами растений не наблюдается. Уровень активности искусственного изотопа ^{134}Cs для эпицентров ядерных взрывов не превышает глобального уровня. Отмечается повышение активности ^{137}Cs в верхней части сфагнума по сравнению с нижней, что объясняется нами его миграцией по растению снизу вверх, в процессе роста растения.

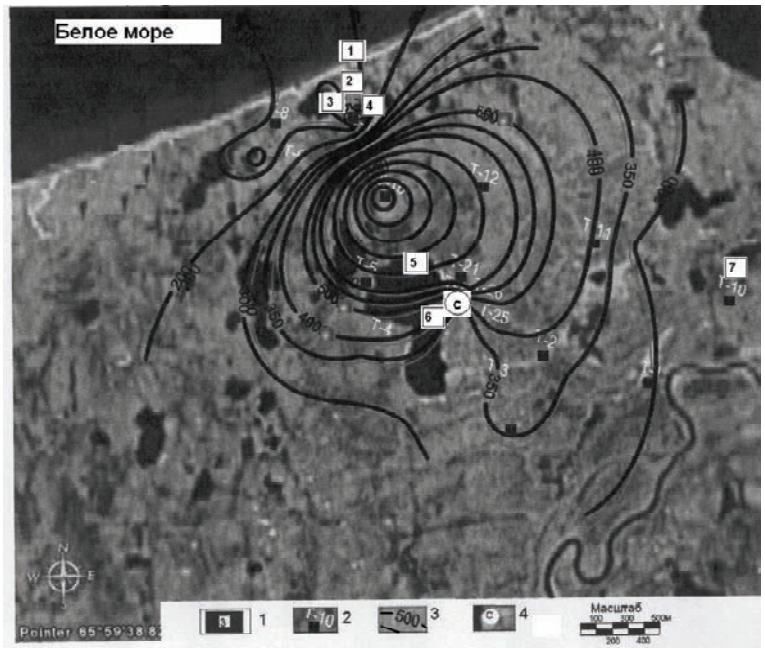


Рис. 1. *Схематизированная карта эпицентра подземного ядерного взрыва мощностью 8,2 Кт у деревни Ручьи Мезенского района: 1 – места определения радона-222 в поверхностных водах; 2 – точки измерения радона в почвенном воздухе; 3 – изолинии концентрации радона-222 в почвенном воздухе; 4 – местоположение скважины, в которой произведен ядерный взрыв*

Изотопы плутония являются продуктами ядерных взрывов. ^{238}Pu и $^{239+240}Pu$ выделялся из донных осадков, отобранных в водоемах, расположенных в эпицентрах взрывов. Донные осадки являются консервантами радиоактивных изотопов. Изотопный состав плутония указывает на тип ядерного взрыва. Результаты проведенных анализов представлены в таблице 3. В нижнем горизонте донных осадков эпицентров ядерных взрывов в Вилегодском районе отношение ^{238}Pu к $^{239+240}Pu$ существенно отличается от отношения этих изотопов в донных осадках более позднего периода и донных осадков эпицентра “Агат”. Мы предполагаем, что ядерные устройства восьмидесятых годов “Агат” и “Рубин-1” были идентичными и существенно отличались от ядерного взрыва семидесятых годов “Глобус-2”.

Из полученных данных по объемной концентрации ^{222}Rn в почвенных газах следует, что повышенные концентрации наблюдаются в эпицентрах взрывов. Это указывает на нарушение геологической среды с образованием каналов поступления радона из глубоких горизонтов, так как в четвертичных отложениях (кварцевые пески) радий имеется в количествах ниже кларковых и не может создавать радона в достаточном количестве. Аномальные концентрации ^{222}Rn установлены в эпицентре ядерного взрыва “Агат”. Его распределение в пространстве показано на рисунке 1.

На периферии эпицентра ядерного взрыва активность ^{222}Rn в почвенном воздухе составляет от 25 до 200 Бк/м^3, в аномальной зоне – от первых сотен до 1700 Бк/м^3. В аномальной зоне, в результате четырех измерений в разные дни получено:

1) 1545±263 Бк/м^3;
2) 1629±260 Бк/м^3;
3) 1688±270 Бк/м^3;
4) 1534±245 Бк/м^3.

В воздухе почв, на территориях, прилегающих к эпи-

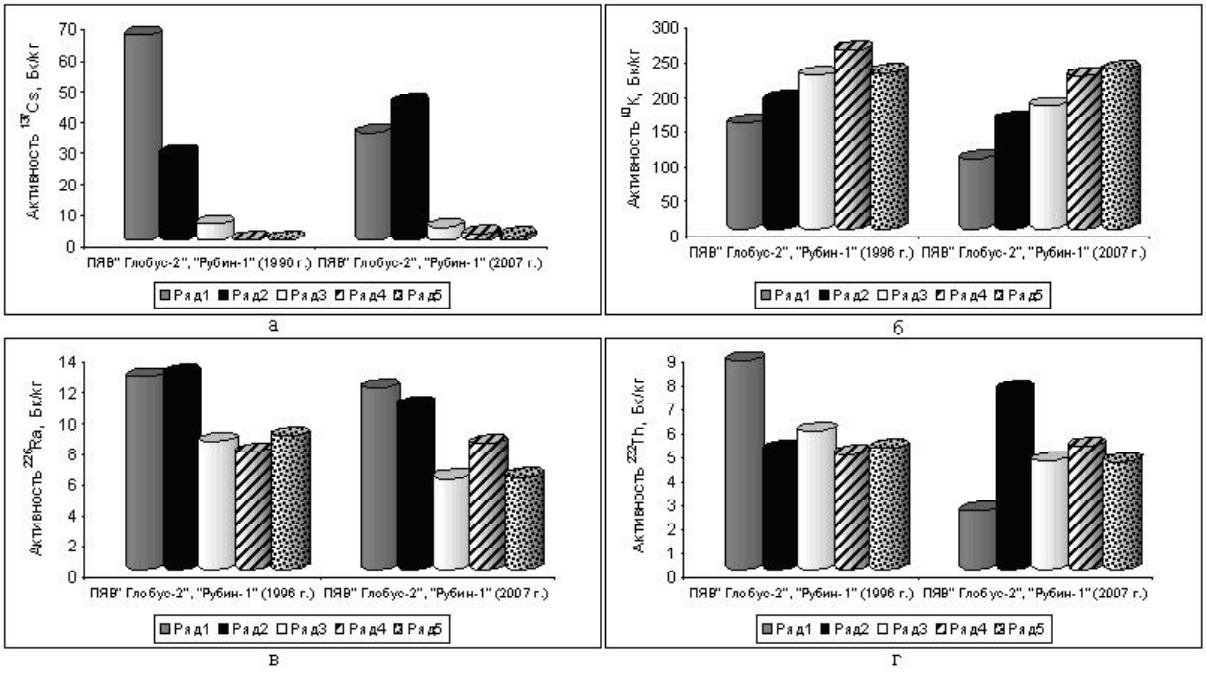


Рис. 2. *Активность ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th (Бк/кг) в почвах районов ПЯВ "Глобус-2" и "Рубин-1" в 1996 и 2007 гг. (средние значения): ряд 1 – лесная подстилка, ряд 2 – гумусовый горизонт, ряд 3 – подзолистый горизонт, ряд 4 – иллювиальный горизонт, ряд 5 – почвообразующая порода*

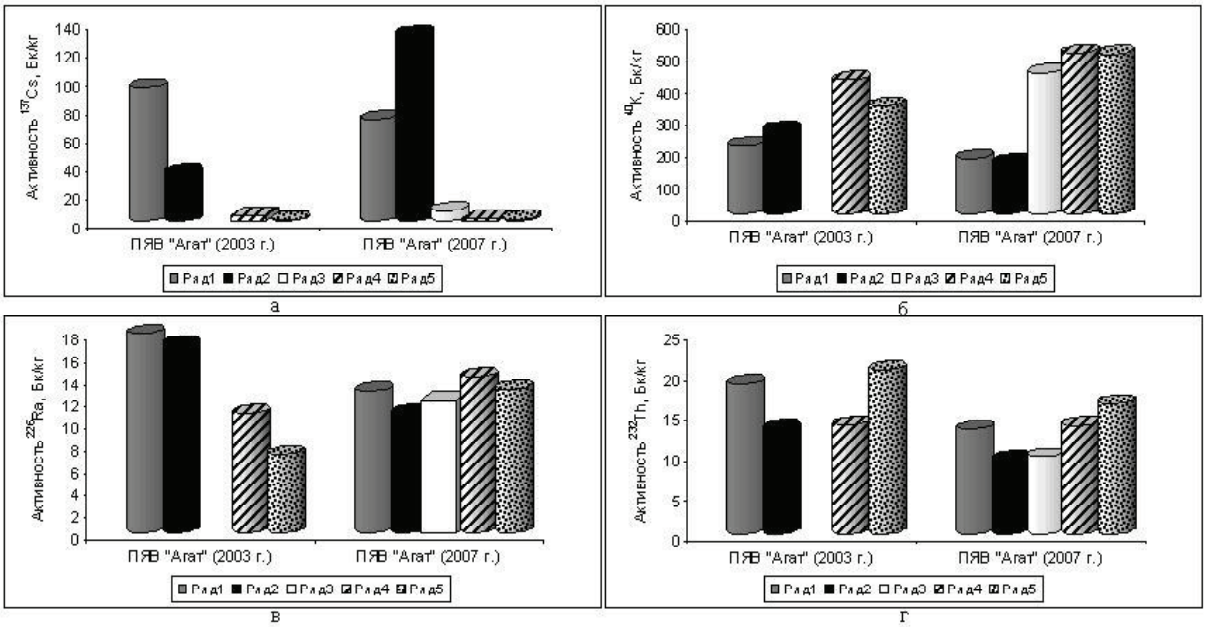


Рис. 3. *Активность ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th (Бк/кг) в почвах районов ПЯВ "Агат" в 2003 и 2007 гг. (средние значения): ряд 1 – лесная подстилка, ряд 2 – гумусовый горизонт, ряд 3 – подзолистый горизонт, ряд 4 – иллювиальный горизонт, ряд 5 – почвообразующая порода*

центру взрыва, концентрация ^{222}Rn составляет от 500 до 650 Бк/м^3, то есть значительно выше, чем на периферии.

В морской воде и в поверхностных водах района ^{222}Rn нами не обнаружен. В тоже время, в воде озера, на берегу которого произведен ядерный взрыв, наблюдаются повышенные концентрации ^{222}Rn в точках 5 (10 Бк/л) и 6 (2 Бк/л) (рис. 1). Озеро мелководное, ледникового происхождения и не отличается по своему строению от других озер района. ^{222}Rn поступает в озе-

ро из аномальной зоны, так как в точке 5 его концентрация выше, чем у самой скважины (точка 6). Установленный аномальный поток радона не связан с четвертичными отложениями, так как в них концентрация ^{222}Rn не превышает кларковых величин, а отложения выдержаны по составу в пространстве. Поступление радона возможно по трещинам и разрыхленной породе из вендских отложений, содержащих повышенные концентрации урана. Проведенные работы показывают, что мощные подземные ядерные взрывы привели к существенному нарушению сплошности геологической среды. Так, по словам очевидцев, в период взрыва "Агат" колебания грунта в 10 км от скважины (д. Ручьи) были на столько сильными, что во многих домах вылетели стекла, а в некоторых падала мебель. Надо предположить, что в радиусе 1–2 км от взрыва были большие амплитуды колебания горных пород, приведшие к образованию трещин в вендских отложениях, способствующих дегазации земной коры в настоящее время. На активные современные динамические процессы в эпицентре взрыва указывает и то, что в последние 2–3 года устье скважины (цементный блок) приподнялся над поверхностью земли на 30 см. Предполагается, что в настоящее время происходит проседание грунта в эпицентре взрыва.

При сравнении современного радиоэкологического состояния почв и полученными нами ранее результатами во время экспедиционных работ на месте ПЯВ в 1996, 2003 и 2007 годах (рис. 2, 3) сделаны следующие выводы.

За прошедшие 10 лет произошло общее снижение активности техногенного цезия-137 в почвах районов ПЯВ примерно в 1,5 раза, заметно усилилась его вертикальная миграция с поверхности в гумусовый горизонт и далее вниз по почвенному профилю. Для ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th, радионуклидов естественного происхождения, резких изменений в вертикальном распределении не обнаружено, что обусловлено стабильными внутрипочвенными процессами. В донных осадках рек и озер в эпицентрах ядерных взрывов концентрация ^{137}Cs соответствует средним значениям для региона. В целом, по этим показателям нет оснований судить о радиоактивном загрязнении территорий. При этом следует отметить, что в эпицентрах ядерных взрывов в почвах обнаружены изотопы ^{60}Co, в донных осадках изотопы плутония, а так же потоки ^{222}Rn и повышенный уровень суммарной радиоактивности, что указывает на ядерный радиоактивный след. Особое место занимает эпицентр ядерного взрыва "Агат", где потоки ^{222}Rn достигают аномальных значений. Все это дает основание для дальнейшего мониторинга эпицентров ядерных взрывов.

Работа выполнена при поддержке гранта Администрации Архангельской области по приоритетным направлениям развития науки в Архангельской области в 2007 г. (проект №1-01).

Литература

1. *Малов А.И. Подземные воды Юго-Восточного Беломорья: формирование, роль в геологических процессах. – Екатеринбург : Изд-во УрО РАН, 2003. – 234 с.*
2. *Методика экспрессного измерения объемной активности ^{222}Rn в воздухе с помощью радиометра радона типа РРА : Рекомендации / Государственная система обеспечения единства измерений. – М. : ВНИИФТРИ, 2006. – 7 с.*
3. *Методика экспрессного измерения плотности потока ^{222}Rn с поверхности земли с помощью радиометра радона типа РРА : рекомендации / Государственная система обеспечения единства измерений. – М. : ВНИИФТРИ, 2006. – 8 с.*
4. *Методика экспрессного измерения объемной активности ^{222}Rn в воде с помощью радиометра радона типа РРА : Рекомендации / Государственная система обеспечения единства измерений. – М. : ВНИИФТРИ, 2006. – 7 с.*
5. *Методика выполнения измерений удельной активности изотопов плутония (239+240, 238) в пробах почв, грунтов, донных отложений альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением. – М. : Федер. науч.-методич. центр лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС, 1999. – 19 с.*

ОБ АКТИНИДАХ В ЖИВОМ ВЕЩЕСТВЕ

Н.В. Барановская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, dgazn@narod.ru

ABOUT ACTINIDES IN LIVING SUBSTANCE

N.V. Baranovskaya

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The article introduces the review of literature devoted to the problem of actinide (Th, U) accumulation in a living substance. By the example of the authors investigation results as well as the data introduced by other researches, the regularities in element accumulation in different natural media have been considered. The influence of element chemical origin as well as a number of other factors is shown. The results of analysis for thorium – uranium ratio in different biologic environment are presented by the example of Tomsk and other regions.*

Торий и уран, относящиеся к группе актинидов, были известны наряду с протактинием уже в начале прошлого столетия [21]. Развитие представлений о химии, распространении, поведении этих естественных радионуклидов происходило главным образом в связи с развитием атомной энергетики и достижений химии. К настоящему моменту времени мы располагаем информацией об их химических свойствах [42 и др.], геохимических особенностях поведения в разных типах почв, пород и индикаторных показателях [23, 34, 44, 39 и др.], а так-

же специфике влияния на живые организмы [4, 19, 31, 35 и др.].

Тем не менее, вопрос о количественном содержании этих элементов в компонентах живой природы, а также биогеохимические аспекты их поведения остаются не до конца осознанными и по сей день. Это, по-видимому, в значительной степени было связано с аналитическими трудностями их определения в живом веществе (ЖВ). Современные виды анализа способствуют накоплению информации о содержании этих элементов в различных природных объектах. В наших исследованиях мы использовали два современных аналитических метода: инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА), проводимый в лаборатории ядерно-геохимических исследований на учебном ядерном реакторе ТПУ г. Томск и эмиссионный спектральный с индуктиво-связанной плазмой (ICP MS), в ГЕОХИ СО РАН г. Иркутск. Нами изучены закономерности концентрирования двух из актинидов в различных живых организмах – тория и урана. Актуальность таких исследований обусловлена тем, что при достаточно хорошо изученной радиационной токсикологии этих элементов, химическая практически не изучена, что является крупным пробелом экогеохимии [26].

Торий и уран относятся к ультрамикроэлементам, содержание которых в живых организмах, как правило, не превышает 10^{-5}%. Однако столь незначительная концентрация вовсе не означает, что влиянием этих актинидов на ЖВ можно пренебречь. Все дело в специфике ЖВ, представляющего собой по определению В.И. Вернадского, совокупность живых организмов, рассматриваемая с точки зрения их массы, энергии и общего эффекта деятельности [13]. В ЖВ скорость протекания реакций в тысячи, а иногда и в миллионы раз выше, чем в неживом [1]. Кроме того, оно обладает уникальной функцией концентрирования, т. е. избирательного извлечения и накопления элементов с дальнейшим их перераспределением внутри организмов. Следовательно, часто встречаемые незначительные количества элемента в окружающей среде могут варьировать до значимо высоких содержаний в частных случаях в ЖВ и становиться токсичными. Так же известно, что даже малые количества элементов могут иметь значительную роль в биохимических процессах, что в частности показано на примере кобальта, входящего в состав жизненноважного витамина B_{12}.

Уран и торий являются элементами, встречающимися в природе в количествах, представляющих практический интерес, в отличие от других актинидов. В ЖВ их содержания несоизмеримо меньше. Первые количественные характеристики U и Th в живых организмах даны в работах А.П. Виноградова (1932), E. Burksera (1931), J. Hoffmana (1942, 1943). Так, Burkser с соавторами [50] приводит содержание тория в золе раковых опухолей, составляющее $0{,}5\cdot10^{-3}$%, а в пересчете на ЖВ $4{,}2\cdot10^{-5}$%. В этой же работе приведены данные по рыбе (бычок, Cottus gobio), в золе которой содержание Th составляло $0{,}8\cdot10^{-3}$% и $4\cdot10^{-5}$% соответственно. А.П. Виноградовым [15] приведены результаты аналитических данных по содержанию этого элемента в раке (Astacus fluviatilis)

Таблица 1. *Содержание урана в листьях древесных растений в разные физиологические периоды (по. J. Hoffman (1943), гU/г)*

Растение	Ассимилированные листья	Окрашенные листья перед опадом
Абрикос	$1{,}2\cdot10^{-8}$	$5{,}03\cdot10^{-9}$
Груша	$1\cdot10^{-7}$	$4{,}76\cdot10^{-8}$
Береза	$6{,}5\cdot10^{-6}$	$1{,}2\cdot10^{-6}$

Таблица 2. *Содержание тория в растениях Большого Васюганского болота, мг/кг (св) (по В.К. Бернатонису и др., 2002)*

Растения	Евтрофные участки	Мезотрофные участки	Олиготрофные участки
Древесные	0,07	0,09	0,16
Кустарники	0,22	0,14	0,14
Травянистые	0,14	0,16	0,15
Мхи	0,61	0,18	0,33

в количестве $4\cdot10^{-6}$% ЖВ. Автор отмечает, что уран обнаружен им в яйце, но порядок его концентрации не определен. Наиболее ранними исследованиями, позволяющими судить о содержании урана в ЖВ, являются работы немецких ученых 40-х годов прошлого столетия. Так, Гоффманом [55, 56, 57], определены содержания урана во многих органах и тканях растений, животных и организма человека. Например, в золе грибов рода Аспиригиллы (Aspirigillus niger) установлено содержание урана $6{,}37\cdot10^{-6}$%, а в грибковом паразите, вызывающем заболевание злаковых Ustillago carbo – $6{,}08\cdot10^{-3}$%, что, возможно, свидетельствует о процессе концентрирования урана в данном случае. Для куриных яиц автором указаны содержания в разных частях: скорлупа содержит $4{,}03\cdot10^{-6}$% урана, а внутреннее содержимое (белок и желток) – $8{,}84\cdot10^{-8}$%. Колебания концентраций U составляют порядки в животных организмах, в зависимости от типа органа или ткани и изменяется в диапазоне от $3{,}17\cdot10^{-8}$% в головном мозге до $1\cdot10^{-1}$% в гипофизе (зола). Более поздние данные указывают, что для наземной растительности характерны более стабильные показатели содержания урана: $5\cdot10^{-5}$% (Д.П. Малюга), $n\cdot10^{-5}$% (А.И. Перельман), $6\cdot10^{-5}$% (П.Л. Кэннон) (зола, по [8]), 2–30 мг/кг (сухое вещество, В.В. Ермаков). В.В. Ермаков [24] по результатам обзора литературы приводит данные о колебании содержания урана в живых организмах от 1–10 мг/кг сухого вещества (св) в наземных животных, до более 40 000 мг/кг в бактериях (св). Широкий интервал содержаний U в наземной растительности приведены Г. Боуэном [10] – от 5 до 69 мкг/кг (св). Г.Н. Саенко [41] указывает, что разброс содержаний актинида в морских организмах составляет $1\cdot10^{-6}$–$4\cdot10^{-5}$% (св). Ряд авторов указывает на концентрирование урана ЖВ в местах с природными аномалиями элемента и районах функционирования предприятий урановой промышленности [6, 8, 28, 36, 49 и др.]. В частности, содержание урана в можжевельнике вблизи урановой обо-

готительной фабрики составляла до 1100 млн$^{-1}$ в золе. Установлено (Шаклетт и др. по [28]), что наибольшее содержание урана в деревьях на грунте, содержащем урановую минерализацию, составляет 2,2 мг/кг золы, а в полыни, выросшей около завода, производящего фосфорные удобрения, урана накапливалось до 8 мг/кг золы.

J. Hoffman [55] указывает на роль физиологических процессов, связанных с обменом кислорода в тканях растений, в концентрировании этого элемента (табл. 1).

Следует отметить, что порядок изменения содержаний этого элемента в значительной мере связан с видовой специфичностью, эволюционными процессами, физиологическими особенностями организма, влиянием местных факторов окружающей среды, а так же химическими свойствами элемента. На сегодняшний день исследования, с количественным определением урана в растительных организмах многочисленны и в данной работе не представляется возможным привести все результаты. В целом, современные оценки накопления урана ЖВ планеты показывают, что он в нем не концентрируется. Так, по данным В.В. Добровольского [22], его содержание в ежегодном приросте растительности континентов в среднем составляет $4\cdot10^{-5\%}$ золы, $2\cdot10^{-6\%}$ сухой фитомассы и $8\cdot10^{-7\%}$ живой фитомассы, что существенно ниже его кларка в земной коре.

По содержанию тория в объектах живой природы данных гораздо меньше на сегодняшний день, чем для урана. Так, в работе А. Кабата-Пендиас и Г. Пендиас [28], как и в справочных материалах В.В. Иванова [26], указываются работы разных авторов, где содержание тория в наземной растительности приведено в диапазоне от <8 – до <1300 мкг/кг (св), а так же для овощей – от <5 до 20 мкг/кг (св). С.М. Ткалич [45] указывает, что среднее содержание тория в золе наземных растений составляет $n\cdot10^{-5}$%, а наиболее высокое содержание – 0,1%, с контрастностью накопления в разных видах до 2 000 раз. Справочные материалы C. Reimann, P. de Caritat [61] приводят результаты по некоторым различиям в содержании тория во мхах Норвегии (0,08 мг/кг) и Германии (0,094 мг/кг) и лишайниках – 1,8 мг/кг (Германия). В работе А.А. Кист [29] сведены результаты исследований Г. Боуэна [10, 51, 52], G.V. Iengar и др. [54] и еще ряда авторов о содержании этого и других элементов в организме растений, животных и человека. В частности, указывается, что в стандартах содержание Th составляет: капуста – 0,092 мг/кг (св), шпинат – 0,12 мг/кг (св). Для Сибирского региона большие исследования по изучению накопления ряда элементов, включая торий, в растительности были проведены группой авторов [20] на территории Большого Васюганского болота (табл. 2).

Таким образом, предварительный обзор литературных источников показал, что имеет место вариативность в содержании естественных радиоактивных элементов в ЖВ при определении их на локальном уровне. Как нами указывалось ранее, это зависит от многих факторов [37]. Рассмотрим лишь некоторые из них применительно к двум актинидам – торию и урану.

Во-первых, это определяется химическими свойствами атомов элементов. Так, порядковый номер урана – 92, а тория – 90. Согласно правилу Оддо (кратность 4), уран в природе более распространен по сравнению с торием. В то же время, согласно правилу Д.И. Менделеева, более распространенным является торий, если учесть, что он имеет меньшую атомную массу [42]. При сравнении кларковых содержаний этих элементов в земной коре, по данным разных авторов, для U он составляет $2{,}3–3\cdot10^{-4}$%, а для Th – $1{,}3\cdot10^{-3}–8{,}1\cdot10^{-4}$%, а для почв эти величины составляют $5\cdot10^{-4}$% и $6\cdot10^{-4}$% соответственно [1, 16, 17, 21, 34, 43]. Таким образом, тория в литосфере больше, чем урана и соотношение торий/уран должно быть явно более единицы, что используется в качестве индикатора геохимической ситуации, сигнализирующей о наличии урановых или ториевых источников как природной, так и техногенной составляющих [36, 40]. Что касается кларка живых организмов, то, согласно данным А.П. Виноградова и др. [43], он не определен для тория, а для урана составляет $8\cdot10^{-7\%}$, что значительно ниже в сравнении с содержанием в других средах.

Поступление этих элементов в живые системы и их поведение в них во многом определяется химическими свойствами как самих элементов, так и их соединений. В частности, немаловажным фактом является свойство тория оставаться всегда в четырехвалентном состоянии, в отличие от урана, меняющего валентность в зависимости от кислотности, редокс-потенциала и других факторов.

Торий поступает в организм через желудочно-кишечный тракт (ЖКТ), органы дыхания и кожу, особенно если она повреждена. Соли тория, попадая в организм, подвергаются гидролизу с образованием труднорастворимого выпадающего в осадок гидроксида. В ионной форме торий может существовать в исключительно низких концентрациях, в большинстве случаев он находится в виде агрегатов молекул, образуя коллоид. Входит в прочные комплексы с белками, аминокислотами. Нерастворимые соединения тория могут на длительное время задерживаться в легких, где определяются его высокие концентрации. Отмечены его высокие содержания в костях, печени, селезенке, почках. Все количество тория, определяемое в скелете, содержится в костном мозге. Это свидетельствует о тропности тория к ретикулоэндотелиальной системе. (Журавлев В.Ф. из [19]). Поступление тория в организм в течение суток составляет от 0,05 до 4 мг, а выделение с мочой и калом – 0,1 и 2,9 мкг, соответственно [19]. Образует растворимые комплексы, всасывание из ЖКТ. Некотрые авторы отмечают наличие карциногенного эффекта для этого элемента [64, 65 и др.]

На характер распределения урана в организме существенное влияние оказывает его валентность. Отмечено [19], что шестивалентный уран в большей степени накапливается в почках и костях и незначительно – в печени. Четырехвалентный – до 50% в печени и селезенке и в меньшей степени в почках и костях. Автор связывает это с тем фактом, что четырехвалентный уран легко присоединяется к белкам и не проникает через мембраны, а шестивалентный такими свойствами не обладает. Механизм токсического действия на организм связан со

способностью вызывать не только функциональные но и органические изменения как в результате прямого действия, так и опосредовано через центральную нервную систему и железы внутренней секреции. Ведущее нарушение – почки, при вдыхании гексофторида урана – легочная патология [19].

Переменчивая валентность урана, отличающая его от тория, определяет двойственность его поведения. Так, с одной стороны, он имеет сродство с редкоземельными элементами (5 f элемент), а с другой – близок к молибдену и вольфраму (6 d элемент). Высокая способность к миграции (значительно более высокая по сравнению с торием), определяемая так же во многом химией этого элемента, позволяют ему как легко входить в состав ЖВ, так и распространяться во все его структуры и достаточно эффективно выводиться. Известно, что из организма человека уран на 90% выводится с каловыми массами и от 1 до 7% – с мочой [35]. Кроме того, на эффективность процессов поступления и выведения влияет форма элемента. Детальный обзор о его поступлении в организм человека через органы дыхания был дан J. Hursh [58] в 1973 г. Авторы показали, что этот процесс зависит от физико-химических, физиологических факторов и его химического поведения. Roberts с соавторами [53] приводят факт значительного концентрирования урана в тканях легких, в десятки раз выше чем в почках или реберных костях, являющихся признанными "депо" этого элемента, при хроническом вдыхании урана (IV). Уран в форме соединения $UO_2(NO_3)_2$ так же, как гексофторид урана стремительно усваивается организмом, в то время как U_3O_8 и UO_2 остаются долгое время в легочной ткани [53].

Химизм урана позволяет ему замещать некоторые жизненноважные элементы. Так, 4-валентный уран способен замещать редкие земли и кальций (Спицын, Гринвуд). Некоторые авторы высказывают предположения о том, что уранил-ион фиксируется в костях в виде микровключений, замещая кальций, и это может быть характерно для всех актинидов [60].

Несмотря на отличия U и Th они бывают весьма близки и проявляют общие свойства. В частности, для них характерен, особенно для 4-валентных состояний, изоморфизм как результат близости размеров радиусов их атомов.

Наши исследования по содержанию этих элементов в организме человека показали, что их распределение по органам и тканям неравномерно и зависит от ряда факторов [38, 27]. Так, по-видимому, в клетки организма человека торий поступает в виде гидрофобных липорастворимых комплексов, способных просачиваться сквозь мембрану, о чем свидетельствуют, в частности, его высокие концентрации в жировой ткани. Такой механизм в настоящее время известен почти для всех металлов [30]. Для урана, как для более подвижного элемента, возможно поступление и первым способом, а также и с использованием каналов клетки. Как элемент, имеющий высокую склонность к комплексообразованию (что роднит его с редкоземельными элементами), он может циркулировать в живых системах в виде комплексов с белками. Известно, что все микроэлементы в организме функционируют либо в форме гидратированных ионов, либо, подобно железу, в виде координационных соединений. Есть данные, что среднее содержание металлсодержащих соединений в организме человека сохраняется приблизительно постоянным [11]. Следовательно, при попадании в ЖВ избытка металла происходит нарушение функций организма, вплоть до его гибели. Степень такого воздействия зависит от концентрации, природы металла, прежде всего его комплексообразующей способности. Если она велика, как мы можем отметить для актинидов, например, то возможна реакция вытеснения биогенного металла из активного центра, что, вероятно, происходит с, в частности, кальцием. Или возможна другая реакция – взаимосвязь с большей частью биологически активных соединений, используемых для синтеза того или иного жизненно-важного фермента [11]. Второй механизм, вероятно, реализуется ураном с галогенами, в частности с йод-содержащими соединениями, что может объяснять его токсическое воздействие на щитовидную железу.

Первым сообщением об актинидорганическом соединении была публикация Л. Рейнолдса и Г. Уилкинсона в 1956 г. о синтезе комплексного соединения урана. В настоящее время известно, что актиниды образуют различные комплексные соединения как с органическими структурами, так и с другими элементами. Наибольшее число таких соединений образуется ими в степени окисления +4. Особенно многочисленны комплексы с галогенами [53]. Большинство из таких комплексов хорошо растворимы в воде, а значит способны к миграции и активному поступлению в живые организмы. Факт концентрирования урана органическим веществом, по мнению В.И. Вернадского, является исключительным в его геохимической истории, так как "…все другие известные нам процессы способствуют его рассеянию" [14, с.307].

Способность к комплексообразованию радиоактивных элементов, с одной стороны, имеет положительный эффект, т.к. в таком виде элемент быстрее выводится из организма, а с другой – отрицательный, поскольку разнос по организму ведет к концентрированию в критических органах, где возможно замещение (например, в костях, где много фосфора и кальция) [4].

Анализ совместных с сотрудниками Сибирского медицинского университета и НИИ фармакологии СО РАН [2, 3] материалов по изучению соотношений элементов в органической и неорганической части лекарственных растений показал, что в них определяется высокое сродство тория и урана к таким органическим соединениям, как фенолоспирты, сапонины, аминокислоты. Коэффициент корреляции урана составил 0,93 при значимом 0,75 на уровне достоверности 95%. Торий связан с этими структурами коррелятивными связями на уровне 0,98. Кроме того, для него характерна достаточно высокая взаимосвязь с флавоноидами (0,76). Флавопротеины – участники тканевого дыхания. Из работ А. Кабата-Пендиас и Х. Пендиас [28] известно, что торий угнетает дыхание растений. Возможно, эти данные указывают, с помощью каких органических структур происходит данный процесс.

Таблица 3. *Содержание актинидов в лекарственной растительности (мг/кг золы)*

Растение	Изученная часть (количество проб)	Th	U
Княжик сибирский (Atragene speciosa Weinm.)	Активная часть (4)	0,08 (водно-метанольная фракция); 1,13 (метанольная фракция)	<0,2
	Надземная часть (9)	0,71±0,1	Н.п.
Альфредия поникшая (Alfredia cernula (L.) Cass)	Надземная часть (9)	0,59±0,1	0,56±0,1
	Активная часть (1)	4,5 (этанольная фракция)	< 0,4
Альфредия снежная (Alfredia nivea Kar. et Kir)	Надземная часть (1)	2,6	< 0,4
Бадан толстолистный (Berginia crassifolia)	Надземная часть (3)	0,71±0,4	0,77±0,6
Серпуха венценосная	Надземная часть (1)	0,41	2
Клюква (Oxycoccus palustris)	Ягода (1)	<0,04	<0,1
Брусника (Vaccinium vitisidaea)	Ягода (1)	<0,01	0,28
Черника (Vaccinium myrtillus)	Надземная часть (8)	0,23±0,1	0,38±0,2
Лабазник вязолистный (Filipendula ulmaria)	Надземная часть (13)	0,44±0,1	0,26±0,1
	Листья (3)	0,09±0,008	< 0,1
	Стебли (3)	0,087±0,008	< 0,1
	Корни (1)	6,6 (при содержании в почве 9,1 мг/кг)	< 0,1
	Активная часть (4)	1,2 (этилацетатная фракция); 0,6 (хлороформная фракция); <0,1 (этанольная фракция и водный экстракт)	< 0,1

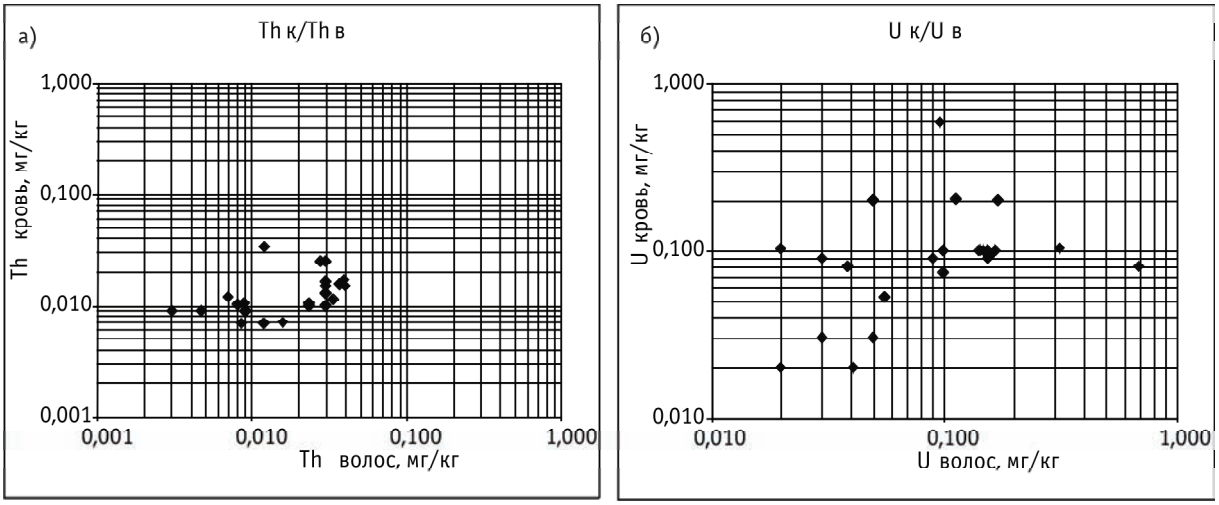


Рис. 1. *Распределение населенных пунктов Томской области по величине отношения элементов системы "кровь – волосы": а) – тория, б) – урана*

Оба элемента имеют обратную корреляцию с полисахаридами (U: –0,85; Th: –0,95). Известно, что полисахариды способны связывать тяжелые металлы, в том числе радионуклиды, что уменьшает их поступление в живой организм [9].

Косвенным подтверждением эффективности влияния подобных комплексных соединений актинидов в лекарственных растениях на физиологические процессы в организме человека является факт, установленный Ю.А. Банаевой [5]. Ею выявлено, что эффект воздействия препарата, изготовленного из Шлемника байкальского (Scutellaria baicalensis), на раковые клетки подопытных мышей отличался в зависимости от концентрации урана в этом растении. Исследования лекарственной растительности на содержание в ее активной части радиоактивных элементов представляют несомненный научный и практический интерес и должны развиваться.

По нашим данным [2, 3], содержание урана и тория в разных видах лекарственных растений колеблется в зависимости от вида и в значительной степени на содержание радиоактивных элементов оказывает район

Таблица 4. *Содержание урана и тория в органах и тканях животных и человека*

Элемент	Орган или ткань	Содержание элемента	Источник данных
Организм человека			
U	Кровь	$4 \cdot 10^{-10}$ g U/ccm	[56]
		0,0001–0,0008 мг/л	[54]
		0,0009 мг/л	[47]
		<0,0001	[61]
		0,00072 (0,0001–0,08) мг/л	[52]
		0,098 мг/кг (св) сухого вещества	Наши данные
	Волос	0,000013 мг/кг	[63]
		57 мг/кг	[62]
		0,18 мг/кг	Наши данные
	Печень	$6{,}6 \cdot 10^{-6}$%	[56] (живое вещество)
	Почки	$5{,}35 \cdot 10^{-7}$%	[56]
	Костный мозг	$0{,}83 \cdot 10^{-6}$%	[56]
	Головной мозг	$1{,}58 \cdot 10^{-7}$%	[56]
	Мочеточники	$2{,}72 \cdot 10^{-7}$%	[56]
	Яичники	$1{,}5 \cdot 10^{-4}$%	[56]
	Простата	$4 \cdot 10^{-5}$%	[56]
	Щитовидная железа	$4{,}52 \cdot 10^{-5}$% 0,68 (с патологией), 0,75 (норм.) мг/кг живого вещества	Наши данные
	Кости	0,00026–0,06 мг/кг	[54]
Th	Кровь	0,0005–0,0024 мг/л	[54]
		0,0005 мг/кг	[25]
		0,013 мг/кг св	Наши данные
		0,0005 мг/л	[52]
	Волос	1,3 мг/кг	[62]
		0,057	Наши данные
	Кости	0,006–0,019	[54]
Организм млекопитающих			
U	Кровь	0,00055 мг/кг св	[51]
	Кости	0,016 мг/кг св	[10]
		0,01 мг/кг св	[51]
	Сердце	0,03 мг/кг св	[51]
	Почки	0,03 мг/кг св	[51]
	Печень	0,04 мг/кг св	[51]
	Легкие	0,05 мг/кг св	[51]
	Мускулы	0,03 мг/кг св	[51]
	Наземные животные	1–10 мг/кг св	[24]
	Трубчатые кости	2 мг/кг	[18]
Th	Наземные животные	3–200 мг/кг св	[24]

произрастания (высокая ошибка среднего за счет этой причины) (табл. 3).

Следует отметить, что уран в изученной лекарственной растительности чаще встречается в количестве менее 0,1 мг/кг золы. В то время как торий определен во всех видах и присутствует в надземной части растений, корнях и переходит в активную часть, оказывающую эффект на организм человека. По-видимому, торий мигрирует в растении в виде прочных органоминеральных комплексов. Именно прочные связи и плохая растворимость этого элемента позволяют ему переходить в активную фракцию, а сам процесс фракционирования приводит к концентрированию элемента в ней. Возможно, роль этого элемента весьма значительна, несмотря на низкие содержания в ЖВ, а представления о его поведении и биогеохимической функции, видимо, следует пересматривать.

Уран так же образует прочные металлорганические соединения, однако, в следствие изменения миграционных свойств, в процессе приготовления фармакологически активной части чаще всего остается вне ее, что хорошо видно при анализе таблицы 3.

Способность урана к коплексообразованию проявляется и при рассмотрении его содержания в крови животных и человека. Он в большей степени находится в эритроцитах, а не в плазме. Образуя комплекс с гидрокарбонатами и белками, в частности с трансферрином – белком, переносящим железо, он достаточно хорошо мигрирует. Считается, что этим объясняется быстрая очистка крови от этого компонента с его дальнейшей концентрацией в таких органах, как печень, почки, селезенка, кости [60, 53].

Анализ литературных и полученных нами данных относительно содержаний урана в органах и крови животных и человека подтверждают это (табл. 4). Во всех приведенных источниках содержание элементов в крови меньше, по сравнению с другими органами и тканями, как у животных, так и у человека. В этом смысле весьма информативным становиться материал, полученный по параллельным пробам для одних и тех же организмов. Так, в работах А.А. Кист [29], I. Rodushkin [62], S.C. Foo [59] рассматривается система “волосы – кровь” человека и отмечаются некоторые закономерности накопления различных элементов. В частности, установлено, что концентрация урана в волосах в 1000 раз больше чем в крови [62] (на сырую кровь).

Наши исследования 738 проб волос и 287 проб крови показало, что средний уровень концентрации урана в волосах детей Томской области составляет 0,18 мг/кг, а в крови – 0,098 мг/кг сухого остатка [7, 48]. При этом содержание тория было так же выше в волосах относительно крови и составляло 0,057 и 0,013 мг/кг, соответственно. Как видно, при рассмотрении средних содержаний соблюдается установленная выше закономерность. Однако, при анализе 125 параллельно отобранных проб у детей школьного возраста выяснилось, что показатели соотношения элементов в системе кровь – волос не всегда меньше единицы и варьируют в зависимости от места проживания ребенка. Так, для урана этот коэффициент изменялся от 0,5 в Первомайском районе

Томской области до 5,6 в населенном пункте Тегульдетского района. Для тория – от 0,3 в Бакчарском, до 11 в Шегарском районе. Можно видеть (рис. 1 а, б), что все населенные пункты области по отношению "Th кровь / Th волос" делятся на две основные группы: I – с отношением меньше единицы и II – больше единицы.

По урановому коэффициенту наблюдается более сложная картина, однако общая тенденция сохраняется: есть территории с дополнительными природно-техногенными источником поступления этого элемента из окружающей среды, для которых характерно накопление элемента в крови в больших количествах, чем в волосах. К таковым, в частности, относятся г. Северск (предприятие ядерно-топливного цикла) и находящийся в непосредственной близости населенный пункт Наумовка; с. Семеновка где имеется месторождение бурых углей с высоким содержанием урана и установлен факт его поступления в питьевые воды [36]; села Бакчар и Полынянка, находящиеся на территории железорудного месторождения, где уран может присутствовать в его периферийной части, поскольку известно, что железо и органическое вещество играет важную роль в реакциях восстановления этого элемента. При рассмотрении графика распределения урана и тория, содержащихся в волосах на территории Томской области можно действительно отметить, что большая ее часть имеет ториевую природу: практически повсеместно констатируется либо средняя, либо высокая концентрация тория в волосах. Уран концентрируется в составе волос более локально, индикаторно отражая территории с его избытком в природной среде.

Распределение некоторых изученных нами населенных пунктов по торий-урановому отношению в волосах детей позволяет выделить три ассоциации: 1 – с высоким содержанием урана при наличии природно – техногенных факторов его поступления; 2 – с высоким ураном и повышенными тория; 3 – с незначительным поступлением обоих элементов (рис. 2).

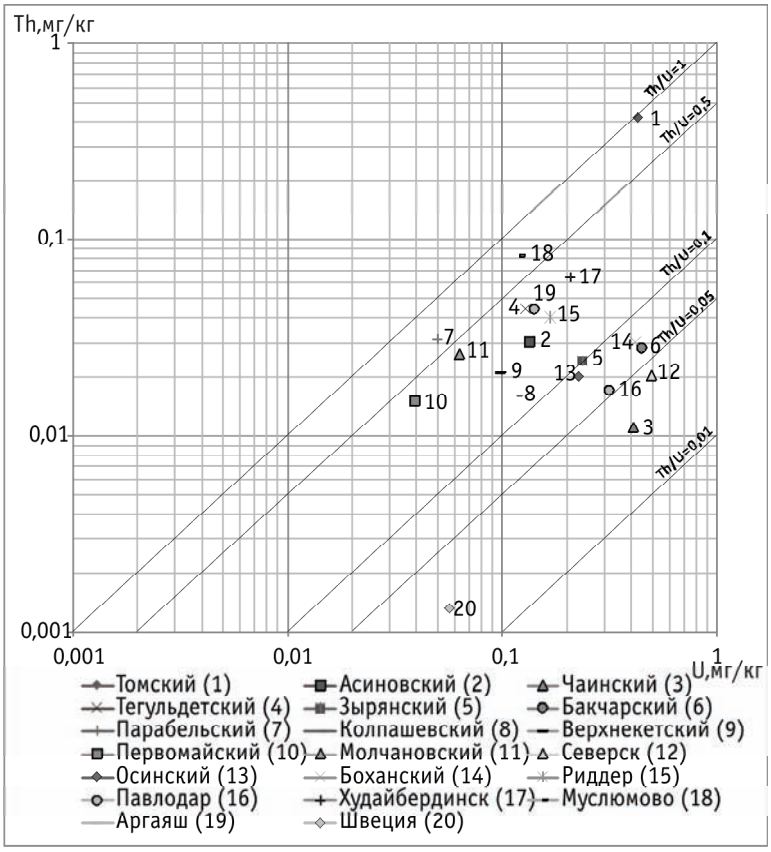


Рис. 2. *Рапределение населенных пунктов по значению торий-уранового отношения в волосах детей*

Таблица 5. *Содержание химических элементов в щитовидной железе с разной формой патологии и структурах кровеносной системы (мг/кг сухой массы)*

Элементы	Формы патологии щитовидной железы				Контроль (n=6)
	УКЗ (n=41)	Аденомы (n=37)	АИТ (n=18)	Рак (n=8)	
Th	0,02 ±0,01	<0,005	0,02±0,01	0,02±0,006	<0,005
	0,01–0,11		0,007–0,12	0,007–0,04	
U	<0,1	0,20±0,02	0,21±0,02	<0,1	0,3±0,01
		0,2–4,5	0,2–0,37		0,27–0,34
Состояние структур кровеносной системы					
	Аорта		Аортальный клапан		(n=4)
	Кальцинированная (n=2)	Без кальцината (n=2)	Кальцинированный (n=12)	Кальцината мало (n=2)	
Th	<0,1	0,27	<0,1	<0,1	0,27
U	<0,02	1,7	<0,02	<0,02	4,9

Примечание: УКЗ – узловой коллоидный зоб; АИТ – аутоиммунный тиреоидит.

Таким образом, очевидно, что фактор географической расположенности (куда мы относим влияние природной и в значительной мере техногенной составляющих) играет большую роль в накоплении и перераспределении актинидов в живых организмах. И это вторая закономерность, определяющая вариативность содержания химических элементов в ЖВ. Как писал В.И. Вернадский: "Живые организмы с геохимической точки зрения не являются случайным фактом в химической организованности земной коры; они образуют ее наиболее

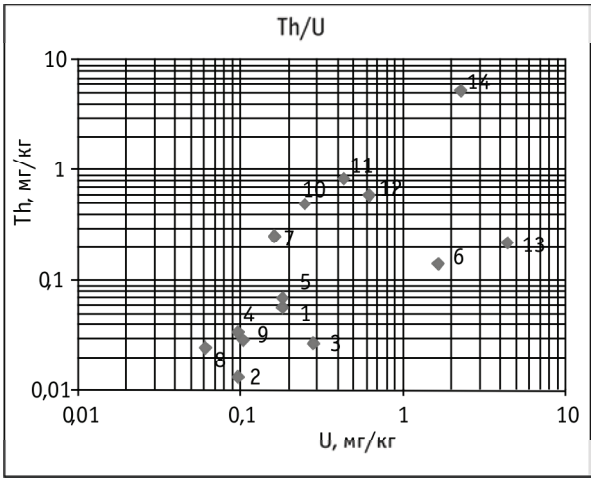


Рис.3. *Распределение природных сред и биологических объектов по величине торий-уранового отношения. 1–14 – изученные среды: 1 – волосы детей, 2 – кровь человека, 3 – щитовидная железа человека, 4 – молоко женское, 5 – моча детей, 6 – аорта человека, 7 – организм человека (зола органов и тканей), 8 – организм лягушки (Rana arvalis), 9 – скорлупа яиц птиц дроздов (Turdus pilaris), 10 – листья тополей (зола), 11 – лекарственная растительность, 12 – растительность в целом, 13 – накипь питьевой воды, 14 – почва*

существенную и неотделимую часть. Они связаны с косной материей земной коры, с минералами и с горными породами" [14, с.51]. Эта взаимосвязь хорошо просматривается, когда анализируется система "живой организм – субстрат". Так, давно известен факт значительно большего накопления элементов в корнях растений [44 и др.], имеющих непосредственный контакт с почвой и почвенными растворами и в связи с существующим корневым барьером. Результаты наших исследований по изучению элементного состава лекарственного растения Лабазника вязолистного так же подтверждают это (табл. 3).

Считается, что уран поступает в корни растений главным образом в виде иона уранила UO^{++} . В золе растений его концентрация составляет $1{,}5 \cdot 10^{-5}$% при содержании в почве 10^{-4}% [12]. О механизмах поступления тория практически отсутствуют данные. Есть данные что он легко поглощается растительностью в виде водорастворимых комплексов, хотя в целом поступление тория в растения незначительно [26, 44 и др.].

На этом примере мы можем выделить третью составляющую, оказывающую влияние на распределение элементов в ЖВ – индивидуальные свойства организма, способность разных его частей накапливать элементы в различных концентрациях. Причем, эта составляющая определяется как физиологическим состоянием всей системы, так и различных ее отделов. Например, отмирающие части растений накапливают меньше элементов, чем растущие. Для организма человека так же характерна эта особенность. Изученные нами патологически измененные ткани щитовидной железы и аорты человека в сравнении со здоровыми тканями имели значимо более низкие концентрации урана и тория (табл. 5).

Однако, в отличие от урана, для тория эта особенность не просматривается в отношении некоторых патологий щитовидной железы (см. [46] в этом сборнике). Анализ степени кальцинации структур кровеносной системы показал, что даже при незначительном ее проявлении снижается содержание актинидов в исследуемом материале. По-видимому, в аорте происходят процессы, связанные с изменением биогеохимической обстановки, вероятно существование на этом уровне некоего барьера, который способствует перераспределению элементов в зависимости от баланса кислорода, углекислого газа, кальция и возможно других компонентов.

Еще один немаловажный фактор оказывает воздействие на накопление актинидов, как и других элементов, в ЖВ. Этот фактор – видовая специфичность. А.П. Виноградов писал: "Биогеохимические провинции с резкой недостаточностью или избыточностью того или иного элемента, вероятно, играли особенно большую роль в геологическом прошлом; флора и фауна, проходящие через эти барьеры, отбирались и подвергались изменчивости на химической основе" [15]. Известно несколько гипотез о связи элементного состава внешней среды с темпами эволюции [29]. Так, в частности А.И. Перельманом [34] высказывалось предположение о роли брома в эволюции центральной нервной системы. Весьма интересной является гипотеза о роли урана в эволюции, в частности в возникновении человека [33]. Мы не беремся глобально рассуждать о роли актинидов в этом процессе. Однако фактом является различие в уровнях накопления урана и тория и их соотношение в разных видах живой материи. Так, изучение содержания этих элементов методом ИНАА в 738 пробах волос человека, 287 пробах крови, 119 пробах щитовидной железы, 65 пробах женского молока, 64 пробах мочи детей, 44 пробах органов и тканей организма человека (метод ИНАА и ICP–MS), 41 пробе органов и тканей земноводных (Rana arvalis, Bufo bufo), 52 пробы скорлупы яиц птиц семейства Дроздов (Turdus pilaris), 47 проб разных видов лекарственной растительности и 76 проб листьев тополя, позволило нам построить генерализованную схему их накопления (рис. 3). Для сравнения мы вынесли содержание изученных актинидов в накипи питьевых вод (310 проб) и почве Томской области (153 пробы). Одинаковый метод анализа позволяет исключить ошибки, получаемые при сранении результатов разных методов. Можно отметить, что при рассмотрении организмов по особенности локализации величины торий-уранового отношения выделяются, с определенной долей условностей, группы (рис. 3).

Так, ткани аорты и накипь характеризуются высоким накоплением урана при средних концентрациях тория. Такая ассоциация еще раз подтверждает наше предположение о роли аорты как своеобразного "котла" организма, где при высоких скоростях тока кровь, насыщенная кислородом, распределяется по более мелким руслам артерий. Далее следует отметить, что зола растений находится наиболее близко к почве, что подтверждает высокую степень взаимосвязи этих систем. Груп-

пировка "волосы – моча детей – щитовидная железа" свидетельствует о депонирующей роли этих систем. Сюда попадают элементы, выводящиеся из активной циркуляции. Щитовидная железа – патологически изменена, поэтому, по-видимому, попадает в эту систему. Скорлупа яиц и женское молоко по всей водимости объединяет влияние высоких концентраций кальция. Близость организма амфибий и крови наглядно показывает их сродство с водой [40]. Как писал А.П. Виноградов: "...нет никакого сомнения, что химический элементный состав организмов является видовым признаком... этот признак связывает собою не только все организмы и все живое вещество в целом, но он ближайшим образом связывает все организмы с химией земной коры, с историей ее атомов" [15, с.63].

Таким образом, анализ имеющихся в нашем распоряжении материалов позволяет констатировать некоторые закономерности в накоплении, перераспределении и поведении таких актинидов, как торий и уран. Не вызывает сомнений тот факт, что в будущем, с развитием аналитических методик, с появлением возможности экспериментировать на ультрамикроуровнях концентраций, мы еще увидим немало открытий о биогеохимической роли этих актинидов.

Литература

1. *Алексеенко В.А. Экологическая геохимия : учебник. – М. : Логос, 2000. – 627 с.*
2. *Аминокислотный и минеральный состав надземной части Atragene speciosa Weinm / И.В. Шилова, Е.А. Краснов, Н.В. Барановская и др. // Химико-фармацевтический ж. – 2002. – №36(11). – С.26–28.*
3. *Аминокислотный и элементный состав активной фракции Княжика сибирского. / И.В. Шилова, Н.В. Барановская, А.И. Сырчина и др. // Вопросы биол., мед. и фарм. химии. – 2008. – №8. – С.34–37.*
4. *Балабуха В.С., Фрадкин Г.Е. Накопление радиоактивный элементов в организме и их выведение. – М. : Медгиз, 1958. – 184 с.*
5. *Банаева Ю.А. Шлемник байкальский (экология, биология, интродукция) : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Новосибирск, 1994. – 13 с.*
6. *Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Проявленность предприятий ядерно-топливного цикла при исследовании микроэлементного состава волос человека // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы – биофилы в окружающей среде : Докл. 2 Междунар. науч.-практ. конф., 16–18 октября 2002 г. – Т.2. – Семипалатинск, 2002. – С.445–448.*
7. *Барановская Н.В., Рихванов Л.П., Кузнецова О.А. Индикаторные свойства элементного состава крови человека // Матер. II Междунар. конф. "Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия", 18–21 сентября 2007, г. Бишкек. – Бишкек, 2007. – С.114–116.*
8. *Беус А.А., Грабовская Л.И., Тихонова Н.В. Геохимия окружающей среды. – М. : Недра, 1976. – 248 с.*
9. *Биологическая химия : учебник / В.К. Кухта, Т.С. Морозкина, Э.И. Олецкий, А.Д. Таганович; под ред. А.Д. Тагановича. – Минск : Асар№; М. : Бином, 2008. – 688 с.*
10. *Боуэн Г., Гиббонс Д. Радиоактивационный анализ. – М. : Атомиздат, 1968. – 360 с.*
11. *Будников Г.К. Тяжелые металлы в экологическом мониторинге водных систем. // СОЖ. 1998. – №5. – С.23–29.*
12. *Василенко О.Н. Радиационная экология. – М. : Медицина, 2004. – 216 с.*
13. *Вернадский В.И. Избранные сочинения: В 5 т. – М. : Изд-во АН СССР, 1954. – Т.1: Очерки геохимии. – 624 с.*
14. *Вернадский В.И. Очерки геохимии. 7-е (4-е русское) издание. – М. : Наука, 1983. – 422 с.*
15. *Виноградов А.П. Геохимия живого вещества. – М. : АН СССР, 1932. – 65 с.*
16. *Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. – М. : Изд-во АН СССР, 1958 – 238 с.*
17. *Виноградов А.П. Избранные труды. Проблемы геохимии и космохимии. – М. : Наука, 1988. – 336 с.*
18. *Войнар А. Биологическая роль микроэлементов в организме животных и человека. – М. : Советская наука, 1953.*
19. *Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества : справочник. / под ред. Л.А. Ильина, В.А. Филатова. – Л. : Химия. Ленингр. отд., 1990.*
20. *Геохимия растений и торфов Большого Васюганского болота / В.К. Бернатонис, В.С. Архипов, М.А. Здвижков и др. // Большое Васюганское болото. Современное состояние и процессы развития / под общ. ред. М.В. Кабанова. – Томск : Изд-во Ин-та оптики атмосферы СО РАН, 2002. – С.204–215.*
21. *Гринвуд Н., Эрншо А. Химия элементов : в 2-х т. / пер. с англ. – М. : БИНОМ. Лаборатория знаний, 2008. – Т.2. – 670 с.*
22. *Добровольский В.В. Геохимическое землеведение : учебн. пос. – М. : Владос, 2008. – 207 с.*
23. *Евсеева Л.С., Перельман А.И. Геохимия урана в зоне гипергенеза. – М. : Госатомиздат, 1962. – 239 с.*
24. *Ермаков В.В., Тютиков С.Ф. Геохимическая экология животных / отв. ред. В.Т. Самохин. – Ин-т ГЕОХИ РАН им. В.И. Вернадского. – М. : Наука, 2008. – 315 с.*
25. *Закутинский Д.И., Парфенов Ю.Д., Селиванова Л.Н. Справочник по токсикологии радиоактивных изотопов. – М. : Госмедиздат, 1962. – 116 с.*
26. *Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов : справочник: В 6 кн. / под ред. Э.К. Буренкова. – М. : Экология, 1997. – Кн. 6: Редкие f-элементы. – 607 с.*
27. *Игнатова Т.Н., Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Естественные радиоактивные элементы в органах и тканях человека (в этом сб.).*
28. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М. : Мир, 1989. – 439 с.*
29. *Кист А.А. Феноменология биогеохимии и бионеорганической химии. – Ташкент : ФАН, 1987. – 236 с.*
30. *Леменовский Д.А. Соединения металлов в живой природе // СОЖ. – 1997. – №9. – С.48–53.*
31. *Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. – 3-е изд., перераб. и доп. – М. : Энергоатомиздат, 1984. – 296 с.*
32. *Неорганическая биохимия / ред. Г. Эйхгорн. / пер. с англ. ; под ред. М.Е. Вольпина, К.Б. Яцимирского – Т.2. – М. : Мир, 1978. – 720 с.*
33. *Неручев С.Т. Уран и жизнь в истории Земли. – Л. : Недра, 1982. – 208 с.*
34. *Перельман А.И. Геохимия. – М. : Высшая школа, 1979. – 423 с.*
35. *Радиоактивность и пища человека / под общ. ред. Рассела ; перев. с англ. ; под ред. акад. ВАСХНИЛ В.М. Клечковского. – М. : Атомиздат, 1971. – 376 с.*
36. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
37. *Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Игнатова Т.Н. К геохимии живого вещества // Актуальные проблемы геохимической экологии : сб. докл. VI Междунар. науч.-практ. конф. – Семипалатинск, 2006. – С.19–40.*
38. *Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Игнатова Т.Н., Судыко А.Ф., Сухих Ю.И., Федоров С.Ю. Элементный состав органов и тканей человека по данным инструментального нейтронно-активационного анализа // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : матер. V Междунар. науч.-практ. конф. – Семипалатинск, 15–18 окт. 2008. – С.26–36*
39. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-саянской складча-*

той области) / науч. ред. И.В. Кучеренко. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2002. – 536 с.

40. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Матер. II Межд. конф. "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.498–505.*
41. *Саенко Г.Н. Металлы и галогены в морских организмах. – М. : Наука, 1992. – 200 с.*
42. *Спицын В.И., Мартыненко Л.И. Неорганическая химия. Ч.I. : учебник. – М. : Изд-во МГУ, 1991. – 480 с.*
43. *Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / А.П. Соловов, А.Я. Архипов, В.А. Бугров и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.*
44. *Титаева Н.А. Ядерная геохимия : учебник. – М. : Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.*
45. *Ткалич С. М. Фитогеохимический метод поисков месторождений полезных ископаемых. – Л. : Недра, 1970. – 175 с.*
46. *Уран и торий в ткани щитовидной железы / О.А. Денисова, Н.В. Барановская, Г.Э. Черногорюк, Е.В. Калянов. – см. в этом сборнике.*
47. *Человек медико-биологические данные (Доклад рабочей группы комитета II МКРЗ по условному человеку). – М. : Медицина, 1977. – 496 с.*
48. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих, Н.В. Барановская и др. – Томск : Курсив, 2006. – 216 с.*
49. *Baranovskaja N., Rikhvanov L. Trace elements in composition of biosubstrates of people living in a district of the nuclear plant of Russia. // Macro and Trace Element: 21 Workshop. – Friedrich Schiller University Jena, 2002. – P.1266–1270.*
50. *Burkser E., Kondoguri W., Miglenska W., Bronstein K. Versuche einer Bestimmung von Radiumelementen in Pflanzen III // Biochemische Zeitschrift. – Bd. 233. – Berlin : Springer, 1931. – S.58–61.*
51. *Bowen N.J.M. Trace elements in biochemistry. – London; New York : Academic Press, 1966. – 241 p.*
52. *Bowen N.J.M. Problems in the elementary analysis of standard biological materials // J. Radioan. Chem. – 1974. – Vol.19. – P.215–226.*
53. *Gmelin Handbuch der Anorganischen Chemie / L. Gmelin. – Heidelberg : Springer, 1982.*
54. *Iyengar G.V., Kollmer W.E., Bowen H.J.M. The elemental composition of human tissues and body fluids. – Weinheim; New York : Verlag Chemie, 1978. – 151 p.*
55. *Hoffman J. Urankonzentration der in Beziehung stehenden Organe: Hirnanhang, Schilddrosse, Keimdrosen, Nebenniere und Bauchspeicheldrosse. // Biochemische Zeitschrift. – Berlin: Springer., 1943. – Bd.315, Heft 1–2. – S.26–30.*
56. *Hoffman J. Bioelement Uran im Pflanzen – und Tierreich sowie im menschlichen Organismus. // Biochemische Zeitschrift. – Berlin: Springer, 1943. – Bd.313, Heft 5–6. – S.377–387.*
57. *Hoffman J. U in human thyreoid gland and dog testicule and pancreas // Naturwissenschaften. – 1942. – №30. – P.279–280.*
58. *Hursh J.B. (in Gmelin Handbuch..., 1982).*
59. *Metals in hair as biological indices for exposure / S.C. Foo, N.Y. Khoo, A. Heng and ath. // Int. Arch. Occup. Environ. Health. – Springer, 1993. – Vol.65. – P.83–86.*
60. *Neuman W.F. (in Gmelin Handbuch..., 1982).*
61. *Reimann C., Caritat P. Chemical Elements in the Environment. Factsheets for the Geochemist and Environmental Scientist. – Berlin: Springer, 1998. – 398 p.*
62. *Rodushkin I., Axelsson M.D. Application of double focusing sector field ICP – MS for multielemental characterization of human hair and nails. Part II. A study of inhabitants of northern Sweden // Sci. Total Environ. – Elsevier, 2000. – Vol.262. – P.21–36.*
63. *Ryabukhin Yu.S. Nuclear based methods for the analysis of trace element pollutants in human hair // J. Radioanalyt. Chem. – 1980. – Vol.60, №1. – P.7–30.*
64. *Van-Kaick G. et al. // J. Radioanalyt. Chem. – 1983. – Vol.44, №1. – P.299–306.*
65. *Mori et al. // Health Phys. – 1983. – Vol.44, №1. – P.261–272.*

ИЗОТОПНО-ПОЧВЕННЫЙ МЕТОД И ЕГО МОДИФИКАЦИИ ПРИ ПОИСКАХ УРАНОВОГО ОРУДЕНЕНИЯ

А.Е. Бахур, А.В. Стародубов, Д.М. Зуев, А.В. Гулынин, Т.М. Овсянникова, Л.И. Мануилова

ФГУП "ВИМС", Москва, Россия, lab@u238.ru

ISOTOPIC-SOIL METHOD AND ITS MODIFICATIONS FOR URANIUM PROSPECTING

A. Bakhur, A. Starodubov, D. Zuev, A. Gulynin, T. Ovsyannikova, L. Manuilova

Federal State Unitary Enterprise "VIMS" ("All-Russian Scientific-Research Institute Of Mineral Resources named after N.M. Fedorovsky"), Moscow, Russia

Abstract. *Isotopic-soil method – it is a high sensitive method of deeply deposited uranium ore prospecting and localization by ratios between Po-210 and Pb-210 in subsoil layer. V. Malyshev, Z. Sokolova, A. Bakhur developed Isotopic-soil method in All-russian scientific-research institute of mineral resources named after N. Fedorovsky at 1980–1986. In 1984 certificate of recognition for Isotopic-soil method was taken. Now Isotopic-soil method successfully used for uranium ore prospecting in volkanogenic and disagreement types of deposits. And also in paleovalley deposits, located in Russian Federation.*

Изотопно-почвенный метод (ИПМ) разработан в 1980–1986 гг. Лабораторией изотопных методов анализа ВИМСа [3, 6, 8, 9]. В 1984 г. на метод было получено Авторское свидетельство на изобретение [8].

ИПМ позволяет выявлять глубокозалегающие урановые руды, локализовывать наиболее перспективные участки под горно-буровые работы, осуществлять разбраковку радиометрических и радиогидрогеологических аномалий, трассировать зоны эманирующих тектонических нарушений.

Сущность ИПМ заключается в опробовании представительного иллювиального горизонта "В" почвы, количественном измерении удельных активностей ^{210}Po и ^{210}Pb (приведенных к моменту отбора), выявлении ано-

мальных соотношений $^{210}Po/^{210}Pb$ (изотопный параметр ИП) в пределах участков, аномальных по содержаниям этих радионуклидов (мультипликативный параметр МП = $^{210}Po \cdot ^{210}Pb$).

Совпадающие аномалии ИП и МП являются признаком присутствия на глубине уранового оруденения.

Глубина отбора составляет не менее 30–40 см от дневной поверхности, чтобы исключить мешающее влияние ^{210}Po и ^{210}Pb, поступающих из атмосферы в результате распада ^{222}Rn и техногенного загрязнения [5].

Формирование аномальных ореолов радиоактивных изотопов ^{210}Po и ^{210}Pb в иллювиальном горизонте почв происходит за счет двух основных механизмов:

1. В результате накопления ^{210}Po ($T_{1/2}$ = 138,4 суток) и ^{210}Pb ($T_{1/2}$ = 21,3 года) из короткоживущего газообразного ^{222}Rn ($T_{1/2}$ = 3,82 суток), постоянно поступающего из глубины к поверхности по ослабленным зонам перекрывающих толщ. Этот стационарный восходящий газовый поток на всем своем пути многие годы поддерживает процесс образования и накопления долгоживущих продуктов распада (^{210}Po и ^{210}Pb) в минеральных фазах с высокой сорбционной емкостью, в том числе и в иллювиальном горизонте “В” почвы. В этом случае образуются повышенные или аномальные концентрации ^{210}Po и ^{210}Pb, но при фоновых значениях соотношения между ними ($^{210}Po/^{210}Pb$ ~1). Таким образом, этот механизм формирует аномалии мультипликативного параметра (МП), обусловленные особенностями тектонического строения района, проницаемостью перекрывающих толщ. Аномалии могут быть как рудные, так и безрудные, являясь по существу экспозиционным аналогом эманационного метода, но с гораздо более высокой степенью осреднения потоков радона во времени (5–10 лет).
2. В результате самостоятельной миграции ^{210}Po и ^{210}Pb от мощного глубокозалегающего источника при наличии таких благоприятных факторов, как напорные подземные воды, гидравлическая взаимосвязь водоносных горизонтов, высокие коэффициенты фильтрации и капиллярно-диффузионного переноса, и других. При этом в силу радиационно-физических и геохимических особенностей происходит преимущественное выщелачивание подземными водами ^{210}Po по отношению к ^{210}Pb, и формирование ореола как аномальных концентраций (МП), так и аномально высоких изотопных соотношений (ИП > 1). Образование таких совпадающих аномалий ИП и МП возможно лишь в случае наличия крупного источника продуктов распада ^{238}U на глубине, то есть уранового рудного тела.

Аномалии ИП при фоновых значениях МП не являются информативными, так как обусловлены в большинстве случаев высокой погрешностью определения радионуклидов при их небольших содержаниях в пределах фоновых полей.

В зависимости от сочетания климатических и геологических условий, влияющих на условия миграции этих радионуклидов от рудного тела, подтвержденная глубинность изотопно-почвенного метода составляет до 350 м.

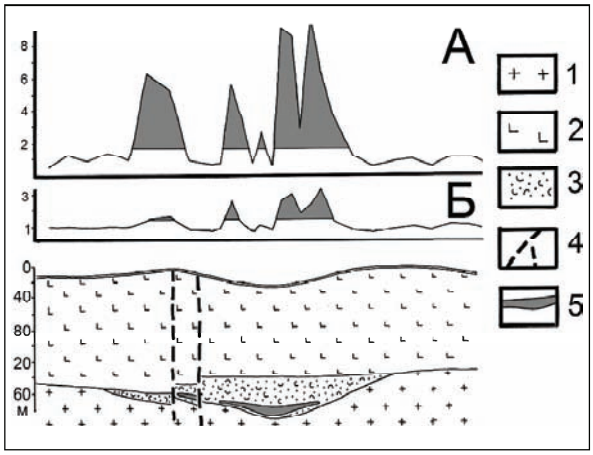


Рис. 1. *Пример использования ИПМ при поисках месторождений урана в захороненных палеодолинах. А – мультипликативный показатель МП ($^{210}Po \cdot ^{210}Pb$); Б – изотопный показатель ИП ($^{210}Po/^{210}Pb$). 1 – граниты; 2 – базальты; 3 – туфогенно-осадочная толща; 4 – тектонические нарушения; 5 – рудное тело*

В 80-е годы прошлого столетия ИПМ прошел широкую опытно-методическую апробацию на урановых объектах различных регионов: Украинского кристаллического щита (Юрьевское, Северинское, Лесное и др.), Витимского урановорудного района (Хиагдинское), Алданского щита (Северное), Адниконского поднятия (участок Крутой), Атасу-Моинтимского поднятия (Гранитное) и многих других [3, 6].

В эти же годы ИПМ был внедрен в экспедиционные лаборатории Кировского и Таежного ПГО и активно использовался для оценки поисковых площадей до конца 80-х годов.

Впоследствии метод был модернизирован в методическом плане и адаптирован под современную измерительную аппаратуру (низкофоновые альфа- бета-счетчики УМФ-2000, Berthold LB-770) [1, 2].

В обновленном виде в 2002–2008 гг. он был опробован на сложных для выявления урановых объектах типа “несогласия” и гидрогенного типа (захороненые палеодолины): в Карелии [4], Балковском (Калмыкия), Хохловском (Курганская область) и в Витимском урановорудном районе (Бурятия).

Для расширения сферы применения изотопно-почвенного метода за счет объектов с плохо развитым почвенным слоем, а так же для повышения его эффективности и достоверности, нами апробированы различные модификации изотопно-почвенного метода и радиобиогеохимический метод [7].

Существенным ограничением ИПМ (в варианте $^{210}Po/^{210}Pb$) является время от отбора пробы до ее измерения. Из-за относительно небольшого периода полураспада происходит постепенный распад избыточных по отношению к ^{210}Pb количеств ^{210}Po, формирующих аномалии ИП, и они со временем “угасают”, так как ^{210}Po

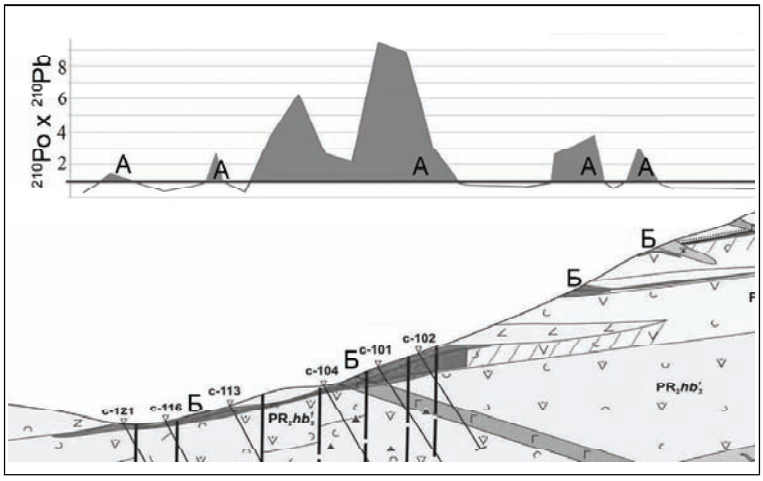


Рис. 2. *Пример использования ИПМ при поисках месторождений урана вулканогенно-осадочного типа. А – мультипликативный показатель МП (^{210}Po·^{210}Pb); Б – рудные тела*

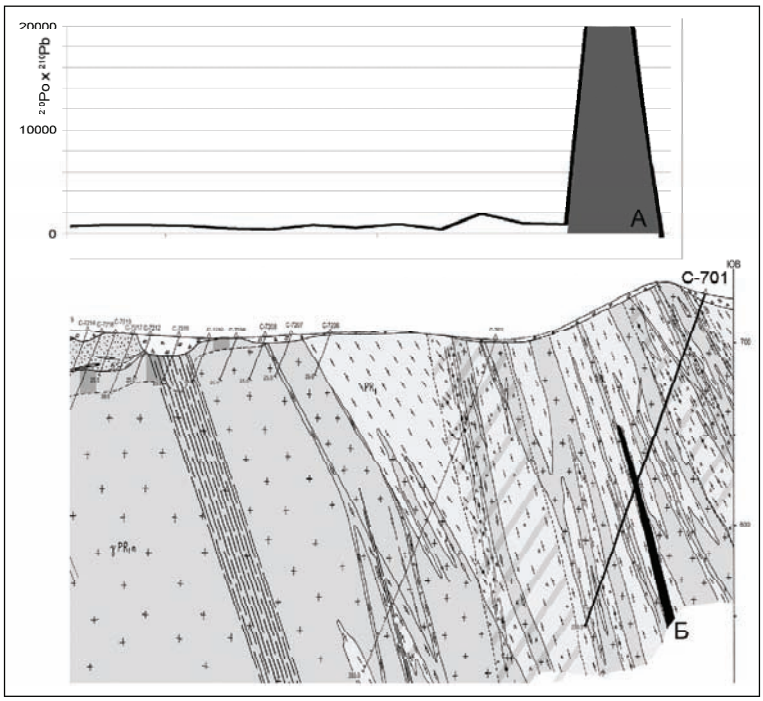


Рис. 3. *Пример использования ИПМ при поисках месторождений урана типа несогласия. А – мультипликативный показатель МП (^{210}Po·^{210}Pb); Б – вскрытое бурением рудное тело*

приходит в итоге в состояние радиоактивного равновесия с ^{210}Pb.

Нами было установлено, что в опробуемом почвенном горизонте над известными рудными телами палеодолинного типа формируются аномально высокие значения изотопного соотношения ^{234}U/^{238}U (от 2 до 4). Вероятно, это связано с более высокой миграционной способностью легкого изотопа урана (^{234}U) по сравнению с ^{238}U.

При использовании метода водных вытяжек подвижных форм урана полезный сигнал ^{234}U/^{238}U в этих пробах возрастает до 6. При этом типичное соотношение между ^{234}U и ^{238}U в почвах с заведомо фоновых участков профилей близко к 1.

При поисках глубокозалегающего уранового оруденения в горно-таежных и таежно-мерзлотных районах радиобиогеохимический (флорометаллометрический) метод является очень перспективным, так как проблема с выбором представительного сорбирующего почвенного горизонта в этих условиях зачастую проблематична. По полученным нами данным [7], наилучшим растением-накопителем ^{210}Po является береза карликовая (Betula nana), что связано со способностью к поглощению этим растением селена (Se), биогенного аналога полония. В среднем активность ^{210}Po в карликовой березе (воздушно-сухая масса) в 8 раз выше, чем в почве, на которой она произрастает.

Для ^{210}Pb наиболее мощным растением-накопителем среди опробованных нами является багульник болотный (Ledum palustre L.): среднее значение коэффициента биологического поглощения для него составило 13.

Для изотопов урана значения коэффициента биологического поглощения больше 1 были обнаружены лишь в низших формах растительности – мхах и лишайниках. Высшие формы растений накапливают уран слабо, с коэффициентами биологического поглощения $n\cdot10^{-2}$–$n\cdot10^{-3}$.

Из исследованных нами растительных форм наибольший практический интерес для поисков урановых руд в Витимском районе представляет береза карликовая. Активность ^{210}Po и ^{210}Pb в багульнике и низших растениях не показывает достоверной корреляции с проекциями на дневную поверхность известных рудных тел.

Вероятно, это связано с преимущественными путями поступления радионуклидов в эти растения: аэральный для ^{210}Pb в багульник болотный, аэральный для ^{210}Po и ^{210}Pb во мхи и лишайники, непосредственно из субстрата для ^{234}U и ^{238}U во мхи и лишайники.

Аналитические определения ^{210}Po, ^{210}Pb, ^{234}U и ^{238}U, суммарной α- и β-активности в пробах почв, грунтов, растений, природных вод выполнялись нами по собственным методикам выполнения измерений, аттестованным Госстандартом РФ [1, 2], с применением высокочувствительной аппаратуры (низкофоновый α-β-счетчик Berthold LB-770 с газопроточными пропорциональными детекторами, α-спектрометр OrtecOctete/Ocpl-U0600-

PPS230 с полупроводниковыми детекторами, УМФ-2000 и др.).

В настоящее время ФГУП "ВИМС" совместно с ФГУП БФ Сосновгеология используют ИПМ при поисковых работах на месторождениях палеодолинного типа (Витимский урановорудный район), вулканогенно-осадочного типа (Акитканский участок), и совместно с ОАО "СосновГео" – на месторождении типа несогласия (участок Ничатка).

На поисковых участках этих объектов изотопно-почвенный метод показывает высокую эффективность при обнаружении и локализации уранового оруденения.

Даже в условиях, где традиционный поисковый метод выявления "слепых" рудных тел (САН – способ активного налета) неэффективен из-за изолирующего влияния перекрывающих базальтов и вечной мерзлоты, ИПМ способен зафиксировать "сигнал" от рудного тела на поверхности (рис. 1).

На рисунке 2 представлен пример применения ИПМ на объекте вулканогенно-осадочного типа (участок Парусный, Акиткан, 2007 г.). Специфика этой площади в том, что руды здесь локализованы достаточно близко к поверхности, поэтому изотопы ^{210}Po, ^{210}Pb не успевают фракционироваться, поэтому образуют аномальный ореол лишь по параметру МП. Тем не менее, они совпадают с проекцией известных рудных тел на дневную поверхность. На участке Деканда (объект Ничатка) в 2007 г. методом ИПМ был пройден разведочный профиль длиной 4 км (170 точек отбора). После лабораторных исследований почвенных проб и обработки результатов была выделена мощная аномалия в районе скважины №701, которая сопровождается аномалиями ^{222}Rn (методы САН – способ активного налета и ЭТМ – эманационно-трековый метод).

Бурением установлено наличие уранового рудного тела на глубине около 100 м (рис. 3).

В настоящее время ИПМ и его модификации предлагаются нами для поисковых и поисково-оценочных работ на уран.

К сожалению, на основании только данных ИПМ мы пока не можем достоверно судить о качестве или масштабах оруденения. В связи с этим предполагается дальнейшее совершенствование метода и расширение его возможностей за счет использования новых радиоизотопных признаков, комплексирования с методами структурной геофизики.

Литература

1. *Бахур А.Е. и др. Методика выполнения измерений удельной активности ^{210}Po и ^{210}Pb в пробах почв альфа- бета- радиометрическим методом с радиохимической подготовкой. Свидетельство Госстандарта РФ №49090.3Н621; Свидетельство НСАМ №431-ЯФ. – М. : ВИМС.*
2. *Бахур А.Е. и др. Методика выполнения измерений удельной активности изотопов ^{234}U и ^{238}U в почвах, грунтах, горных породах и строительных материалах на их основе альфаспектрометрическим методом с радиохимическим выделением / Свидетельство Госстандарта РФ №49090.3Н627; Свидетельство НСАМ №433-ЯФ. – М. : ВИМС.*
3. *Бахур А.Е. Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды : дис. … докт. геол.-мин. наук. – М. : ВИМС, 2008. – 297 с.*
4. *Бахур А.Е., Малышев В.И., Мануилова Л.И. Результаты опытно-методических работ изотопно-почвенным методом на участке месторождения Карку / Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов // Информационный сборник КНТС №146. – М. : ВИМС, 2004.*
5. *Бахур А.Е., Мануилова Л.И., Овсянникова Т.М. Ро-210 и Pb-210 в объектах окружающей среды. Методы определения // АНРИ. – 2009. – №1 (56).*
6. *Бахур А.Е., Малышев В.И., Салмин Ю.П., Машковцев Г.А. Изотопия радиоактивных элементов при поисках месторождений урана // Рос. геофиз. ж. – 1999. – №15–16.*
7. *Иванова Т.М., Бахур А.Е., Мануилова Л.И. и др. Радиобиогеохимические методы поисков урана: перспективы развития // Разведка и охрана недр. – 2007. – №6.*
8. *Малышев В.И., Соколова З.А., Бахур А.Е. и др. Способ поисков месторождений / Авт. Свид. СССР №215783 с приоритетом от 23.04.84 г. – 1984.*
9. *Малышев В.И., Соколова З.А., Салмин Ю.П. и др. Способ оценки радиогидрогеологических аномалий / Авторское Свидетельство СССР №182502 с приоритетом от 06.10.81 г. – 1982.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРОБЛЕМЫ КАЗАХСТАНА

Б.Р. Берикболов, П.Г. Каюков

АО "Волковгеология", Алматы, Казахстан, priemnaya@vg.kz

RADIOECOLOGICAL ISSUES OF KAZAKHSTAN

B.R. Berikbolov, P.G. Kayukov

JSC "Volkovgeologia", Almaty, Kazakhstan

Abstract. *Radioecological issues are sharply naked after Chernobyl catastrophe. There are radioactive waste, weak knowledge of radiation situation in the Kazakhstan, multiple quantity of non-control radioactive sources, absence of proper radiation monitoring, radon and scientific-methodical base for radioecological investigations. All the issues are shown in progress during last 15 years for Kazakhstan. Notwithstanding some success in solving of the problems ones continue to require new redioecological investigations and financial resources. Some decisions are proposed in the article. The first of all it is a regional and local radiation monitoring system that lets to provide radiation safety for population and environment.*

Радиоэкологические проблемы наиболее остро обнажились после Чернобыльской катастрофы, после которой начались систематические радиоэкологические исследования. В Казахстане они были начаты по распо-

ряжению Совмина КазССР от 21 мая 1989 г. Дальнейшее развитие этих работ получило с выходом Постановлений Кабинета Министров Республики Казахстан в 1992 и 1995 гг.

Основными проблемами были признаны следующие:

- обращение с радиоактивными отходами;
- слабая изученность радиационных характеристик окружающей среды, и радиационных объектов (СИЯП, урановые хвостохранилища и другие);
- выявление и ликвидация локальных источников радиоактивного загрязнения городов и поселков;
- создание системы радиационного мониторинга техногенных радиоактивных объектов;
- радон;
- научно-методическое обеспечение радиоэкологических исследований и собственно радиационной и экологической безопасности.

За последние 15 лет выполнены многочисленные исследования и мероприятия по решению каждой из вышеперечисленных проблем.

Обращение с радиоактивными отходами является приоритетным в Казахстане из-за большего количества накопленных радиоактивных отходов всех типов [3]. Суммарная активность радиоактивных отходов ядерных полигонов составляет 12,9 млн Кюри общей массой 12,3 млн т отходов, из которых 6,5 млн т накопилось в подземных полостях и 5,8 млн т – на поверхности в местах проведения наземных ядерных взрывов.

Радиационная опасность самого крупного ядерного полигона в Казахстане СИЯП заключается, прежде всего, в возможном доступе на его загрязненные участки, несмотря на предпринимаемые специальные меры по ограничению въезда на территорию полигона. На территории полигона постоянно выявляется несанкционированная хозяйственная деятельность, в 2008 г. обнаружено около 80 зимовок, с которых не контролируемо выпасался скот [5].

Наиболее безопасная система обращения с отходами создана в *ядерной энергетике* Казахстана. Низкоактивные отходы захораниваются в приповерхностных могильниках. Остальные выдерживаются во временных хранилищах для последующего захоронения.

Радиоактивные отходы урановой *горнодобывающей отрасли*, в процессе деятельности которой было добыто свыше 80 тыс. т урана, составляют 222 млн т отходов суммарной активностью порядка 251 тыс. Кюри.

Все работы по реабилитации территорий бывших урановых рудников в РК ведутся в рамках утвержденной Правительством РК национальной бюджетной программы №008 “Временное закрытие и ликвидация бывших урановых шахт и хранение промышленных отходов”. Этой программой предусматривается закрытие и реабилитация территории бывших урановых рудников, восстановление территорий и безопасное хранение отходов урановых производств также как и очистку окружающей местности [2].

Основным исполнителем и координатором программы №008 является специализированное предприятие “Уранликвидрудник”. Согласно инвентаризации источников и объектов радиационной опасности, выполненной в 90-е гг., около 30 бывших урановых добывающих и перерабатывающих производств представляют собой хвостохранилища, отвалы горных пород и другие временные хранилища промышленных отходов. 70 урановых месторождений были исследованы и зарегистрированы в Государственном кадастре как потенциальные источники вторичного загрязнения. Работы по реабилитации этих объектов должны быть завершены к 2010 г.

Безусловно, что отходы уранового горного производства приводят к необратимым загрязнениям окружающей среды и необходимы меры по ограничению их воздействия на окружающую среду. Но учитывая то, что они могут содержать полезные компоненты, запасы которых со времен могут стать кондиционными, ставится задача по их переоценке и переводу в техногенные минеральные образования. Эта задача будет актуализироваться по мере исчерпания запасов полезных ископаемых в недрах.

Радиоактивные отходы от неурановых предприятий составляют 2,36 млн т активностью 128 Кюри. Основная часть их 98% образуется на нефтепромыслах Мангистауской и Атырауской областей, где суммарная площадь загрязнения составляет 6500 га, а содержания радия превышают допустимые значения в сотни раз и тория – в 20–30 раз. На некоторых угольных месторождениях (например, Куланское, Ой-Карагой) верхние окисленные части пластов содержат урановое оруденение и подлежат отделению и хранению как радиоактивные отходы. Места хранения радиоактивных отходов на многих неурановых месторождениях до 90-х гг. даже не проектировались. Следует заметить, что в современных проектах по разработке таких месторождений включаются мероприятия по обеспечению радиационной безопасности.

Отдельно учитываются *отходы предприятий, использующих изотопную продукцию.* В Казахстане к ним относятся, главным образом, ампульные источники ионизирующих излучений фирмы “Изотоп”. Они представлены высококонцентрированными изотопами, в основном, ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{239}Pu, ^{252}Cf, ^{226}Ra. Для их утилизации создано хранилище на базе стендового комплекса “Байкал-1” под управлением Национального ядерного центра [1].

Проблема недостаточной радиационной изученности территории, насыщенной радиоактивными объектами как Казахстан, всегда остается, несмотря на предпринимаемые усилия в этом направлении. С 2004 по 2008 гг. проводилось “Изучение радиационной обстановки на территории Республики Казахстан” в рамках бюджетной программы 011 “Обеспечение радиационной безопасности” по заказу Министерства энергетики и минеральных ресурсов. В 2008 гг. составлен обобщающий отчет по всей территории Республики Казахстан.

По результатам этой съемки составлены карты радиационно-химического загрязнения донных осадков и природных вод масштаба 1:1000000 по всем областям Казахстана в цифровом виде (всего 280 карт). Создан компьютерный банк, включающий около 18000 точек опробования с анализом в среднем по 25 компонентам.

В дополнение к полевым работам были проанализи-

Таблица 1. *Результаты комплексной интерпретации региональных радиоэкологических работ*

Область	Площадь области, тыс. кв. км	Количество потенциально опасных зон	Площади потенциально опасных зон	
			тыс. кв. км	%
Акмолинская	146,6	7	27	18
Восточно-Казахстанская	283,3	6	95	33
Алматинская	223,9	11	70	31
Северо-Казахстанская	98	4	15	15
Карагандинская	428	8	48	11
Жамбылская	144,3	8	83	37
Павлодарская	124,8	3	27	21
Актюбинская	300,6	5	78	26
Костанайская	195.4	5	50	25
Южно-Казахстанская	117,3	7	26	22
Кызылординская	226	7	54	23
Западно-Казахстанская	151,3	4	52	34
Атырауская	112,0	2	61	54
Мангистауская	165,6	3	55	33
Итого	2717,1	80	741	27

рованы результаты ранее проведенных поисковых работ на уран, гидрогеологических, геохимических и экологических исследований по всей территории Казахстана. По результатам региональных радиоэкологических исследований по каждой области проведено зонирование территории области по сумме радиационных факторов с составлением карты радиационной напряженности и радиационно-гигиенических паспортов. Выделены 80 потенциально радиоэкологически опасных зон с наибольшим проявлением радиоактивности в природной среде, эти зоны выделяются по наличию природных и техногенных радиоактивных объектов площадного и локального распространения:

- урановорудные и торий-редкометальные провинции, рудные районы и узлы, месторождения, горизонты и массивы горных пород повышенной радиоактивности;
- площадные загрязнения искусственными радионуклидами от многочисленных ядерных взрывов на территории Семипалатинского полигона и ряда других ядерных инцидентов;
- очаги радиационного заражения в виде радиоактивных отвалов горных пород и сбросов вод при геологоразведочных и эксплуатационных работах на месторождениях урана, нефти, угля, полиметаллов и редких земель;
- горнодобывающие и горноперерабатывающие предприятия в районах, специализированных на уран и торий;
- источники природных грунтовых и подземных вод с высокими содержаниями радионуклидов в районах распространения месторождений урана, тория и других металлов, которым сопутствуют уран и торий;
- контуры микробассейнов с аномальными проявлениями радия в донных осадках и радионуклидов в воде;
- контуры микробассейнов, питающих аномальный водопункт поверхностных вод.

Как показали радиоэкологические исследования, нет ни одной области Казахстана, в которой бы отсутствовали такие зоны, в пределах которых проявлена повышенная радиоактивность в породах, воде, почвах, грунтах и донных осадках. В пределах потенциально радиоэкологически опасной зоны хозяйственная деятельность человека может привести к усилению радиоактивного воздействия на отдельного человека или группу людей, включая непосредственно не связанных с данной деятельностью (табл. 1).

В границах таких зон и вблизи отдельных радиационных природных и техногенных объектов возможны превышения дозовых нагрузок, недопустимых даже для персонала А, в результате хозяйственной деятельности:

- строительства зданий и сооружений различного назначения;
- добычи местных стройматериалов;
- несанкционированного использования отвалов в строительстве;
- сооружения водозаборов, колодцев и др.;
- проходки глубоких горных выработок.

Контуры этих зон и положение отдельных значимых радиоактивных объектов в масштабе 1:1000 000 вынесены на пообластные *Карты радиационной напряженности*. Радиационные параметры отдельных радиационных объектов и радиогеохимических зон занесены в *Радиационно-гигиенические паспорта* каждой области. Эти материалы являются базовыми для обоснования и создания системы радиационного мониторинга на территории Республики Казахстан. Кроме того, эти материалы могут быть полезными и необходимыми при проектировании производственных и жилых комплексов и зданий, обеспечивая проектные решения исходными данными по радиоактивности и наиболее химически токсичными элементами в природных водах и грунтах.

По программе 011 проводились среднемасштабные и детальные радиоэкологические исследования в пределах четверти потенциальных опасных радиоэкологических зон. Широкий спектр полевых опробовательских и натурных работ позволил определить пределы колебаний следующих основных радиологических факторов:

- количественных характеристик активности радионуклидов в почвах, водах, растительности, воздухе и стройматериалах;
- дозовых нагрузок за счет влияния радиационных природных и техногенных факторов с использованием данных детальных исследований на локальных объектах;

– дозовых нагрузок при проведении медицинских процедур различного назначения.

На основе количественных характеристик распределения радионуклидов в различных средах определены коэффициенты перехода радионуклидов из одной среды в другую для типовых участков, чтобы использовать эти коэффициенты для расчета дозовых нагрузок на человека на более обширных территориях при комплексном анализе.

Нашими исследованиями подтверждена основная роль радона в формировании дозовой нагрузки на население и необходимость радиационного мониторинга в пределах потенциально радиоэкологически опасных зон. Этим внесена дополнительная направленность дальнейших исследований в решении проблемы радона, которой в Казахстане уделяется большое внимание на всех уровнях контроля и исследований. Наиболее полно эта проблема освящена в монографии В.Н. Севостьянова [6], в которой отмечается высокая вероятность выявления населенных пунктов в Казахстане, в которых концентрация почвенного радона выше 5 кБк/м^3 с плотностью потока больше 80 мБк/(м^2·с). Фирмой "Соло", которую он возглавляет, изготовляется ряд радоновых мониторов, обеспеченных методиками определения ЭРОА радона в воде и воздухе и по оценке потенциальной радоноопасности территории.

В 2008 г. ТОО "Экосервис С" начало проведение радиационного мониторинга населенных пунктов Казахстана в рамках Программы "Охрана окружающей среды Республики Казахстан на 2008–2010 годы". В 2008 г. на территории Южно-Казахстанской, Кызылординской и Алматинской областей проведен радиационный мониторинг в 243 поселках. Выбор поселков для проведения мониторинга определялся, в основном, наличием в районе урановых месторождений и рудопроявлений и уранодобывающих предприятий. В 31 поселке, 26 зданиях были выявлены превышения концентрации радона в воздухе помещений (более 200 Бк/м^3). Такие превышения, особенно в районах, насыщенных радиоактивными объектами, заставляют расширить исследования по радоноопасности в поселках с выявленными превышениями ЭРОА [7].

В настоящее время в Казахстане осуществляется создание Единой государственной системы мониторинга окружающей среды. АО "Волковгеология" в развитие этой системы предлагает создание регионального и локального радиационного мониторинга в Казахстане.

Региональный мониторинг будет максимально охватывать все радиоэкологически опасные зоны по каждому региону (области). Полевой региональный мониторинг наиболее эффективен по водным и дорожным артериям, пронизывающим радиогеохимические зоны и проходящим рядом со многими локальными радиоактивными объектами. Результаты регионального мониторинга позволят оперативно выявлять несанкционированные сбросы радиоактивных материалов и отходов, а по ним – источники этих сбросов. Результаты полевых региональных исследований будут оперативно пополнять создаваемую базу данных мониторинга, и создавать базу данных для направления последующего локального мониторинга. Сеть и распределение пунктов регионального мониторинга будет определяться насыщенностью радиоактивными объектами и их параметрами в границах радиоэкологических (радиогеохимических) зон.

***Локальный мониторинг*,** целью которого является определение непосредственного радиационного воздействия на ограниченные группы населения, будет выполняться на площадях с наибольшей насыщенностью радиоактивными объектами по каждой области. Повышенные аномальные концентрации радионуклидов в компонентах окружающей среды в зоне действия этих объектов могут быть вызваны как природными условиями, так и техногенными причинами. Их вклад в создание аномальных дозовых нагрузок на человека (более 5 мЗв в год от природных и 1 мЗв в год от техногенных источников) может быть оценен в результате данного мониторинга.

Для **информационно-аналитической** и административной поддержки радиационного мониторинга предлагается создать информационно-аналитическую систему радиационной обстановки каждой области, которая должна своевременное раннее обнаружение тенденций к изменению состояния контролируемых параметров, указывающего на возможное изменение радиационной ситуации и своевременную передачу полной информации о радиационной обстановке органам государственного уровня.

Лабораторные анализы проб будут проводиться в сертифицированных лабораториях на необходимый комплекс радионуклидов и токсичных химических элементов, сопутствующих радионуклидами.

Непосредственно комплексный анализ всех получаемых результатов имеет своей окончательной целью создание действенной системы регионального и локального мониторинга, которая бы продолжала функционировать в районах и населенных пунктах Республики Казахстан самостоятельно по единой методике, разработанной по результатам завершения первого этапа создания системы радиационного мониторинга. Организация и проведение многоуровневого мониторинга позволит обеспечить радиационную безопасность населения.

Исходя из изложенного следует, что на сегодня выше обозначенные проблемы остаются, несмотря на большой объем выполненных радиоэкологических исследований в Казахстане. Учитывая принципы Рио-де-Жанейрской декларации по окружающей среде и развитию, проблемы экологической безопасности Казахстана рассматриваются в зависимости от значимости и уровня их решения как глобальные, национальные и локальные. По этой классификации проблемы, обозначенные выше отнесены к национальным и локальным [7]. Соответственно следует ожидать, что в Казахстане радиоэкологическим проблемам будет уделяться большое внимание и выделяться финансирование исследований и работ для их решения.

Литература

1. *Ганжа В.В., Болтовский С.А. и др. Хранилище ампульных источников ионизирующего излучения на базе стендового комплекса "Байкал". Опыт эксплуатации и перспективы использования. // Отходы: пути минимизации и предотвращения :*

сборник / под ред. корресп. НАН РК, д.т.н., проф. А.А. Жарменкова. – Алматы, 2002. – С.24–25.

2. *Каюков П., Кафтаранов М., Нугманов Б., Искаков М., Нургазиев М. Безопасное обращение с отходами с бывших добывающих и перерабатывающих предприятий в Казахстане // Экол. пром. Каз. – 2008. – №1(17). – С.32–35.*
3. *Концепция захоронения радиоактивных отходов Республики Казахстан / Агентство по атомной энергии Республики Казахстан. – Алматы, 1993. – 36 с.*
4. *Концепция экологической безопасности Республики Казахстан на 2004–2015 годы, одобренная указом Президента РК от 3 декабря 2003 года №1241.*
5. *Паницкий А.В., Байгазинов Ж.А., Лукашенко С.Н., Ястребкова Н.В. Экспериментальная оценка поступления и распределения радионуклидов в организме сельскохозяйственных животных, выпасаемых на радиационно-загрязненной территории площадки "Дегелен", Курчатов // Матер. III Междунар. конф. "Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения". – 2008.*
6. *Севостьянов В.Н. Проблема радонобезопасности в Казахстане. – Алматы : КазгосИНТИ, 2004. – 212 с.*
7. *Федоров Г.В. Исследование радоноопасности территории республики Казахстан // Экология и промышленность Казахстана. – 2007.*

ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ КОМБИНИРОВАННОЙ ТЕРАПИИ АРТЕРИАЛЬНОЙ ГИПЕРТОНИИ В ЛЕЧЕНИИ НАСЕЛЕНИЯ, ПОДВЕРГШЕГОСЯ РАДИАЦИОННОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ

Г.Н. Билялова, Г.К. Ажмуратова, Б.В. Галич, А.Г. Абдикаримова

НИИ радиационной медицины и экологии, Казахстан, nii_rm@relcom.kz

EXPERIENCE OF USING COMBINED THERAPY OF ARTERIAL HYPERTENSION FOR TREATMENT OF POPULATION EXPOSED TO RADIATION

G.N. Bilyalova, G.K. Azhmuratova, B.V. Galich, A.G. Abdykarimova

Kazakh Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology, Kazakhstan

Abstract. Goal: *Studying antihypertention effect of combined therapy by ACE inhibitor in combination with diuretics to reveal signs of chronic and chronic heart failure (CHF) of patients with arterial hypertension (AH), exposed to radiation as the result of nuclear testing on Semipalatinsk testing ground.*
Materials and methods: *Below presented are the results of comparative research of two representative groups of patients with arterial hypertension (46 men and women) accompanied by (CHF), exposed to radiation as the result of nuclear testing on Semipalatinsk testing ground with irradiation doze of 0,25–0,5 Sv and currently treated in rehabilitation division of the Scientific Research Center of Radiation Medicine and Ecology. One group of patients was treated by noliprel, the patients of the second group took enam combined with indap. Dynamics of arterial pressure (AP), signs of (CHF) were determined using clinical state assessment scale and indicators of coronary risk assessed using system of Procam Risk Calculator.*
Results of research: *In frame of combined therapy, decrease of systolic, diastolic, pulse and average AP appeared in both groups. More substantive reduction of average AP (p<0,001), accompanied by improvement of clinical picture of (CHF) (p<0,001) appeared in the group that took noliprel. Both groups experienced decrease of risk of fatal cardio-vascular complications from "very high" to "high" and "average". Moreover, using noliprel (combination of 2 preparations with fixed dozes in one drug) has a number of advantages to patients: dosage easiness, convenience of one time taking, which in turn improves patients' compliance to permanent treatment.*

Наибольший удельный вес (51,7%) в структуре общей смертности в Казахстане приходится на болезни системы кровообращения (БСК). По данным Всемирной организации здравоохранения, стандартизированный показатель смертности населения Республики Казахстан вследствие БСК в 2 раза выше этого показателя, чем в странах Европейского региона (867,9 против 448,0 на 100 тыс. населения соответственно). При этом доля лиц трудоспособного возраста (18–64 года) составила более 31,6% в 2005 г. [4]. Рост заболеваемости и смертности населения от сердечно-сосудистых заболеваний, особенно среди трудоспособного контингента, его инвалидизация трансформирует эту медицинскую проблему в социальную. Артериальная гипертония (АГ) являясь одним из самых распространенных факторов риска БСК и атеросклероза, во многом и обуславливает высокую сердечно-сосудистую заболеваемость и преждевременную смертность [6].

В Восточно-Казахстанской области (ВКО) так же продолжается неуклонный рост заболеваемости БСК и по показателям смертности от сердечно-сосудистых заболеваний 2006 г. ВКО на 3-м месте (734,6 на 100000 населения) [2]. Уникальность ситуации в ВКО связана с многолетним функционированием Семипалатинского ядерного полигона. Проводимые в НИИ радиационной медицины и экологии исследования показали достоверное превышение показателей распространенности БСК, АГ среди населения данного региона, подвергавшегося радиационному воздействию с дозой облучения 230–430 мЗв, и поэтому возрастает научный интерес к проблеме последствий действия малых доз ионизирующего излучения на сердечно-сосудистую систему, формирование эссенциальной гипертонии. Кроме ранней диагностики АГ продолжается поиск рациональной терапии АГ, как одного из важнейших факторов риска БСК. Монотерапия, направленная на один из патогенетических механизмов заболевания, оказывается не всегда действенной. Синергизм влияния препаратов, входящих в состав различных комбинаций, позволяет добиваться лучшего эффекта. Совместное применение ингибитора

Таблица 1. *Гипотензивный эффект комбинированной терапии*

Группы	Нолипрел			Энам + Индап		
Показатели	Исходно	Лечение	Разница	Исходно	Лечение	Разница
САД, мм рт.ст.	175,96±2,87	132,3±1,37	43,68*	171,98±2,69	132,19±11,34	39,88*
ДАД, мм рт.ст.	98,49±1,29	79,8±1,02	18,59*	98,01±1,02	81,53±1,18	15,89*
СрАД, мм рт.ст.	125,01±3,01	94,73±0,96	30,11*	123,98±1,39	99,01±1,07	24,97*
ПАД, мм рт.ст.	76,99±1,98	51,92±1,07	25,62*	74,15±1,89	50,73±1,11	23,42*

Примечание: * – достоверность лечения до и после лечения p<0,0001.

Таблица 2. *Динамика показателей ШОКС и Procam Risk Calculator*

Группы	Нолипрел		Энам + Индап	
Показатели	До лечения	После лечения	До лечения	После лечения
ШОКС (баллы)	5,47±0,19	3,99±0,31*	4,92±0,23	4,52+0,19
Суммарный риск (%)	26,5±0,29	15,9±0,17**	27,3±0,39	18,9±0,36**

Примечание: * – достоверность различий до и после лечения p<0,001; ** – p<0,0001.

ангиотензин-превращающего фермента (ИАПФ) и диуретика в настоящее время рассматривается как одно из наиболее рациональных. В этой связи особый представляет интерес сравнение комбинаций, имеющих в своем составе ИАПФ и диуретический компонент, т.к. по данным большинства международных и национальных рекомендаций терапия и АГ, и ХСН должна включать в себя мочегонный препарат [3, 5]

Цель

Изучение гипотензивного эффекта комбинированной терапии ингибитором ангиотензинпревращающего фермента (ИАПФ) в сочетании с диуретиками на признаки хронической сердечной недостаточности (ХСН) у больных АГ, подвергавшихся радиационному воздействию в результате функционирования Семипалатинского полигона

Материалы и методы

Приводятся результаты сравнительного исследования двух репрезентативных групп больных АГ, подвергавшихся радиационному воздействию в результате функционирования Семипалатинского полигона с дозой облучения 0,25–0,5 Зв и давших добровольное, информированное согласие на участие в нем.

Изучен антигипертензивный эффект и его влияние на симптомы ХСН комбинаций энам (Dr.Reddi's laboratories Ltd) + индап 2,5 мг и нолипрела (фирма "Servier" – комбинированный препарат, содержащий 2 мг периндоприла (ингибитор АПФ) и 625 мкг индапамида) у 46 больных: 26 женщин и 20 мужчин, средний возраст 58,9±11,7 лет, находившихся на двухнедельном стационарном лечении по поводу АГ II-III степеней (ст.) очень высокого риска с ХСН I–IIA стадий, I–III функциональных классов (ФК). Стадию АГ и риск развития сердечно-сосудистых осложнений (ССО) определяли согласно рекомендациям по лечению АГ European Society of Hypertension, European Society of Cardiology 2007 . Использовали классификации ХСН Российского общества специалистов по сердечной недостаточности (ОССН, 2002), Нью-йоркской ассоциации сердца (NYHA, 1964). Обследованные пациенты имели диастолическую дисфункцию нерестриктивного типа: отношение пиковых скоростей раннего и позднего диастолического наполнения (E/A)<1, фракция выброса левого желудочка (ФВ ЛЖ) >50%.

I группа больных (n=22) получала препарат нолипрел, который назначали 1 таблетку утром. II группа пациентов (n=24) получала, энам 10 мг + индап 2,5 мг. При недостаточном антигипертензивном эффекте: при отсутствии снижения АД до целевых значений (менее < 130/80 мм рт.ст.), через 1 неделю дозу энама и нолипрела увеличивали на 0,5 таблетки. В группу исследования включены больные, которые в предшествующий месяц перед началом исследования не применяли препараты из группы ИАПФ и/или диуретиков.

Эффективность лечения оценивалась по динамике уровня АД, которая изучалась по результатам офисного измерения давления. Среднее АД (СрАД) рассчитывали по формуле Хикэма: (систолическое АД (САД) – диастолическое АД (ДАД)]/3 + ДАД. Результат лечения считался: отличным, если уровень АД к концу исследования достиг целевых значений (<130/80 мм рт.ст.); хорошим, если уровень САД уменьшился более чем на 10 мм рт.ст., а ДАД – более чем на 5 мм рт.ст.; неудовлетворительным, если уровень САД уменьшился менее чем на 10 мм рт.ст., а ДАД – менее чем на 5 мм рт.ст.

Для характеристики тяжести ХСН использовалась шкала оценки клинического состояния (ШОКС) в модификации В.Ю. Мареева [3]. Определение индивидуального глобального риска коронарных осложнений с помощью компьютерной программы Procam Risk Calculator .Составляющими этой модели являются: возраст, САД, уровни общего ХС или ХС ЛНП, ХС ЛВП, ТГ, статус курения, наличие ИНСД, наличие ИБС, перенесенный инфаркт миокарда в анамнезе, наличие ИБС у родственников первой степени родства [1].

При статистической обработке использовали Microsoft Ecxel 7.0, Statistica 6. Вычисляли средние ариф-

метические показатели и их стандартные отклонения. Расчеты проводили в 95% доверительном интервале (ДИ). Результаты представлены в виде M±m. Достоверность различий определяли с помощью критерия t-Стьюдента.

Результаты и обсуждение

В обеих группах больных через 2 нед. лечения было достигнуто существенное снижениеуровней САД, ДАД, пульсового АД (ПАД) и СрАД (табл. 1).

Снижение САД/ДАД составило 43,68/18,59 и 39,88/15,89 мм рт.ст. в I и II группах пациентов, соответственно. Более выраженная регресс СрАД, ПАД отмечен на фоне лечения нолипрелом (p<0,001). Величина ПАД является независимым предиктором риска сердечно-сосудистой смертности и нормализация ПАД улучшает прогноз заболевания.

В I группе больных увеличение дозы имело место у 4 пациентов: в 25% это были больные АГ II ст., в 75% – III ст. Во II группе 7 больным потребовалось повышение дозы ИАПФ: 43% составили пациенты с АГ II ст. и 57% – III ст. Несмотря на то, что различия в группах недостоверны, большее количество больных, принимавших нолипрел достигли целевого уровня АД в сравнении с пациентами, получавшими энам + индап – 4 и 7 соответственно; и меньшее число пациентов имели неудовлетворительный результат – 1 и 3 соответственно. Тактика ведения больных АГ в условиях стационара отличается от амбулаторной по темпам снижения АД ввиду ограниченного по койко-дням периода. Учитывалась так же опасность быстрого снижения АД в связи с вероятностью развития ишемии головного мозга.

Анализ проявлений ХСН по ШОКС и фатального риска ССЗ в динамике выявил снижение показателей указанных шкал (табл. 2). Достоверное уменьшение клинических проявлений по ШОКС (в баллах) произошло только в группе больных, получавших нолипрел. Основной вклад в динамику ШОКС вносит характеристика отечного синдрома. Несмотря на то, что значимые межгрупповые различия клинических проявлений до начала терапии отсутствовали, уменьшение отеков было более выраженным в I группе (p<0,0001). За период госпитального лечения у этих пациентов уменьшились жалобы на ощущение перебоев в работе сердца в отличие от больных II группы, субъективное улучшение наступило быстрее. За счет коррекции уровня САД в обеих группах обследованных больных изменились значения фатального риска сердечно-сосудистых осложнений: из группы высокого они перешли в группу среднего риска.

Выводы

Оценка клинической эффективности нолипрела и комбинации энам + индап у больных АГ II–III ст. очень высокого риска с ХСН I–IIA стадии, I–III ФК, проведенная в ребилитационном отделении НИИ радиационной медицины и экологии, показала, что на фоне 14-дневной терапии наблюдается положительная динамика АД (существенное снижение САД, ДАД, СрАД и ПАД), улучшение самочувствия пациентов,уменьшение клинических проявлений ХСН по ШОКС, снижение риска развития сердечно-сосудистых осложнений. Применение нолипрела эффективнее комбинации энам + индап по влиянию на уровень СрАД, ПАД, на клинические проявления ХСН. Кроме того применение нолипрела (сочетание двух препаратов с фиксированными дозами в одной таблетке) имеет ряд преимуществ для больного: простота дозирования, удобство однократного приема, что в свою очередь увеличивает приверженность (compliance) пациентов к постоянному лечению.

Литература

1. *Assman G., Cullen P., Schulte H. The Munster heart study (PROCAM) // Eur. Heart. J. – 1998. – Vol.19 (Suppl A). – P.A2–A11.*
2. *Здоровье населения и здравоохранение Республики Казахстан в 2002–2006 годах // Алматы, 2007. – С.28.*
3. *Мареев В.Ю., Агеев Ф.Т., Арутюнов Г.П. и др. Национальные рекомендации ВНОК и ОССН по диагностике и лечению ХСН (второй пересмотр) // Сердечная недостаточность. – 2007.– №1(39). – С.4–41.*
4. *Программа развития кардиологической и кардиохирургической помощи в Республике Казахстана 2007–2009 годы // Терапевтический вестник. – 2007. – №1(13). – С.3–10.*
5. *Сидоренко Б.А., Преображенский Д.В., Батыралиев Т.А. Современные подходы к лечению хронической сердечной недостаточности у взрослых больных (по материалам рекомендаций Американской коллегии кардиологов и Американской ассоциации сердца2005). // Кардиология. – 2006. – №4. – С.95–102.*
6. *Шальнова С.А., Деев А.Д., Оганов Р.Г., Шестов Д.Б. Роль систолического и диастолического артериального давления для прогноза смертности от сердечно-сосудистых заболеваний // Кардиоваскулярная терапия и профилактика. – 2002. – №1. – С.10–15.*

ОПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОЛИТИЧЕСКОЙ СТОЙКОСТИ АЛЮМО-СИЛИКАТНЫХ МАТРИЦ, ПРЕДНАЗНАЧЕННЫХ ДЛЯ ИНКОРПОРИРОВАНИЯ РАО

А.Е. Богуславский, В.П. Ковалев, Т.А. Бульбак

Институт геологии и минералогии, Новосибирск, Россия, *boguslav@uiggm.nsc.ru*

DETERMINATION OF RADIOLYTIC RIGIDITY OF ALUMINUM SILICATE MATRIXES INTENDED FOR INCORPORATION OF RAW

A.E. Boguslavskiy, V.P. Kovalev, T.A. Bulbak

Institute of geology and mineralogy, Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia

Abstract. *The results of experiments of study of aluminum silicate matrixes rigidity to ionizing radiation is given. The data of strengthening characteristics and intensity of extraction of elements for basic and radioactive irradiated aluminum silicate ceramics is provided. The absolute velocity of solution of main macroelements is determined.*

В работе приведены результаты экспериментов по изучению стойкости алюмосиликатных матриц к ионизирующему излучению. Приводятся данные по прочностным характеристикам и интенсивности выщелачивания элементов для исходных и подвергшихся облучению алюмосиликатных керамик. Определены абсолютные скорости растворения основных макрокомпонентов. Современное развитие ядерной энергетики, в значительной мере, сдерживается отсутствием удовлетворительного решения проблемы консервации радиоактивных отходов (РАО). Вплоть до настоящего времени не сформулированы в очевидной и ясной последовательности требования, предъявляемые к отверждающим матрицам с позиций их механической, термической, радиолитической и химической стойкости. Задача усложняется необходимостью захоронения отходов на весьма длительные периоды времени. Для трансурановых элементов, ряд из которых имеет значительные периоды полураспада, необходимо создание матриц, сохраняющих свои характеристики десятки и сотни тысяч лет.

В ИГМ СО РАН ведутся разработки технологии отверждения и геоконсервации РАО в алюмосиликатных матрицах на основе бентонитовых глин. Такие матрицы обладают рядом преимуществ:

1) долговечность (природные аналоги – роговики и вулканические кислые стекла которые остаются неизменными в геологической среде сотни тысяч и миллионы лет);
2) стойкость к химическому воздействию и ионизирующим излучениям;
3) пластичность – на авторазогрев отвечают не раскристаллизацией и растрескиванием, а размягчением и пластическими деформациями.

Целью настоящей работы являлось определение механической прочности и радиолитической стойкости приготовленных алюмосиликатных матриц.

По ГОСТу 50089-2003 определение долговременной устойчивости отвержденных высокоактивных отходов к альфа-излучению радиолитическая стойкость испытывается путем введения радиоизотопов в матрицу и наблюдением за ее изменением под действием излучения, выполняя сравнения с контрольными образцами, не содержащими альфа-излучатели. Если свойства по отношению к альфа-излучению не изменились, образцы считают радиационно стойкими. Образцы, содержащие альфа-излучатели, и контрольные образцы по этой методике необходимо хранить в течение времени, достаточного для получения образцами, содержащими альфа-излучатели, необходимой расчетной дозы альфа-излучения (не менее одного года). У этого способа есть один существенный недостаток – наблюдение за такой матрицей можно проводить в течение первых лет, тогда как матрица должна надежно изолировать инкорпорированные в ней радионуклиды в течение десятков и сотен тысяч лет. Экстраполяция полученных в результате проведенных экспериментов данных на такие продолжительные сроки, не может являться достаточно корректной, вследствие несопоставимости дозы поглощенного излучения накопленной за время эксперимента и дозой, которую эта матрица должна поглотить за время своего существования.

Авторы использовали другой подход: для определения радиолитической стойкости изучаемые образцы облучались в испытательном реакторе Томского Политехнического университета. Приготовленные матрицы были подвергнуты максимально возможному (из доступного для испытаний) облучению, при этом радиационная нагрузка по альфа-, бета- и гамма-излучению становится соизмеримой с радиационным воздействием помещенных в нее в течение тысяч лет. Интенсивность облучения 10^{13} нейтронов на см^2/с, продолжительность облучения 48 ч. Общая интенсивность облучения составила ~$1{,}7 \times 10^{18}$ нейтронов см^2/с. После облучения образцы выдерживались в течение девяти месяцев, для того чтобы снизилось вторичное излучение.

Недостатком данного подхода является то, что для испытаний могут быть использованы только образцы исходных керамик. Образцы, насыщенные имитаторами продуктов ядерного деления (Sr, Cs, Ce) и трансурановыми элементами (U) после облучения имеют высокую интенсивность вторичного излучения, которое не позволяет проводить их изучение в имеющихся лабораторных условиях.

Брикетирование смесей глин проведены ударным прессованием различных составов порошковых глинистых материалов. Глинистые смеси перед прессованием измельчались и тщательно перемешивались в дезинтеграторе. Крупность частиц не превышала 0,1 мм, влажность 7–8 мас.%. Прессование смесей выполня-

лось на ударном прессе. Максимальное удельное давление на материал в конце прессования достигало 120–180 МПа. Плотность брикетов составила 2,1–2,2 кг/дм^3. После приготовления прессованных изделий производилась их осушка и термообработка в трубчатой электропечи. Обжиг полученных брикетов проводился в муфельной печи с силитовыми нагревательными элементами. Исходя из результатов термического анализа глины и сухого остатка пульпы, минимальная температура отжига определена величинами 850–900 °С. При этой температуре происходит полная дегидратация и частичная аморфизация монтмориллонитовой глины. При температурах 1150–1200 °С происходит оплавление керамических столбиков и образование королька.

Готовые образцы представляли собой цилиндры диаметром 11,5 мм и высотой 5–7 мм. Их характеристики показаны в таблице 1. В качестве основы использовались бентонитовые глины Камалинского месторождения. Кварц добавлялся в матрицы для раскисления состава. Гидроксиды железа обладают высокой сорбционной емкостью по отношению к трансурановым элементам и окись железа добавляли в смесь в качестве имитатора и потенциального носителя радиоактивных элементов.

Облученные образцы и контрольные образцы, которые не подвергались облучению, испытывались на твердость и устойчивость к выщелачиванию. Учитывая форму образцов, были проведены испытания механической прочности на сжатие. Согласно ГОСТу Р 50926-96 (общие технические требования к высокоактивным отвержденным отходам), эта величина не должна быть менее 0,9 кН/см^2. Испытания механической прочности образцов на сжатие проводились на испытательной машине МИРИ-100К (Россия) в лаборатории Томского политехнического университета.

В таблице 2 и приведены результаты испытаний исходных и облученных образцов спеков и стеклокерамик на механическую прочность. Как видно из таблицы 2 снижение механической твердости отмечается только в двух пробах матриц из бентонитовой глины с добавлением кварца и оксида железа, которые спекались при температурах 1000 и 1100 °С. В остальных случаях твердость образцов не только не уменьшается, но и заметно возрастает. Необходимо отметить, что испытанные матрицы сохранили прочностные свойства и превышают установленный ГОСТом Р 50926-96 минимальный порог в 6–18 раз.

Для оценки скорости выщелачивания авторы ориентировались на ГОСТ 52126-2003. В качестве выщелачивающих сред использованы дистиллированная вода с удельной электрической проводимостью не ниже 5 мкСм/см и имитаторы грунтовых вод – водные растворы с химическим составом подземных вод провинции умеренно влажного климата [1]. Раствор готовили на основе дистиллированной воды. При подготовке раствора учитывали только содержание макро-ионов (содержание более 1 мг/л). Отбор проб воды производился через 1, 3, 7, 10, 14 суток. Измерение проводилось в аналитическом центре ИГМ СО РАН методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-Мс) на приборе ELEMENT фирмы Finnigan Mat, Germany.

Для опытов по выщелачиванию использовались спеки, полученные из бентонитовой глины с добавлением кварца, которые спекались при температуре 1050–1100 °С. Как уже было отмечено, образцы с инкорпорированными катионами Cs, Sr и Ce обладали высокой активностью, поэтому в экспериментах по выщелачиванию облученных образцов изучалось поведение элементов, составляющих матрицу – кремний, алюминий, железо, магний, кальций, натрий, калий и др. На рисунке 1 показано изменение концентраций алюминия кальция, натрия и кремния в выщелатах. Выщелачивание растворами при комнатной температуре находятся ниже порога обнаружения (n·10^{-6} г/л). Как видно из рисунка при выщелачивании навески дистиллированной водой максимальная скорость растворения матрицы отмечается на четвертые и пятые сутки, после чего она в 2,2–30 раз падает и после первой недели составляет менее 10% от максимальной. Поведение калия аналогично натрию. Значения бария, железа и титана находятся ниже порога обнаружения. Содержание в растворах бора, магния

Таблица 1. *Состав и температура спекания облученных образцов*

№	Описание	Т обжига, °С	Состав		
			Глина	Кварц	Fe_2O_3
1	Глина с добавлением SiO_2	900	70	30	
2	Глина с добавлением SiO_2	950	70	30	
3	Глина с добавлением SiO_2	1000	70	30	
4	Глина с добавлением SiO_2	1050	70	30	
5	Глина с добавлением SiO_2	1100	70	30	
6	Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	900	65	30	5
7	Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	950	65	30	5
8	Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	1000	65	30	5
9	Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	1050	65	30	5
10	Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	1100	65	30	5

Таблица 2. *Механическая прочность на сжатие облученных и контрольных образцов спеков, полученных в 2006 г., кН/см^2*

Образец	Температура спекания, °С				
	900	950	1000	1050	1100
Контрольные образцы					
Глина с добавлением SiO_2	9,7		12,2	7	11,3
Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	9,7		13,4	6,4	12
После облучения					
Глина с добавлением SiO_2	15,5	12,5	16,9	9,5	12
Глина с добавлением SiO_2 и Fe_2O_3	14,3	8,3	6,5	7,2	5,8

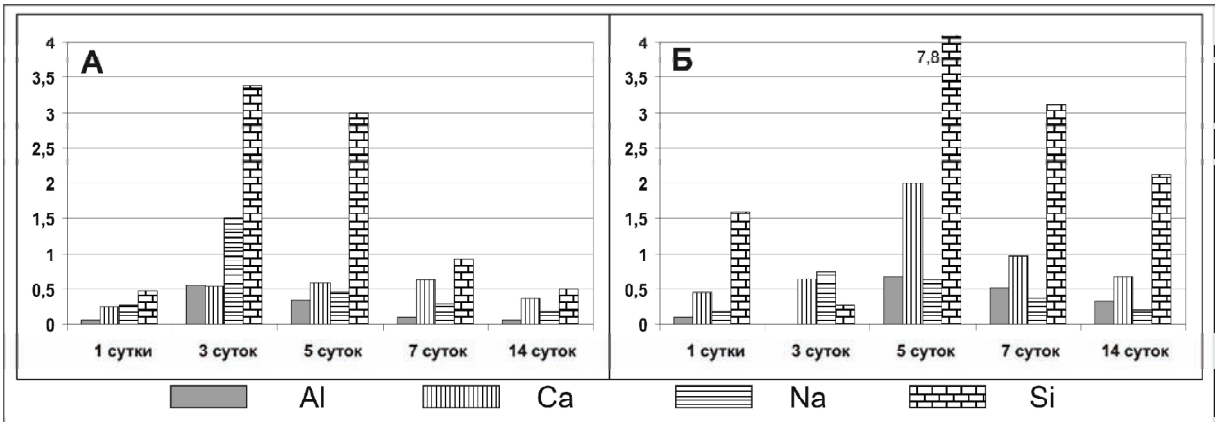


Рис. 1. *Состав растворов после выщелачивания облученного (а) и неизмененного (б) образцов дистиллированной водой, мг/л*

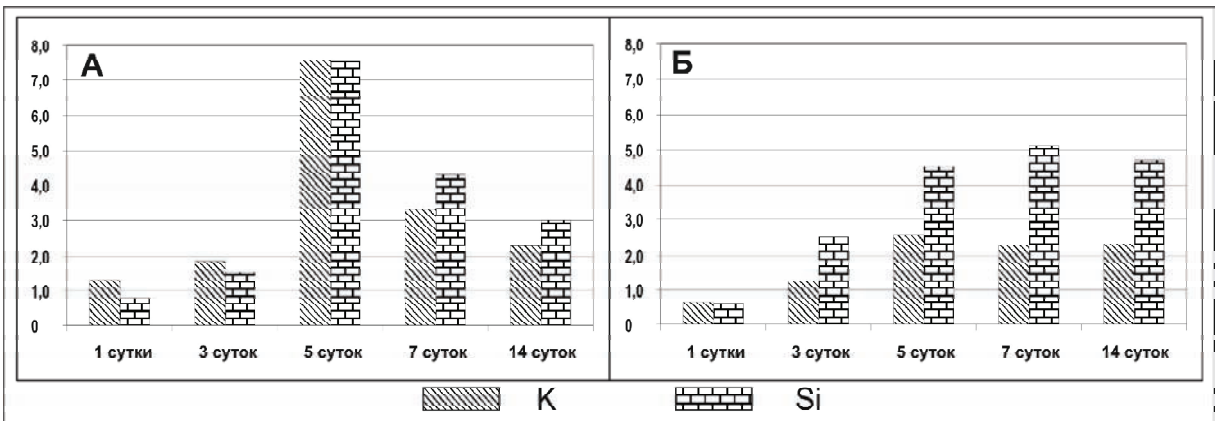


Рис. 2. *Состав растворов после выщелачивания облученного (а) и неизмененного (б) образцов раствором иммитирующим грунтовые воды, мг/л*

марганца молибдена и стронция находятся на уровне 0,n–0,0n поведение этих элементов подобно приведенным на рисунке – максимум достигается на третьи–пятые сутки, затем происходит спад значений.

В растворах полученных при выщелачивании водными растворами – аналогами подземных вод провинций умеренно влажного климата при температуре 90 °С изменение общей катионной минерализации также нарастает до четвертых-пятых суток, затем постепенно уменьшается. На рисунке 2 показано изменение состава выщелатов для калия и кремния. Эти два элемента наиболее показательны, т.к. в состав имитаторов грунтовых вод эти элементы не вводились.

Абсолютные скорости растворения основных макрокомпонентов находятся в следующих пределах:

- *кремний* для облученных образцов от 16 до $0{,}7 \cdot 10^{-9}$ г/см^2; для контрольных от 49 до $0{,}6 \cdot 10^{-9}$ г/см^2;
- *алюминий* для облученных образцов от 2,7 до $1 \cdot 10^{-9}$ г/см^2; для контрольных от 4,1 до менее чем $1 \cdot 10^{-9}$ (ниже порода обнаружения) г/см^2;
- *кальций* для облученных образцов от 3,2 до $0{,}5 \cdot 10^{-9}$ г/см^2; для контрольных от 10 до $0{,}2 \cdot 10^{-9}$ г/см^2;
- *натрий* для облученных образцов от 7,5 до $0{,}3 \cdot 10^{-9}$ г/см^2; для контрольных от 195 до $0{,}2 \cdot 10^{-9}$ г/см^2;
- *калий* для облученных образцов от 8,4 до $0{,}4 \cdot 10^{-9}$ г/см^2; для контрольных от 51 до $0{,}6 \cdot 10^{-9}$ г/см^2.

Как видно из приведенных таблиц и рисунков, исходные образцы и образцы, подвергшиеся облучению, ведут себя весьма схожим образом. И прочностные характеристики, и выщелачиваемость образцов находятся на одном уровне. Демонстрируемые матрицами характеристики как до, так и после облучения укладываются в нормативы, заложенные в соответствующих ГОСТах. Облучение алюмосиликатных матриц не приводит к изменению твердости на сжатие и интенсивности выщелачивания элементов – матрицеобразователей. Представленные результаты демонстрируют перспективность использования алюмосиликатных керамик для инкорпорирования разных типов радиоактивных отходов.

Литература

1. *Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М. : Недра, 1998. – 366 с.*

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ РЕКИ ЕНИСЕЙ И ОБЬ-ИРТЫШСКОЙ РЕЧНОЙ СИСТЕМЫ

А.Я. Болсуновский[1], А.В. Трапезников[2]

[1]Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, radecol@ibp.ru
[2]Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, vera@uraltc.ru

COMPARATIVE ANALYSIS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF THE YENISEI RIVER AND THE OB-IRTYSH RIVER SYSTEM

A. Bolsunovsky[1], A. Trapeznikov[2]

[1]Institute of Biophysics of SB RAS, Krasnoyarsk, Russia
[2]Institute of Plant and Animal Ecology UB RAS, Yekaterinburg, Russia

Abstract. *Amounts of ^{137}Cs sequestered in the floodplain soils of the Techa River have been found to be 46 times larger than those of the Yenisei River and the amounts of ^{90}Sr – 1500 times larger. However, amounts of plutonium isotopes in the Yenisei river are several times larger than those in the Techa. A similar correlation has been found for the sediments of these rivers. The total inventories of radionuclides in the Iset River are somewhat lower than those in the Yenisei. The mobilities of ^{137}Cs and plutonium isotopes are similar, while ^{90}Sr exhibits different mobility in the sediments of the Yenisei river and the Techa river.*

На Урале и в Сибири расположены крупнейшие промышленные комплексы по производству оружейного плутония, которые действуют и в настоящее время (Сибирский химкомбинат в г. Северске Томской области и Горно-химический комбинат в г. Железногорске Красноярского края). На Урале продолжает работать радиохимический завод РТ-1 в структуре ПО "Маяк". В результате деятельности этих предприятий, а также аварий, имевших место ранее, крупнейшие реки Сибири и Урала (Енисей и Обь-Иртышская речная система) оказались загрязнены техногенными радионуклидами [1–15].

В рамках интеграционного проекта СО РАН и УрО РАН в 2006–2008 гг. проводились радиоэкологические исследования реки Енисей, а также рек Теча и Исеть (Обь-Иртышская речная система). Экосистема реки Енисей исследовалась на участке от г. Красноярска до г. Енисейска (410 км по течению реки). Особое внимание было уделено району начиная со сбросов Горно-химического комбината (ГХК) – с 82 км по течению реки от г. Красноярска и до с. Стрелка (330 км по течению реки – впадение р. Ангара). Река Теча всемирно известна своим высоким уровнем радиоактивного загрязнения, вследствие радиоактивных сбросов с ПО "Маяк" – первого в СССР предприятия по производству оружейного плутония. В первые годы реализации ядерной программы (1949–1951 гг.) часть отходов бесконтрольно сбрасывалась непосредственно в реку и это привело к сильному радиоактивному загрязнению экосистемы р.Течи. Жидкие радиоактивные отходы ПО "Маяк" сбрасывались в Течу в 6 км от ее истока. Река Теча исследовалась на участке от 49 км по течению реки (Надыров Мост) до устья реки (с. Затеченское), место впадения в р.Исеть. Река Исеть – одна из самых крупных рек на территории Уральского региона – правый приток р. Тобол, берет свое начало из оз. Исетского и протекает по территории Свердловской, Курганской и Тюменской областей. Интерес к проблеме радиоактивного загрязнения этой реки связан с тем, что ниже п. В.Яр в нее впадают воды р. Течи.

Максимальные удельные активности техногенных радионуклидов в донных отложениях и пойменных почвах рек Енисей, Теча и Исеть

Многолетняя деятельность Красноярского ГХК Росатома привела к радиационному загрязнению р. Енисей. Специалисты Росатома в своих публикациях и выступлениях утверждали, что на ГХК ранее отсутствовали аварии и поэтому существующий уровень радиоактивного загрязнения реки минимальный. Однако проведенные научные экспедиции специалистов Института биофизики СО РАН и Института геологии и минералогии СО РАН (ИГМ) в рамках интеграционных проектов СО РАН выявили, что в пойме реки существуют участки с уровнем радиоактивного загрязнения, соответствующим катего-

Рис. 1. *Распределение максимального удельного содержания ^{137}Cs в донных отложениях и пойменных почвах по течению реки Енисей*

Таблица 1. *Концентрации радионуклидов в донных отложениях р. Теча (0–10 см), Бк/кг*

Расстояние от истока р.Теча, км	Тип грунта	^{90}Sr	^{137}Cs	^{239,240}Pu	^{241}Am
Надыров мост, 49	Торф	1080±227	280000±142800	Не опр.	Не опр.
	Ил	2050±984	141000±1410	42±0,4	1,6±0,02
	максимум		600000–800000	3000	
Муслюмово 78	Песок	1230±86	4000±7520	4,7±0,4	0,16±0,06
	Ил	670±188	47000±5640	43±3	1,6±0,14
Верхняя Теча, 177	Песок	39±10	150±2	0,4±0,06	<МДА
	Ил	150±60	550±61	1,04±0,16	0,15±0,06
Затеченское, 237	Песок	22±2	34±2	0,18±0,04	<МДА
	Ил	200±72	200±4	0,43±0,08	<МДА

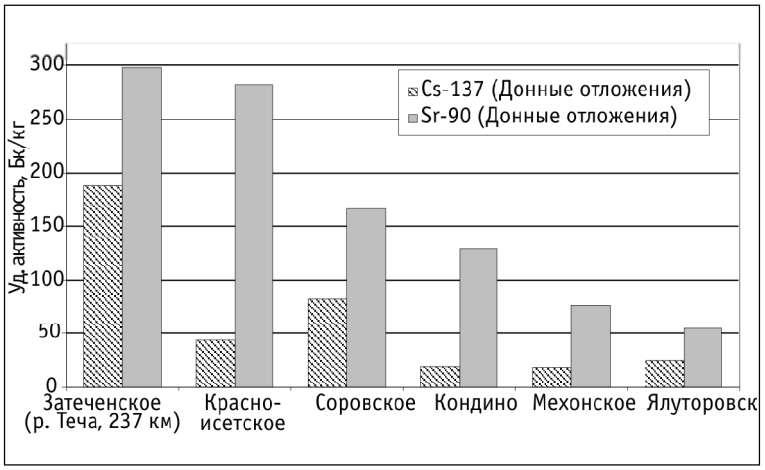


Рис. 2. *Распределение максимального удельного содержания техногенных радионуклидов (^{137}Cs и ^{90}Sr) в донных отложениях по течению р. Исеть*

рии радиоактивных отходов [1–3, 8]. Из приведенных на рисунке 1 значений максимальной активности ^{137}Cs следует, что на протяжении до 330 км от ГХК по течению реки сохраняется высокий уровень радиоактивного загрязнения почв и донных отложений. Проведенные радиохимические исследования проб донных отложений реки Енисей выявили наличие участков русла, в которых содержание изотопов трансурановых элементов (изотопы плутония, америция и кюрия) – в 100 и более раз превышает глобальный уровень [4, 12–13]. Существование слоев почвы и донных отложений с аномально высокими значениями трансурановых элементов (^{239,240}Pu – до 480 Бк/кг и ^{241}Pu – до 1430 Бк/кг) может свидетельствовать как о высокой миграционной способности актиноидов в экосистеме реки, так и о продолжающихся сбросах техногенных радионуклидов с ГХК.

Река Теча всемирно известна своим высоким уровнем радиоактивного загрязнения, вследствие сбросов в 1949–1951 гг. с Производственного объединения "Маяк". В таблице 1 приведены некоторые данные по концентрации радионуклидов в донных отложениях р. Теча. Из этих и других данных следует, что содержание ^{137}Cs в донных отложениях достигает 400000–800000 Бк/кг [10, 11, 15].

В настоящее время р. Исеть испытывает на себе влияние р. Течи, несущей повышенные количества радионуклидов. Основным загрязнителем служит ^{90}Sr, который обнаруживается во всех компонентах водного биоценоза реки на всем ее протяжении от устья р. Течи до г. Ялуторовска. В отличие от ^{90}Sr, процесс загрязнения водной экосистемы ^{137}Cs имеет значительно меньшие масштабы, что связано с меньшим поступлением этого радионуклида с водой р. Течи по сравнению со ^{90}Sr. Для реки Исеть максимальное содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях составляет порядка 280 и 80 Бк/кг, соответственно (рис. 2).

Из данных, приведенных на рисунках 1, 2 и в таблице 1, следует, что по максимальному содержанию ^{137}Cs в донных отложениях и пойменных почвах р. Енисей совпадает с р. Теча (ближняя зона) и превосходит по содержанию ^{137}Cs как дальнюю зону р. Теча, так и всю р. Исеть. Известные немногочисленные данные по содержанию изотопов плутония и америция в р. Теча (табл. 1) свидетельствуют, что в р. Енисей уровень содержания трансурановых элементов значительно выше рр. Теча и Исеть с удалением от места сброса ПО "Маяк" [2, 4, 8, 10–13,15]. Это свидетельствует о схожем характере загрязнения ближних зон ПО "Маяк" и ГХК. Однако по удельному содержанию ^{90}Sr в донных отложениях и пойменных почвах река Енисей значительно уступает рекам Теча и Исеть.

Расчеты запасов радионуклидов в донных отложениях и пойменных почвах рек Енисей, Теча и Исеть

Для полноты картины радиоактивного загрязнения рек необходимы данные по запасам техногенных радионуклидов в их пойме. Запасы техногенных радионуклидов в пойме реки Енисей рассчитывались двумя организациями – Институтом биофизики СО РАН (ИБФ) совместно со специалистами Радиологического центра Роспотребнадзора Красноярского края и Институтом геологии и минералогии СО РАН (ИГМ) из Новосибирс-

ка [9] на основании собственных и литературных данных. Как следует из данных таблицы 2, запасы основного техногенного радионуклида ^{137}Cs в пойме реки на данном участке реки по разным оценкам оказались близки – от 81 до 83,5 Кюри. Суммарные запасы основных техногенных радионуклидов в пойменных почвах реки (за исключением изотопов плутония) составляют по данным ИБФ 87,5 Кюри. По данным расчетов ИГМ запасы изотопов плутония в пойменных почвах составляют 33,4 Кюри и тогда суммарные запасы техногенных радионуклидов в пойменной почве реки достигают 131,2 Кюри [9]. Исследования и расчеты ИГМ приведены с учетом содержания радионуклидов в мелкоземе подстилающих галечников. Согласно расчетам, проведенным сотрудниками Института экологии растений и животных УрО РАН (ИЭРЖ), запасы основных техногенных радионуклидов в пойменных почвах Течи составляют 5334 Кюри (табл. 2). При этом запасы ^{137}Cs в пойме р. Теча превышают таковые в р Енисей в 46 раз, а запасы ^{90}Sr – в 1500 раз. Столь значительная разница в запасах ^{90}Sr разных рек объясняется как продолжающимся в настоящее время вторичным загрязнением р. Течи из заболоченной поймы (Асановские болота), так и захоронением ^{90}Sr на Полигоне “Северный” ГХК, что препятствует значительному попаданию радионуклида в р. Енисей. Однако запасы изотопов плутония в р. Енисей не меньше, а даже больше таковых в р. Теча в 3,7 раза. Из расчетов ИБФ следует (табл. 3), что суммарные запасы радионуклидов в донных отложениях составляют 24,4 Кюри, т.е. в 2,4 раза больше расчетов ИГМ [9]. Более высокие значения запасов ИБФ могут быть объяснены отбором более длинных кернов донных отложений (до 140 см длины), а также учетом других (кроме изотопов плутония-238, 239, 240) трансурановых элементов. Запасы ^{90}Sr в донных отложениях р. Енисей совпадают по разным оценкам. Для донных отложений рек Теча и Енисей разница в общих запасах радионуклидов не столь существенна, как для пойменных почв – всего в 7 раз (табл. 3). Аналогично пойменным почвам, запасы трансурановых элементов в донных отложениях р. Енисей также превышают таковые в р. Теча. Этот факт требует проведения специальных исследований по содержанию актиноидов в донных отложениях р. Теча.

Исследования и расчеты ИЭРЖ показали, что в донных отложениях р. Исеть от Затеченского до г. Ялуторовска содержится ^{90}Sr в 2 раза больше, чем в р. Течи, а ^{137}Cs – в 50 раз меньше (табл. 3). Это свидетельствует о том, что прочно фиксируемый ^{137}Cs закрепился в основном в грунтах р. Теча, а более подвижный ^{90}Sr мигрировал за ее пределы. По сравнению с донными отложениями р. Енисей, суммарные запасы радионуклидов в р. Исеть несколько ниже, но запасы ^{90}Sr в р. Исеть более чем в 20 раз превышают его запасы в р. Енисей (табл. 3).

Таблица 2. *Запасы техногенных радионуклидов на пойменных участках рек Енисей и Теча*

Река (участок, км)	Запасы, Ku					
	^{137}Cs	^{152,154}Eu	^{60}Co	^{90}Sr	^{239,240}Pu	Сумма
Енисей, 250 км (ИБФ)	80,8	4,1	2,5	0,1	–	87,5*
Енисей, 250 км (ИГМ) [9]	83,5	10,4	3,1	0,8	33,4	131,2**
Теча, 188 км	3865	–	–	1460	9	5334

Примечание: * – запасы радионуклидов без учета запасов изотопов плутония; ** – запасы радионуклидов с учетом запасов в мелкоземе подстилающих галечников.

Таблица 3. *Запасы техногенных радионуклидов в донных отложениях рек Енисей, Теча и Исеть*

Река (участок, км)	Запасы, Ku					
	^{137}Cs	^{60}Co	^{90}Sr	^{152,154}Eu	^{239,240}Pu +ТУЭ	Всего
Теча, 188 км	162	–	8,1	–	0,2	170,3
Исеть, 360 км	3,2	–	16,8	–	–	20,0
Енисей, 250 км (ИБФ)	9	5,1	0,7	7,7	1,9*	24,4
Енисей, 250 км (ИГМ) [9]	5,5	1,1	0,6	2,6	0,2**	10,0

Примечание: * – расчеты запасов ИБФ для донных отложений проведены для трансурановых элементов (изотопы плутония-238, 239, 240, 241 и америция); ** – расчеты запасов ИГМ для донных отложений проведены только для изотопов плутония-238, 239, 240.

С учетом ранее проведенных расчетов ИГМ по запасам изотопов плутония в пойменных почвах (табл. 2), суммарные запасы радионуклидов в почвах и донных отложениях р. Енисей на участке от ГХК до с. Стрелка составят около 156 Кюри. Из них ^{137}Cs составляет около 100 Кюри. В 2008 г. в МГУ была защищена докторская диссертация В.Г. Линника, в которой обсуждались вопросы запасов ^{137}Cs в пойме р. Енисей. В автореферате диссертации В.Г. Линник привел оценку запасов ^{137}Cs на участке в 250 км от ГХК, равную 161,9 Кюри, что в 1,7 раза больше наших расчетов [6].

Исследование миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек Енисей и Теча

Для исследований миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек Енисей и Теча использовали методику последовательного химического фракционирования, разработанную немецкими учеными [5, 14].

Для анализа использовали пробы донных отложений, отобранные в 2006–2007 гг. в разных районах р. Теча и вблизи сбросов ГХК на р. Енисей. Фракционирование всех проб рек Теча и Енисей, и гамма-спекрометрические исследования проб были проведены в Красноярске в Институте биофизики СО РАН. В последующем все фракции были переданы на Биофизическую станцию Института экологии растений и животных УрО РАН для анализа на содержание ^{90}Sr и трансурановых элементов. Не

смотря на то, что гранулометрический и минералогический состав исследуемых проб донных отложений рек Теча и Енисей заметно отличается, во всех пробах донных отложений большая часть ^{137}Cs (87–93% от общего содержания) находится в немигрирующей форме (неразложившийся остаток) по данным химического фракционирования. Это объясняется известным механизмом связывания ^{137}Cs – изоморфного включения в кристаллические структуры силикатных пород грунта. Для ^{90}Sr – большая часть радионуклида, до 98% от общего содержания в пробах донных отложений р. Теча, находится в мигрирующих и потенциально мигрирующих формах; для донных отложений р. Енисей только 60% ^{90}Sr находится в мигрирующих формах. Изотопы $^{239,240}Pu$ преимущественно находятся в неразложившемся остатке (от 75 до 84%) как донных отложений р. Теча, так и р. Енисей. В пробах р. Енисей, в отличие от проб р. Теча, зарегистрированы и другие техногенные радионуклиды, включая трансурановый элемент ^{241}Am. Результаты фракционирования показали, что около 55% изотопов Eu и ^{241}Am присутствуют в пробах в мигрирующих и потенциально мигрирующих формах. Полученные данные по миграционным формам ^{241}Am донных отложений реки Енисей более соответствуют данным по ^{90}Sr, чем – по $^{239,240}Pu$. В результате были получены последовательности миграционной способности радионуклидов в пробах донных отложений рек.

Для донных отложений р. Енисей: $^{90}Sr \approx {}^{241}Am \approx {}^{152}Eu > {}^{60}Co > {}^{239,240}Pu > {}^{137}Cs$; для донных отложений р. Теча – $^{90}Sr >> {}^{239,240}Pu > {}^{137}Cs$.

Литература

1. *Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф. Горячие частицы в Красноярском крае // Радиохимия. – 1998. – Т.40, №3. – С.271–274.*
2. *Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер М. и др. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения Горно-химического комбината // Радиохимия. – 1999. – Т.41, №6. – С.563–568.*
3. *Болсуновский А.Я., Черкезян В.О., Барсукова К.В., Мясоедов Б.Ф. Исследование высокоактивных проб почвы и горячих частиц поймы реки Енисей // Радиохимия. – 2000. – Т.42, №6. – С.560–564.*
4. *Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Соболев А.И., Дегерменджи А.Г. Первые данные по содержанию трансуранового элемента кюрия в экосистеме поймы реки Енисей // ДАН. – 2006. – Т.409, №2. – С.227–230.*
5. *Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Сухоруков Ф.В. и др. Оценка миграционной способности трансурановых радионуклидов (^{241}Am, изотопов Pu) и ^{152}Eu в донных отложениях реки Енисей методом химического фракционирования: модельные эксперименты // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №4. – С.379–384.*
6. *Линник В.Г. Ландшафтная дифференциация техногенных радионуклидов: геоинформационные системы и модели : Дис. … докт. геогр. наук. – М. : МГУ, 2008.*
7. *Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М.. Радиоактивное загрязнение р.Енисей, обусловленное сбросами Красноярского горно-химического комбината // Атомная энергия. – 1993. – Т.74, Вып.2. – С.144–150.*
8. *Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей / под. науч. ред. В.Ф. Шабанова, А.Г. Дегерменджи. – Новосибирск : Изд-во СО РАН. Филиал "Гео", 2004. – 287 с.*
9. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Болсуновский А.Я. и др. Формы нахождения и запасы г-излучающих радионуклидов, изотопов Pu, Sr-90 в аллювиальных почвах островов, донных осадках и воде р. Енисей от сброса ГХК до слияния его с р. Ангарой / Материалы V международной конференции "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде". Т.2. – Семипалатинск, 2008. – С.394–402.*
10. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007. – Т.1. – 480 с.; Т.2. – 400 с.*
11. *Aarkrog A., Trapeznikov A.V., Molchanova I.V., et al. Environmental modelling of radioactive contamination of floodplains and sorlakes along the Techa and Iset rivers // J. Environ. Radioactivity. – 2000. – Vol.49. – P.243–257.*
12. *Bolsunovsky, A., L. Bondareva. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei river // J. Alloy. Compd. – 2007. – P.444–445, 495–499.*
13. *Bolsunovsky A., Ermakov A., A. Sobolev. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei river floodplain // Radiochim. – Acta. – 2007. – №95(9). – P.547–552.*
14. *Klemt E., et al. Deposition of Artificial Radionuclides in Sediments of the River Yenisei // Proceedings from the 5th International Conference "Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic", June 16–20, 2002. – St. Petersburg, 2002. – P.67–70.*
15. *Trapeznikov A., Pozolotina V., Chebotina M., et al. Radioactive contamination of the Techa river, The Urals // Health Physics. – 1993. – Vol.65, №5. – P.481–488.*

ВОДНЫЙ АБИОГЕННЫЙ МАССОПЕРЕНОС ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ НА ПРИМЕРЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

Л.Г. Бондарева, А.Я. Болсуновский

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, lydiabondareva@gmail.com

THE AQUATIC ABIOTIC MASS TRANSFER OF THE ARTIFICIAL RADIONUCLIDES USING THE YENISEI RIVER LIKE EXAMPLE

L.G. Bondareva, A.Ya. Bolsunovsky

Institute of Biophysics SB RAS, Krasnoyarsk, Russia

Abstract. *The artificial radionuclides can obtain in the different forms. We studied of the behavior and mass transfer of the artificial radionuclides and them physical-chemical forms existence in the samples of water of the Yenisei river. We determined what most of radionuclides can transfer with particulates of the suspended material. But some part of radionuclides form the soluble compounds which can be both cationic forms (for example, $^{24}Na^{+}$, $^{239}NpO_2^{+}$) and anionic forms (for example, IO_3^{-}).*

В зависимости от солевого состава водных источников, а также физико-химических свойств радионуклидов, в водном потоке образуются разнообразные формы радиоизотопов. Они могут быть ассоциированы в диапазоне от простых ионов и молекул до гидролизных форм, коллоидов и псевдоколлоидов, органических и неорганических частиц, находящихся во взвешенном состоянии в слое воды [6]. При этом состав, строение, размеры образующихся агрегатов и другие физико-химические параметры соединений радионуклидов не является стабильными. С другой стороны, в зависимости от формы нахождения радионуклиды могут или мигрировать на значительные расстояния, или сорбироваться компонентами экосистемы непосредственно вблизи места сброса и, в последствии переноситься в результате адвекции. По этому, в водном потоке существенно уменьшается содержание радионуклидов, за счет разбавления, соосаждения с другими малорастворимыми веществами, осаждения взвешенных частиц (например, Fe и ^{59}Fe, изотопы Pu и др.). Однако химические свойства некоторых радионуклидов (например, ^{239}Np(V), U(VI) и др.) приводит к тому, что эти вещества остаются в растворимой форме и, следовательно, с водным потоком переносятся на значительные расстояния. Известно, что содержание радионуклидов, в частности ТУЭ, в поверхностных водоемах крайне невелико (10^{-10}–10^{-15} М), т.е. в пределах обнаружения самых чувствительных спектральных методов, например, масс-спектрометрии [7]. Поэтому для достоверного определения содержания ТУЭ, как и других радионуклидов, таких как ^{90}Sr, в водных системах чаще применяют гибридные методы определения, сочетающие предварительное концентриро-

Рис. 1. *Карта участка реки Енисей, района отбора образцов воды*

Таблица 1. *Содержание техногенных радионуклидов в образцах воды р. Енисей, с. Атаманово*

Радионуклиды	Месяц отбора				
	май	июль	август	сентябрь	октябрь
^{24}Na	–*	12,4±0,52	6,51±0,29	11,22±0,44	17,94±0,7
^{51}Cr	–	–	–	0,59±0,17	–
^{54}Mn	–	0,091±0,03	0,115±0,025	–	–
^{60}Co	–	–	–	–	0,09±0,05
^{65}Zn	0,05±0,02	–	–	–	0,207±0,075
^{76}As	–	0,086±0,073	0,153±0,076	0,176±0,073	0,363±0,096
^{85}Sr	–	–	0,067±0,014	–	–
^{95}Nb	0,05±0,02	–	–	–	–
^{99}Mo	0,08±0,02	0,105±0,019	0,075±0,017	–	0,083±0,021
^{106}Ru	0,37±0,13	–	–	0,23±0,2	–
^{137}Cs	0,05±0,02	0,062±0,025	0,032±0,022	–	0,052±0,031
^{144}Ce	0,15±0,08	0,2±0,2	0,31±0,1	–	–
^{235}U	0,04±0,02	0,048±0,028	0,28±0,12	–	0,24±0,15
^{239}Np	–	0,49±0,04	0,343±0,038	0,304±0,043	0,305±0,042

Примечание: * – < МДА.

Таблица 2. *Содержание техногенных радионуклидов в образцах воды р. Енисей, с. Атаманово (данные получены после концентрирования)*

Радионуклиды	Месяц отбора				
	май	июль	август	сентябрь	октябрь
^{9}Be	–*	–	–	–	0,029±0,011
^{24}Na	–	–	–	0,07±0,025	0,07±0,05
^{40}K	0,023±0,02	0,036±0,017	0,082±0,039	–	–
^{46}Sc	0,002±0,001	–	0,004±0,001	0,002±0,001	0,003±0,001
^{51}Cr	–	0,037±0,013	0,082±0,012	0,057±0,009	0,061±0,008
^{54}Mn	0,003±0,001	0,002±0,001	–	–	–
^{60}Co	0,005±0,001	0,006±0,001	0,006±0,002	0,002±0,001	0,007±0,002
^{65}Zn	–	0,003±0,001	–	0,005±0,002	–
^{76}As	0,185±0,051	1,07±0,08	–	0,103±0,015	0,131±0,015
^{85}Sr	0,003±0,001	–	0,013±0,002	0,002±0,001	–
^{99}Mo	0,002±0,001	0,008±0,004	–	–	0,004±0,001
^{103}Ru	–	–	–	0,002±0,001	–
^{106}Ru	–	–	–	0,006±0,001	–
^{124}Sb	–	–	–	0,002±0,001	–
^{131}I	0,002±0,001	0,002±0,001	–	0,002±0,001	–
^{137}Cs	0,005±0,001	0,001±0,001	–	0,001±0,001	–
^{140}La	–	–	–	0,006±0,002	–
^{144}Ce	0,002±0,001	–	–	–	–
^{235}U	–	–	–	0,019±0,005	0,005±0,004
^{239}Np	0,005±0,002	0,39±0,02	0,31±0,01	0,261±0,007	0,265±0,007

Примечание: * – < МДА.

вание и разделение радиоизотопов с различными методами детектирования, например, альфа-, бета- и гамма-спектрометрии [4, 5].

Река Енисей входит в число экосистем, находящихся в зоне интенсивного техногенного радиационного загрязнения. В пойменных почвах и донных отложениях, в водных растениях р. Енисей обнаружен большой перечень техногенных радионуклидов, поступивших в воду в результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК) Росатома [1, 3]. Кроме того, ранее было

Таблица 3. *Доля радионуклидов в образцах воды р. Енисей, находящихся в взвешенной форме (размер фрагментов >0,2 мкм) и растворенной форме (<0,2 мкм)*

№	Радионуклид	% от общего содержания в образце	
		Взвесь (>0,2 мкм)	Фильтрат (<0,2 мкм)
1	^{7}Be	100	0
2	^{24}Na	0	100
3	^{46}Sc	52	48
4	^{51}Cr	97	3
5	^{54}Mn	100	0
8	^{60}Co	62	39
9	^{65}Zn	67	33
10	^{76}As	0	100
11	^{99}Mo	36	64
12	^{103}Ru	11	89
13	^{106}Ru	59	41
14	^{124}Sb	60	40
15	^{131}I	0	100
16	^{133}I	0	100
17	^{137}Cs	27	73
18	^{141}Ce	0	100
19	^{144}Ce	0	100
20	^{208}Tl	68	32
21	^{212}Pb	54	46
22	^{214}Bi	70	30
24	^{234}Th	94	6
25	^{235}U	4	96
26	^{2399}Np	0	100

показано, что техногенные радионуклиды распространены на значительные расстояния от места сброса ГХК, вплоть до Карского моря.

Изучение водного абиогенного массопереноса техногенных радионуклидов в водном потоке реки Енисей в ближней зоне влияния ГХК на основе данных полученных различными физико-химическими методами явилось целью данной работы.

Экспериментальная часть

В качестве объектов исследования использовались образцы воды, отобранные в р. Енисей в летне-осенний периоды 2006–2008 гг., в ближней зоне влияния ГХК (рис. 1).

Измерения радионуклидов проводили методами: жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии с использованием спектрометра “Tri-Carb 2800” (США), гамма-спектрометрии с использованием спектрометра “Canberra” (США).

Объем отбираемых проб воды составлял до 30 л. После отбора пробы делили на две части. Одну часть, объемом 1 л, без предварительной пробоподготовки, измеряли на гамма-спектрометре в стандартной геометрии “Маринелли”. Из оставшейся большей части пробы выделяли радионуклиды предварительным концентрированием образцов по разработанной нами методике [2]. В качестве радиоактивной метки добавляли раствор изотопа ^{241}Am в 2 M HNO_3. Химический выход ^{241}Am достигал 95%.

Для определения форм содержания элементов в воде использовали фильтрацию, с помощью которой определяли долю элементов, находящихся на взвешенных частицах. Фильтрование проводили на фильтрах фирмы “Millipore” с диаметром пор 0,2 мкм. Также использовали ионообменные смолы, с помощью которых определяли вклад анионной и катионной форм радионуклидов в растворе. Выделение катионной и анионной форм в фильтрате проводили сорбцией на катионите КУ-2 и анионите АН-18, соответственно. Долю радионуклидов, находящихся в нейтральной форме определяли как разницу между общим содержанием в фильтрате и содержанием в катионной и анионной формах.

Результаты и обсуждение

Мониторинг содержания техногенных радионуклидов в воде реки Енисей. В таблице 1 приведены результаты измерения содержания техногенных радионуклидов в воде р. Енисей в районе с. Атаманово. В таблице 2 приведено содержание техногенных радионуклидов в образцах воды р. Енисей, после предварительного концентрирования.

Как видно из представленных результатов, в образцах воды, отобранных в районе с. Атаманово, присутствует широкий перечень техногенных радионуклидов, различающихся и по типу излучения, и по физико-химическим свойствам. Кроме того, обнаруженные радионуклиды обладают различной миграционной способностью. Разработанная нами методика концентрирования позволила увеличить перечень обнаруженных в образцах радионуклидов с 14 (табл. 1) до 20 и более (табл. 2).

При анализе полученных данных о содержании техногенных радионуклидов в образцах воды р. Енисей, радионуклиды нами были условно разделены на две группы. Первая группа – радиоизотопы, изменяющие степень окисления (например, ^{76}As). Вторая группа – радиоизотопы с постоянной степенью окисления. Последняя группа может быть также условно разделена на 3 подгруппы: 1) радионуклиды, образующие нерастворимые гидроксиды на поверхности частиц суспензии (например, ^{56}Fe, ^{51}Cr, ^{46}Sc); 2) радионуклиды, концентрирующиеся соосаждением в виде взвеси (например, ^{137}Cs); 3) радионуклиды, осаждающиеся в концентрате за счет захвата суспензией части раствора (например, ^{24}Na). Такое разделение радионуклидов на группы в дальнейшем может быть полезным, с точки зрения выбора сорбционных материалов обеспечивающих с высокой эффективностью выделение радиоизотопов из растворов для их дальнейшего изучения.

Изучение форм существования техногенных радионуклидов в водном потоке. Для выявления механизмов массопереноса техногенных радионуклидов в водном потоке необходимо исследовать формы существования радионуклидов в воде. В таблице 3 приведены данные доли радионуклидов, находящихся в раство-

ренном виде или в виде частиц, размером <0,2 мкм, а также в виде агрегатов и сорбированных на взвешенных частицах размером >0,2 мкм.

Как видно из представленных результатов, распределение на взвешенную и растворенную части соответствует физико-химическим свойствам радионуклидов присутствующих в воде. Так, например, ^{24}Na и ^{239}Np существуют только в растворе. Содержание таких радионуклидов как ^{7}Be, ^{54}Mn и ^{234}Th на взвешенных частицах размером >0,2 мкм достигает 94–100% от общего содержания. Это может быть вызвано как процессами гидролиза, в результате которых образуются нерастворимые гидроксиды металлов, как и повышенной адсорбцией на минеральных частицах, находящихся в водном потоке. При определении формы существования радионуклидов в фильтрате воды было получено, что 48% ^{46}Sc находится в нейтральной форме, ^{137}Cs. присутствует в катионной форме – в виде $^{137}Cs^{+}$, что объяснимо с точки зрения его химических свойств как щелочного металла. Также было замечено, что 18% изотопа ^{103}Ru и 6% ^{65}Zn находится в анионных формах, что вероятно связанно с образованием или простых кислородсодержащих анионов: цинкат- и рутенат- (или рутенил-), или комплексных соединений, содержащих карбонатные и гидроксильные группы. Небольшая доля ^{65}Zn (9%) присутствует в катионной форме, что может также указывать на наличие сложных комплексных соединений, содержащих, в том числе цинк и (или) существование в виде диссоциированного иона $^{65}Zn^{2+}$. Радионуклид ^{239}Np существует в воде, главным образом, в виде кислород содержащего катиона $^{239}NpO_2^{+}$, котором Np находится в наиболее устойчивой форме Np(V) и обладает высокой миграционной способностью.

Тем самым, в результате проведенных нами исследований было установлено следующее. Во-первых, вода реки Енисей, в ближней зоне влияния ГХК, содержит значительный перечень техногенных радионуклидов. Во-вторых, радионуклиды могут мигрировать в потоке воды в растворенном виде (например, изотопы I, ^{76}As), как в анионной (например, ^{103}Ru, ^{65}Zn), так в катионной (например, $^{24}Na^{+}$, $^{239}NpO_2^{+}$) или преимущественно на взвешенных частицах (например, ^{54}Mn, ^{234}Th).

Благодарногсти

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ №08-05-00137, РФФИ-КФН №09-05-98002 и проекта СО РАН №1.

Литература

1. *Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Бургер М. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002.*
2. *Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.Я., Дегерменджи А.Г. // ДАН. – 2008. – Т.423, №4. – С.479–482.*
3. *Bolsunovsky A. // Aquatic Ecology. – 2004. – Vol.38. – P.57–62.*
4. *Crespo M.T., Gascon J.L., Acena M.L. // Sci. Total Environ. – 1993. – Vol.131/132. – P.383–391.*
5. *Livingston H.D., Cochran J.K. // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 1987. – Vol.15. – P.299–308.*
6. *Salbu B. // J. Radioanalyt. Nucl. Chem. – 1987. – Vol.112, No.1. – P.169–174.*
7. *Solatie I.D., Carbol P., Betti M., et al. // Fresenius J. Analytic. Chem. – 2000. – Vol.368. – P.88–94.*

ГЕОРАДИОЭКОЛОГИЯ ОБЬ-ИРТЫШСКОГО БАССЕЙНА

В.И. Булатов

Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск, Россия, vibul@rambler.ru

GEORADIOECOLOGY OF THE OB/IRTYSH RIVER BASIN

V.I. Bulatov

Yugor State University, Russia

Abstract. *Analysis of the behaviour of the radionuclides, their distribution and concentration in the certain landscape geochemical conditions, their ability to interlock into bio- and geo-chemical cycles and basin circulation is a very important geo-ecological issue. The quality of the environment depends on that and, most importantly, the quality of its most vitally important component – water. This is a key aspect in the development of the monitoring and radiation control system of the Ob/Irtysh river basin and, therefore, the Western Siberian and Kazakhstan regions. European Union along with some Russian organizations has been trying to create such system since 2006 as a part of EC TACIS #R4/01/04 project.*

Воздействие атомной индустрии на окружающую среду, несмотря на значительные масштабы исследований, изучено не так полно, чтобы быть уверенными в знании всех его негативных последствий и объективной оценке перспектив этого вида природопользования. Идет постоянное генерирование "глобальных" (криптон – ^{85}Kr, радиоуглерод – ^{41}C, тритий – T_2), "вечных" (плутоний – ^{239,240}Pu, йод – ^{129}I, америций – ^{241}Am) и просто долго живущих радионуклидов, таких как цезий, стронций, технеций и др. Вред трития общепризнан – и его превышение в водах водоемов вблизи всех крупных предприятий ЯТЦ, например, Маяка, выше глобального в 3–10 раз. Об этом же говорят данные по плутонию, оставшемуся после ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и постепенно накапливающемуся в природных средах вблизи ядерных центров.

К сожалению, современный уровень знаний не позволяет достаточно полно оценить все последствия вторжения радионуклидов в биосферу. Прямым следствием отсутствия объективной информации являются,

с одной стороны, пренебрежение к реальной опасности проживания в зонах повышенного радиационного риска, и стойкая радиофобия – с другой. Наш многолетний опыт оценки уровня знаний в условиях продолжительного существования периода ограничений на информацию говорит об их недостаточности [1, 2]. Примерами являются противоречия между опубликованными данными по пострадавшим от ядерных инцидентов, уровням риска, здоровью работников Минатома и многим другим аспектам. Достаточно сравнить две последних обобщающих публикации по России – например, В.М. Кузнецова, А.Г. Назарова [3] и М.Н. Тихонова, М.И. Рылова [4]. Для получения объективной картины необходимо сделать доступными все сведения по радиоэкологии атомных регионов любого ранга и статуса.

Новые аспекты раскрываются при подходе к Обь-Иртышскому бассейну как объекту радиоэкологического исследования. Территориально он во многом совпадает с крупным природным подразделением, известным как Западная Сибирь. В соответствии с принципами пространственного анализа и целями радиоэкологического изучения целесообразно включение в единую территориальную систему собственно бассейна, Обской губы, Карского моря и архипелага Новая Земля. Это соответствует принципам аквально-территориальной дифференциации и интеграции севера Евразии, когда-то популярным представлениям о так называемом Срединном регионе, включающем всю Западную Сибирь и соответствующий сектор Арктики, Казахский мелкосопочник и Среднюю Азию с горными обрамлениями.

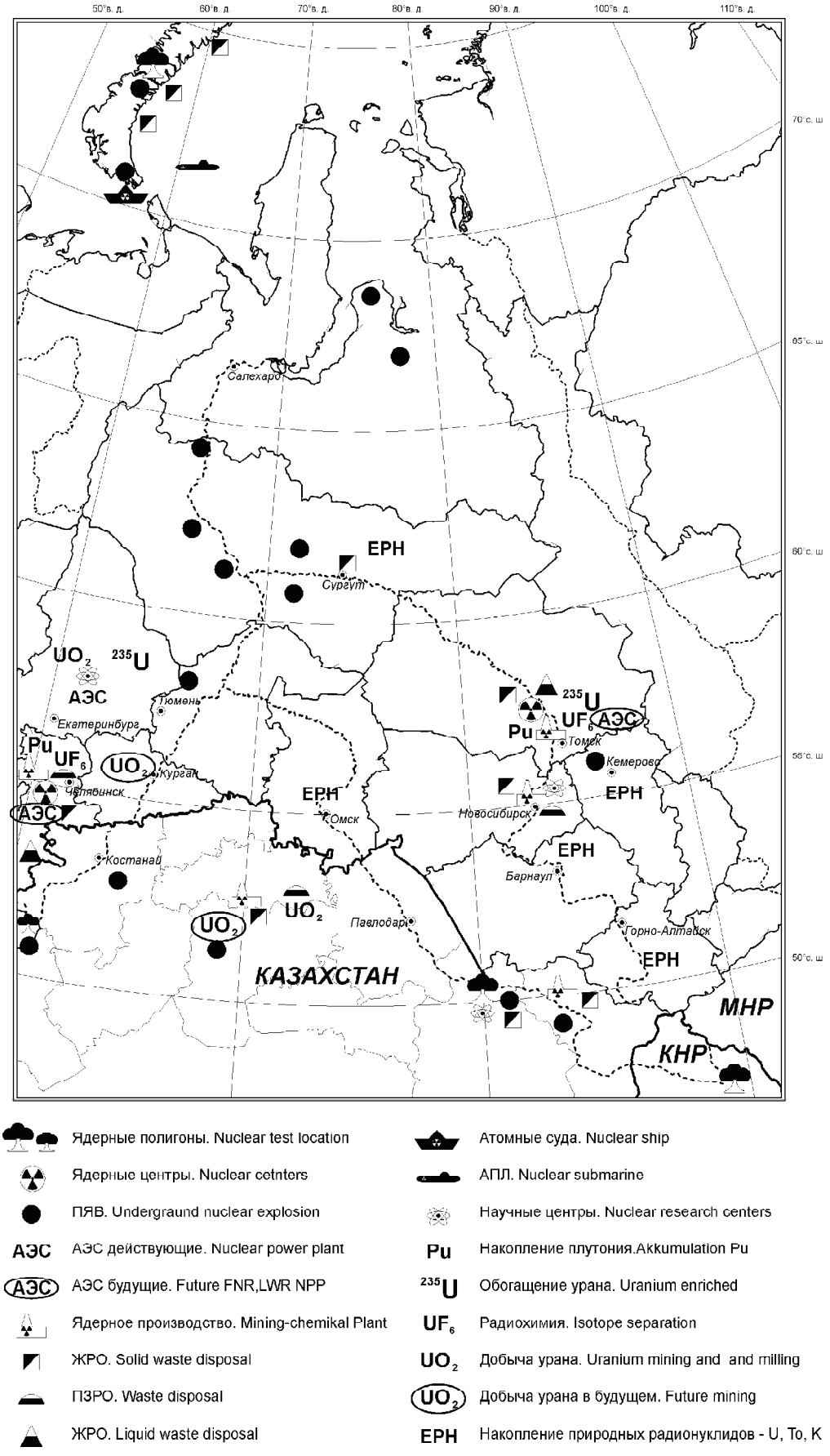
Фактически речь идет о введении нового понятия “радиоэкологический регион”. Известно, что по происхождению и по своей сути “регион” является не административным, а естественно-историческим понятием, объединяющим целостные природные, ландшафтно-исторические области, бассейны, природные зоны, определяющие жизнь этносов, их формирование, развитие и миграции. Деление на области, федеральные округа, экономические районы, если оно не учитывает структурно-функциональную уникальность биосферы, является временным, преходящим, что подтверждают разговоры об очередной административной реформе. Интегрирующим фактором является и антропогенная деятельность, в нашем случае это разномасштабные воздействия радиоактивности в ее эколого-географических, технико-энергетических, биолого-медицинских и политико-экономических проявлениях и влиянии на биосферу и общество в региональном и бассейновом звене. Управление окружающей средой по ИСО 14001 включает анализ пространственной организации человеческой деятельности, который невозможен без учета существования геосистем речных бассейнов, опоры на методы ландшафтного планирования и территориального зонирования. Всеобщее признание бассейнового подхода основывается на функциональной роли водных экосистем и водной составляющей природной среды, подобно кровеносной системе организма обеспечивающей жизнь.

Уникальность Обь-Иртышской бассейновой системы в том, что это первая территория по времени начала ядерных испытаний и промышленного получения радиоактивных материалов, первая она и по ядерным авариям (рис. 1). Временные параметры:

- Семипалатинский испытательный полигон 1949–1989 гг.;
- полигон Новая Земля – 1954–1992 гг.;
- полигон Лобнор (расположен за пределами региона) – 1964–1995 гг.;
- Тоцкий полигон (одно ядерное испытание) – 1954 г.;
- ПО “Маяк” – с 1948 г.;
- Сибирский хиический комбинат (СХК) – с 1953 г.;
- Новосибирский завод химконцентратов (НЗХК) – с 1949 г.;
- Уральский электрохимический комбинат (УЭХК) с 1949 г.;
- Ульбинский металлургический завод – с 1949 г.;
- Белоярская АЭС – с 1984 г.;
- подземные ядерные взрывы – 70–80-е годы XX в.

С позиций георадиоэкологического пространственно-территориального анализа территория имеет следующие особенности:

- обрамление в виде трех, много лет работавших, испытательных ядерных полигонов – Новоземельского, Семипалатинского, Лобнор;
- наличие двух ядерных центров мирового масштаба с остановленными и действующими атомными реакторами – ПО “Маяк” (7) и СХК (5);
- накопление техногенных биосферонесовместимых радиоактивных отходов и ОЯТ с активностью в несколько млрд Ки;
- функционирование крупных предприятий урановой металлургии, ядерного топлива, высокообогащенного урана (г. Новоуральск, Свердловская обл., Уральский электрохимический завод; г. Новосибирск, ПО “Завод химических концентратов); Казахстанских Целинного горнохимического комбината (г. Степногорск) и Ульбинского металлургического завода (г. Усть-Каменогорск);
- работа предприятий ядерного оружейного комплекса: Златоуст-36 (г. Трехгорный, Приборостроительный завод); Свердловск-44; Свердловск-45 (г. Лесной, комбинат “Электрохимприбор); г. Снежинск;
- Белоярская АЭС (3 реактора) и возможное строительство станций в Челябинской и Томской областях;
- добыча, переработка урана и других руд (Свердловская область (п. Новогорный); Северный Казахстан (г. Степногорск); Курганская область (п. Долматово) (разведка);
- использование ИИИ и накопление отходов низкой и средней активности в региональных спецкомбинатах “Радон” – Новосибирском, Екатеринбургском, Челябинском;
- проведение подземных ядерных взрывов (Оренбургская обл. – 5), Ханты-Мансийский автономный округ – Югра, (ХМАО-Югра) – 5), Ямало-Ненецкий автономный округ, ЯНАО – 2), Кемеровская область –



Ядерные полигоны. Nuclear test location
Ядерные центры. Nuclear cetnters
ПЯВ. Undergraund nuclear explosion
АЭС АЭС действующие. Nuclear power plant
(АЭС) АЭС будущие. Future FNR,LWR NPP
Ядерное производство. Mining-chemikal Plant
ЖРО. Solid waste disposal
ПЗРО. Waste disposal
ЖРО. Liquid waste disposal

Атомные суда. Nuclear ship
АПЛ. Nuclear submarine
Научные центры. Nuclear research centers
Pu Накопление плутония.Akkumulation Pu
^{235}U Обогащение урана. Uranium enriched
UF_6 Радиохимия. Isotope separation
UO_2 Добыча урана. Uranium mining and and milling
(UO_2) Добыча урана в будущем. Future mining
ЕРН Накопление природных радионуклидов - U, To, K

Рис. 1. *Размещение основных объектов ЯТЦ и радиоэкологическое воздействие на территорию региона*

1); Тюменская область – 1), Семипалатинская и Усть-Каменогорская области Казахстана (за пределами главного полигона, площадка Азгир – 5);

- научно-исследовательские центры и учреждения с ядерными реакторами и установками (Екатеринбург, Томск, Новосибирск);
- радиационные катастрофы и инциденты: челябинские (1950–1951 гг. (Теченская), 1957 г. (Кыштымская), 1967 г. (Карачаевская); Семипалатинские (Казахстан), Алтайская (1949), Томская (1993); на месте проведения в 1980 г. ПЯВ "Ангара" (ХМАО – Югра, 2001–2002).
- накопление природных радионуклидов вследствие нефтедобычи в виде нефтешламов, загрязненных пластовых вод, солевых осадков (до 5% месторождений могут дать аномальные выбросы); постоянное загрязнение производственного оборудования и труб; создание скоплений естественных радионуклидов при добыче и сжигании каменного угля – шламоотвалы, золоотвалы;
- создание техногенных несанкционированных могильников при геолого-разведочных работах;
- перенос радионуклидов по рекам в замыкающий створ – через Салехард и далее в Обскую губу и Карское море, которое во времена холодной войны было превращено военными в крупнейший в мире могильник захоронения как жидких, так и твердых РАО.

Следует добавить, что на юге – это зона активных транспортных перемещений делящихся материалов, тепловыделяющих сборок, ОЯТ, складируемых ядерных боеприпасов, на севере – сфера действия атомного флота и АПЛ (Карское море, Новоземельский полигон, Обская губа, Енисейский залив). Кстати, сторонникам форсированного строительства новых атомных ледоколов надо спешить, а то лед в Арктике очень быстро тает и к 2020 г. вообще нужды в них не будет.

Особо надо отметить появление объективных данных о наличии причинно-следственных связей между радионуклидными загрязнениями и возникновением злокачественных новообразований в регионах, подвергавшихся воздействиям ядерных испытаний или с размещением предприятий ядерно-топливного цикла (Алтайский край, Томская, Челябинская, Новосибирская, Оренбургская области, Ямало-Ненецкий автономный округ, Северный Казахстан). Результаты социально-гигиенического и медико-биологического анализа свидетельствуют, что действие радиационного фактора на здоровье в значительной степени усугубляет влияние неблагоприятных социально-биологических факторов. Это требует выделения дополнительных средств для коренного улучшения условий и качества жизни населения, проживающего на загрязненных территориях.

Предстоит обобщить результаты многолетних исследований по многим параметрам радиационного ландшафтогенеза и накопления активности в разных природных средах. Такое исследование должно соединить в единой пространственно-генетической модели многие развивающиеся аспекты георадиоэкологии и близкие к ним направления смежных наук. Говоря о реабилитационных программах, не следует забывать и о планах развития ядерного комплекса в границах Обь-Иртышского радиоэкологического региона: в "дорожной карте" речь идет о строительстве Южно-Уральской АЭС вблизи "Маяка", атомной станции теплоснабжения АСТ-500 в Северске, новых блоков на Белоярской АЭС. С ними связано также планирование завода по производству МОКС-топлива на СХК, добыча урана в Курганской области, на Приполярном Урале и т.д. Существует проблема устойчивого развития регионально-бассейновых систем в условиях трансграничности, асимметрии и асинхронности развития приграничных территорий, в том числе в радиоэкологическом плане.

Главной геоэкологической задачей остается анализ поведения радионуклидов, их распространение и концентрирование в конкретных ландшафтно-геохимических условиях окружающей среды, способность включаться в биохимические и геохимические циклы и бассейновые круговороты. От этого зависит качество окружающей среды, и, прежде всего, ее важнейшего для жизни компонента – воды. Особую важность имеет актуальный для экологической безопасности вопрос о радиационно-экологическом мониторинге в Обь-Иртышском бассейне, подобный международный проект активно прорабатывается на уровне России и Евросоюза. Этот аспект является одним из важнейших при создании системы мониторинга и радиационного контроля Обь-Иртышской бассейновой системы, к построению которой совместно с российскими организациями приступил в 2006 г. Европейский Союз в рамках проекта ЕС TACIS №R4.01/04. В его структуре в оптимальном варианте, с учетом бассейновой организации территории и размещением объектов атомного природопользования, должно быть не менее 9 станций. В соответствии с размещением опасных объектов необходимы станции на Тече, Исети, Тоболе, Иртыше (у Омска и Ханты-Мансийска), на Томи севернее Томска, на Оби у Новосибирска, Ханты-Мансийска и в замыкающем створе у Салехарда. В единой системе может быть совокупность мониторинговых постов на бывшем Семипалатинском полигоне (Казахстан). Экспериментальная станция мониторинга начинает работать на Иртыше в г. Ханты-Мансийске [5].

Литература

1. *Булатов В.И. Россия радиоактивная. – Новосибирск : ЦЭРИС, 1996. – 270 с.*
2. *Булатов В.И. Задачи географии и геоэкологии в условиях возрастания пресса радиоактивности на территории России // Вопросы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Вып. 11. – Заречный, 2008. – С.130–156.*
3. *Кузнецов В.М., Назаров А.Г. Радиационное наследие холодной войны. Опыт историко-научного исследования. – М. : Ключ-С, 2006. – 720 с.*
4. *Тихонов М.Н., Рылов М.И. Комплексная оценка ядерно-радиационного наследия России // Проблемы окружающей среды и природных ресурсов. Обзорная информация. – 2007. – №3. – С.77–110.*
5. *Нойберт, Франк. Концепция технической реализации экспериментальной станции мониторинга в г. Ханты-Мансийск // Проблемы природной безопасности Югры: мониторинг и прогнозирование экстремальных гидрометеорологических явлений и лесных пожаров. – Ханты-Мансийск, 2008. – С.64–69.*

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ПОЛЯ НЕЙТРОННОГО ИЗЛУЧЕНИЯ ОТРАБОТАВШЕГО КЕРАМИЧЕСКОГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА: РЕАКЦИИ НА ЛЕГКИХ ЯДРАХ

А.Н. Валяев[1], П.М. Гаврилов[2], И.В. Шаманин[3]

[1]Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва, Россия, anvalyaev@mail.ru
[2]ФГУП "Горно-химический комбинат", Железногорск, Россия
[3]Томский политехнический университет, Томск, Россия, shaman@tpu.ru

PARTICULAR QUALITIES OF THE PROCESS OF NEUTRON RADIATION FIELD OF DISCHARGED CERAMIC NUCLEAR FUEL FORMATION: REACTIONS ON THE LIGHT NUCLEI

A.N. Valyaev[1], P.M. Gavrilov[2], I.V. Shamanin[3]

[1]Nuclear Safety Institute of the Russian Academy of Sciences (IBRAE), Moscow, Russia
[2]Federal State-Owned Unitary Enterprise "Mining and Chemical Combine", Zheleznogorsk, Russia
[3]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The consequence of the process of neutron generation in (a, n)-reactions occurred in discharged ceramic nuclear fuel is shown. Parameters of different constituents of the total neutron radiation of discharged nuclear fuel as reliant from the fuel burn up are presenting for different types of ceramic fuel: UO_2, UC, and UN.*

Диоксид урана – самое распространенное химическое соединение, используемое в качестве ядерного топлива отечественных и зарубежных энергетических реакторов. Однако уже сегодня значительное внимание уделяется монокарбиду урана UC и нитриду урана UN, которые продемонстрировали хорошие свойства и рассматриваются как перспективные керамические урановые топлива, способные заменить UO_2.

Внедрение усовершенствованных топливных циклов обеспечивает повышение глубины выгорания топлива, что с одной стороны увеличивает экономическую эффективность топливоиспользования, а с другой – вызывает повышение концентрации продуктов деления, активации и трансурановых элементов в облученном (отработавшем) ядерном топливе (ОЯТ). Это влечет за собой изменения параметров поля ионизирующих излучений вблизи отработавшей тепловыделяющей сборки (ОТВС). При этом следует ожидать увеличения интенсивности потоков нейтронного и гамма-излучения.

В связи с этим изучение вопроса защиты от нейтронного излучения облученного керамического топлива (UO_2, $(U, Pu)O_2$, UC и UN), с возросшей глубиной выгорания представляет значительный практический интерес. Для выполнения подобных расчетов особенно важным представляется определение вклада реакции (α, n) на легких ядрах, входящих в состав керамического ядерного топлива.

Анализ отечественных и зарубежных публикаций показал, что на сегодня существует дефицит информации о значениях микроскопических сечений для (α, n)-реакций на легких ядрах для энергий α-частиц, характерных для условий α-распада актиноидов, накапливающихся в ОЯТ. Кроме того, известные расчетные методики позволяют определять значения сечений с неоправданно высокой точностью при привлечении сложного математического аппарата.

При определении параметров нейтронного излучения, образующегося в ОЯТ при протекании (α, n)-реакций на легких ядрах, была использована расчетно-экспериментальная методика, позволяющая на основе базовых положений ядерной физики и экспериментальной информации о выходах нейтронов в реакции взаимодействия α-частиц с изотопными смесями определять значения микроскопических сечений [1].

По определению микроскопическое сечение (α, n)-реакции [1]:

$$s_j^{\alpha,n}(E_i) = (1/N_j) \times [dY_j(E)/dE] \times |f_j(E), \qquad (3)$$

где N_j – концентрация ядер j в веществе; $Y_j(E)$ – выход нейтронов на одну α-частицу с энергией E; $dY_j(E)/dE$ – производная от полуэмпирической функции $Y(E)$, $f(E) = (-dE/dx)$ – ионизационные потери энергии α-частицы при взаимодействии с атомами вещества.

Функциональная зависимость выхода нейтронов $Y_j(E)$ от энергии α-частиц E относительно просто получается при полиномиальной или степенной аппроксимации экспериментальных данных, а функциональная зависимость ионизационных потерь $f(E)$ представлена во многих классических работах по экспериментальной ядерной физике. Например, можно использовать формулу Бете–Блоха для ионизационных потерь тяжелых заряженных частиц.

В таблице 1 приведены радиационные характеристики двуокиси изотопной смеси плутония и отношение интенсивности генерации нейтронов по каналу протекания реакции (α, n) к интенсивности генерации нейтронов спонтанного деления $Q_{\alpha n}/Q_{сп}$. Значение отношения $Q_{\alpha n}/Q_{сп}$ определено на базе отмеченной выше методики.

Значения отношения $Q_{\alpha n}/Q_{сп}$ экспериментально определены в работе [2] для образцов двуокиси плутония различной массы и с различным обогащением по Pu^{239}. При этом в экспериментах использовались различные детекторы (стильбен, He^3). Так, по результатам этой работы, значение отношения $Q_{an}/Q_{сп}$ составляет (0,71±0,01) для стильбена и (0,790±0,019) для He^3. Рас-

Таблица 1. *Радиационные характеристики двуокиси плутония*

Нуклид	$A^{сп}_i$, дел./(г·с)	q_i^{α}, α-частиц/(с·г)	m_i, гр	$\nu_i^{сп}$	$q_i^{\alpha,n}$, нейтр./(с·г)	$Q_i^{\alpha,n}$, нейтр./с	$Q_i^{сп}$, нейтр./с	$Q_{\alpha n}/Q_{сп}$
^{238}Pu	$1{,}10\cdot10^{3}$	$6{,}43\cdot10^{11}$	0,20	2,33	$1{,}06\cdot10^{4}$	$2{,}15\cdot10^{3}$	$5{,}22\cdot10^{2}$	0,73
^{239}Pu	$1{,}00\cdot10^{-2}$	$2{,}33\cdot10^{9}$	23,33	2,80	$3{,}40\cdot10^{1}$	$7{,}93\cdot10^{2}$	$6{,}53\cdot10^{-1}$	
^{240}Pu	$4{,}10\cdot10^{2}$	$8{,}55\cdot10^{9}$	7,36	2,15	$9{,}80\cdot10^{1}$	$7{,}21\cdot10^{2}$	$6{,}50\cdot10^{3}$	
^{241}Pu	0,00	$3{,}87\cdot10^{12}$	1,48	0,00	$8{,}60\cdot10^{-1}$	1,27	0,00	
^{242}Pu	$8{,}00\cdot10^{2}$	$1{,}47\cdot10^{8}$	0,92	2,13	1,23	1,13	$1{,}57\cdot10^{3}$	
^{241}Am	$4{,}80\cdot10^{-1}$	$1{,}29\cdot10^{11}$	1,22	3,00	$2{,}12\cdot10^{3}$	$2{,}59\cdot10^{3}$	1,76	
Сумма	$2{,}31\cdot10^{3}$	$4{,}65\cdot10^{12}$	34,52		$1{,}28\cdot10^{4}$	$6{,}26\cdot10^{3}$	$8{,}59\cdot10^{3}$	

Таблица 2. *Нейтронная активность ОЯТ реактора ВВЭР-1000*

$A_{\alpha,n}(Z)$, нейтр./с·тU	$Q_{сп}(Z)$, нейтр./с·тU	$A_{\gamma,n}(Z)$, нейтр./с·тU	$Q_{\Sigma}(Z)$, нейтр./с·тU	Вклад (α, n)-реакций, %	Z, МВт·сут/кгU
$3{,}56\cdot10^{6}$	$8{,}08\cdot10^{5}$	$5{,}87\cdot10^{3}$	$4{,}37\cdot10^{6}$	81,39	10
$9{,}29\cdot10^{6}$	$6{,}55\cdot10^{6}$	$1{,}17\cdot10^{5}$	$1{,}60\cdot10^{7}$	58,24	14
$1{,}90\cdot10^{7}$	$2{,}06\cdot10^{7}$	$3{,}83\cdot10^{5}$	$4{,}00\cdot10^{7}$	47,62	18
$3{,}37\cdot10^{7}$	$4{,}74\cdot10^{7}$	$8{,}88\cdot10^{5}$	$8{,}20\cdot10^{7}$	41,12	22
$5{,}43\cdot10^{7}$	$9{,}40\cdot10^{7}$	$1{,}75\cdot10^{6}$	$1{,}50\cdot10^{8}$	36,19	26
$8{,}16\cdot10^{7}$	$1{,}70\cdot10^{8}$	$3{,}14\cdot10^{6}$	$2{,}55\cdot10^{8}$	32,05	30
$1{,}17\cdot10^{8}$	$2{,}88\cdot10^{8}$	$5{,}29\cdot10^{6}$	$4{,}10\cdot10^{8}$	28,45	34
$1{,}60\cdot10^{8}$	$4{,}65\cdot10^{8}$	$8{,}49\cdot10^{6}$	$6{,}33\cdot10^{8}$	25,30	38
$2{,}13\cdot10^{8}$	$7{,}20\cdot10^{8}$	$1{,}31\cdot10^{7}$	$9{,}46\cdot10^{8}$	22,52	42

четно-экспериментальная методика дает значение 0,73, что удовлетворительно согласуется с результатами экспериментов.

С помощью данной методики были определены микроскопические сечения (α, n) реакций на ядрах кислорода, углерода и азота. Расчетное значение сечения реакции на ядрах кислорода составляет от 0,18 до 0,26 мбарн в зависимости от экспериментальных данных о выходе нейтронов в реакции [1]. Значения микроскопических сечений (α, n)-реакций на ядрах углерода для различных экспериментальных данных о выходе равны $s_{\alpha,n}(C) = 0{,}62$ мбарн и 0,30 мбарн (для $Y = 0{,}18\cdot10^{-6}$ и $Y = 0{,}11\cdot10^{-6}$, соответственно). Для ядер азота сечение (α, n)-реакции составляет величину, равную 0,034 мбарн.

Для определения зависимостей концентраций спонтанно делящихся и α-активных нуклидов от глубины выгорания ОЯТ были использованы расчетно-экспериментальные данные о концентрациях основных долгоживущих актиноидов в облученном топливе реактора ВВЭР-1000. Аналитические зависимости получены путем аппроксимации этих данных с помощью полиномов второй степени, степенных и показательных функций. Выяснено, что основными источниками нейтронного излучения являются спонтанно делящиеся актиноиды: ^{238}Pu, ^{240}Pu, ^{242}Pu, ^{242}Cm, ^{244}Cm.

В результате анализа сходимости функциональных зависимостей для отдельных спонтанно делящихся актиноидов была получена результирующая формула, описывающая с погрешностью, не превышающей 12%, интенсивность генерации спонтанных нейтронов в ОЯТ ВВЭР-1000 в зависимости от глубины выгорания топлива:

$$Q^{СП}(Z) = \Sigma Q_i^{СП}(Z) =$$
$$= 7729786{,}73 - 1966{,}57\cdot Z + 0{,}12\cdot Z^2 +$$
$$+ 0{,}18\cdot10^{-6}\cdot Z^{2{,}6677} + 0{,}98\cdot10^{-19}\cdot Z^{4{,}5071} +$$
$$+ 0{,}23\cdot10^{-13}\cdot Z^{4{,}8479} + 0{,}89\cdot10^{-26}\cdot Z^{7{,}026} +$$
$$+ 0{,}41\cdot10^{-39}\cdot Z^{9{,}3981},\ \text{нейтр./(с·т(U))},$$

в которой Z – глубина выгорания топлива, МВт·сут/тU.

Согласно использованным данным, формула получена для интервала глубин выгорания от 13420 до 40480 МВт·сут/тU (для времени выдержки ОТВС – 180 суток) при начальном обогащении по ^{235}U 4,4%.

Возможно проведение экстраполяции в область меньших и больших значений глубины выгорания топлива, однако точность таких вычислений не является определенной в связи с отсутствием экспериментальных данных.

На рисунке 1 приведена зависимость той составляющей общей нейтронной активности ОЯТ, которая обусловлена спонтанными делениями актиноидов, от глубины выгорания топлива.

Результаты расчета удельной нейтронной активности ОЯТ приведены в таблице 2. Использованы следующие обозначения: $A_{\alpha,n}(Z)$ – удельная интенсивность нейтронного излучения ОЯТ, обусловленная протеканием (α, n)-реакций на ядрах кислорода, входящего в состав

оксидного топлива; $Q_{сп}(Z)$ – удельная интенсивность нейтронного излучения ОЯТ, обусловленная спонтанным делением ядер урана и актиноидов, присутствующих в ОЯТ; $A_{\gamma,n}(Z)$ – удельная интенсивность нейтронного излучения ОЯТ, обусловленная протеканием (γ, n)-реакций на ядрах урана и актиноидов; $Q_{\Sigma}(Z)$ – результирующая удельная нейтронная активность ОЯТ; Z – глубина выгорания топлива.

Результаты расчета нейтронной активности в таблице 2 нормированы на 1 тонну урана начальной загрузки топлива в активную зону. Для перевода значения нейтронной активности в расчет на одну тонну оксидного топлива UO_2 значения, приведенные в таблице, необходимо разделить на коэффициент k = 1,13.

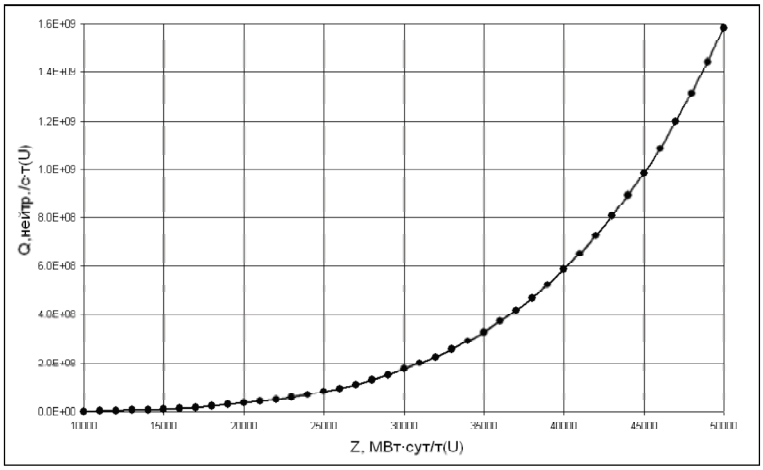


Рис. 1. *Зависимость интенсивности генерации нейтронов при спонтанном делении ядер урана и актиноидов от выгорания ядерного топлива*

Анализ полученных данных позволил сформулировать следующие выводы.

1. Вклад (α, n)-реакции в результирующую удельную нейтронную активность облученного оксидного топлива изменяется от 61 до 24% при изменении глубины выгорания топлива реактора ВВЭР-1000 от 13420 до 40480 МВт·сут/тU и начальном обогащении по ^{235}U 4,4%.
2. Вклады (α, n)-реакций для разной топливной керамики значительно отличаются между собой, в то время как результирующая удельная нейтронная активность имеет один и тот же порядок. Существенное различие по вкладам приведет к тому, что (α, n)-реакция внесет существенную добавку в общую нейтронную активность в случае работы с большими партиями необлученного UC.
3. Причиной значимости вклада (α, n)-реакций в интенсивность нейтронного излучения облученных UO_2, UN, UC является сравнительно высокий выход нейтронов от реакции (α, n) на следующих нуклидах: O^{17}, O^{18}, N^{15} и C^{13}. Более того, реакции (α, n) на O^{17} и C^{13} экзотермические, по этой причине вклад (α, n)-реакций в нейтронную активность облученных UO_2 и UC значительно больше, чем для облученного нитридного топлива UN.
4. Для облученного UN вклад (α, n)-реакции при небольших и средних глубинах выгорания не превышает 5%, а интенсивность нейтронного излучения в разы меньше. Это делает облученный UN с точки зрения ядерной и радиационной безопасности более приемлемым ядерным материалом по сравнению с оксидным и карбидным ядерным топливом.

Литература

1. *Беденко С.В. и др. Расчетно-экспериментальное определение значения сечения (б, n)-реакции на ядрах кислорода // Тринадцатая Всероссийская научная конференция студентов-физиков и молодых ученых, Ростов-на-Дону, 29 марта – 2 апреля 2007 г. : Тез. докл. " Ростов-н/Д. : АСФ России, 2007. – С.320–321.*
2. *Дулин В.В., Забродская С.А. О вкладе (а, n)-реакции в интенсивность нейтронного излучения двуокиси плутония // Известия вузов. – Сер. Ядерная энергетика. – 2005. – №4. – С.18–24.*

ПРОГНОЗ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ В СВЯЗИ С РЕАЛИЗАЦИЕЙ ФЦП ПО ИНТЕНСИВНОМУ РАЗВИТИЮ АТОМНОГО ЭНЕРГОПРОМЫШЛЕННОГО КОМПЛЕКСА РОССИИ И СИБИРСКОГО РЕГИОНА ДО 2020 ГОДА

А.Н. Валяев, А.Л. Крылов, В.Н. Семенов, Д.В. Никольский

Институт проблем безопасного развития атомной энергетики РАН, Москва, Россия

PREDICTION OF IRRADIATION DOSES FOR POPULATION UNDER IMPLEMENTATION OF RUSSIAN FEDERAL PROGRAM: "DEVELOPMENT OF RUSSIAN ATOMIC ENERGY INDUSTRIAL COMPLEX AND SIBERIAN REGION TILL 2020 YEAR"

A.N. Valyaev, A.L. Krylov, V.N. Semenov, D.V. Nikolski

Nuclear Safety Institute, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Abstract. *Today in the whole world the intense growth of electric energy at nuclear power plants (NPP) is observed. NPP production results to generation of radionuclide's gas-aerosol atmospheric discharges (RGAD) and liquid radioactive discharges (LRD) into NPP surface heat sinks with the additional pollution of environment. 17 new atomic power units will be put in exploration at 7 homeland now operated NPP. Motivation of this work is the assessment of irradiation doses for population (PID) and the connected risk. RGAD and LRD levels have been collected and analyzed for all 10 Russian NPP during 1995–2007. Then they have been used for PID calculations on the special certified model "Kassandra" and "Nostradamus" information-simulation systems, developed in our Nuclear Safety Institute for assessment of irradiation dose of human organism through all possible ways and chains: water, breath, food (meat, milk, fish, vegetables, fruits) and others under the response of the following varied natural climate temporal space random factors: wind, its velocity and directions, snow, rains, temperature and humanity, really registered at each NPP region. For most critical population group "fishers" PID obtained assessments were the maximum (conservative) ones. PID values were more than 2–3 orders less than the levels of the natural backgrounds at the corresponding regions of NPP locations.*

В настоящее время наблюдается интенсивный рост производства электроэнергии на атомных электростанциях. Сейчас в мире около 435 энергетических реакторов совокупной мощностью 370 ГВт. По оценкам МАГАТЭ, к 2030 г. совокупная мощность атомной энергетики в мире составит 700 ГВт. Именно на эту отрасль с ее мощным научным и экономическим потенциалом в обеспечении своей энергетической безопасности сегодня возлагает основные надежды большинство держав мира. Основными целями принятой отечественной ФЦП "Развитие атомного энергопромышленного комплекса России на 2007–2010 годы и на перспективу до 2015 года" являются реализация ускоренного развития атомного энергопромышленного комплекса для обеспечения геополитических интересов страны и энергетической безопасности РФ за счет ввода в эксплуатацию новых типовых серийных энергоблоков атомных электростанций (АЭС) с общей установленной электрической мощностью не менее 2 ГВт в год. Сегодня производство энергии на АЭС является самым эффективным высокотехнологичным процессом, на который в связи с его повышенной радиационной опасностью накладывается ряд определенных и жестких требований, изложенных в ряде законов, правил и нормативных документах (см, например [1]). Это обстоятельство обусловило актуальность и важность проведения соответствующих исследований, связанных с безопасной эксплуатацией каждой АЭС, обеспечивающей безусловно приемлемый риск для населения, проживающего в районе расположения АЭС, с учетом не только уже работающих на ней энергоблоков, но и вводимых в эксплуатацию согласно ФЦП новых энергоблоков.

Первое и главное направление ФЦП "Развитие мощностей АЭС" включает в себя:

1) достройку энергоблоков высокой степени готовности и продление сроков эксплуатации действующих энергоблоков АЭС;
2) строительство и ввод в эксплуатацию новых энергоблоков на уже действующих и новых АЭС;
3) реализацию проекта серийного энергоблока с реакторной установкой типа ВВЭР.

В данном исследовании были собраны, систематизированы и проанализированы данные по фактическим газоаэрозольным выбросам в атмосферу и жидким радиоактивным сбросам в поверхностные водоемы за длительный период эксплуатации всех АЭС России (1995–2007 гг.), приведенные в отчетах по радиационной безопасности на атомных станциях концерна "Росэнергоатом" в период 1995–2007 гг. [2]. По разработанной нами методике прогнозной оценки величин выбросов и сбросов при введении новых энергоблоков выполнены оценки этих величин для тех АЭС, на которых будут вводиться новые энергоблоки: Курской, Кольской, Калининской, Волгодонской, Ленинградской, Смоленской и Нововоронежской. Затем были рассчитаны прогнозные среднегодовые концентрации радионуклидов и годовые дозы внешнего облучения от радиоактивного облака, от поверхности и ингаляции, а также плотности выпадения радионуклидов за год. Расчеты проводились на основе разработанной в ИБРАЭ РАН аттестованной моделирующей системы "Ностардамус" [3] с использованием имеющейся методики подготовки метеорологических данных Росгидромета, взятых по итогам наблюдений за последние три года в районе расположения каждой АЭС.

Таблица 1. *Данные по действующим и вводимым по ФЦП новым энергоблокам и прогнозные годовые дозы облучения населения в зоне наблюдения АЭС*

АЭС	Действующие энергоблоки	Вводимые энергоблоки типа ВВЭР	Эффективная доза облучения за счет водопользования, мкЗв	Эффективная доза за счет воздушного пути облучения, мкЗв	Эффективная доза облучения с учетом всех путей облучения, мкЗв
Курская АЭС	4 РБМК-1000	3	6,69	0,19	6,86
Кольская АЭС	4 ВВЭР-440	1	7,8	0,014	7,81
Калининская АЭС	3 ВВЭР-1000	1	3,4	0,012	3,41
Волгодонская АЭС	1 ВВЭР-1000	1	3,99	0,0026	3,99
Ленинградская АЭС	4 РБМК-1000	4	0,62	0,24	0,86
Нововоронежская АЭС	2 ВВЭР-440, 1 ВВЭР-1000	2	0,83	0,023	0,85
Смоленская АЭС	3 РБМК-1000	4	5,14	0,1	5,24

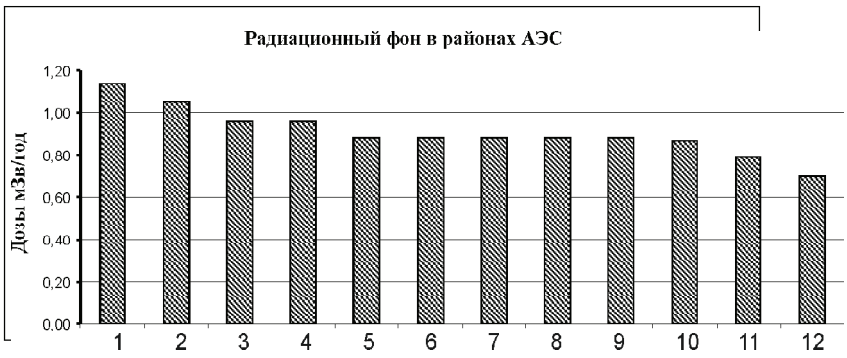


Рис. 1. *Уровни радиационного фона в районах расположения отечественных АЭС: 1 – Чукотский АО, Билибинская АЭС; 2 – Челябинская область, ПО "Маяк"; 3 – Воронежская область, Нововоронежская АЭС; 4 – Смоленская область, Смоленская АЭС; 5 – Свердловская область, Белоярская АЭС; 6 – Тверская область, Калининская АЭС; 7 – Мурманская область, Кольская АЭС; 8 – Курская область, Курская АЭС; 9 – Ленинградская область, Ленинградская АЭС; 10 – Саратовская область, Балаковская АЭС; 11 – Красноярский край, Горно-химический комбинат (ГХК); 12 – Томская область, Сибирский химический комбинат (СХК)*

Далее была проведена консервативная (максимальная) оценка установившегося содержания радиоактивных веществ в водных объектах региона АЭС. Для водоемов охладителей, водохранилищ и озер расчет проводился при помощи нормативной модели [4]. Для рек расчеты выполнялись при помощи созданной в ИБРАЭ модели "Кассандра" [5], основанной на нормативной модели [4], но учитывающей особенности распространения и накопления радионуклидов в реках.

Оценка прогнозных доз облучения от водопользования для критической группы населения (была выбрана группа "рыбаки") включала облучение за счет потребления питьевой воды, рыбы, молока, мяса и овощей. Она показала, что при самых консервативных оценках значения этих доз при хозяйственном использовании водоемов региона АЭС не превышают 10 мкЗв по сумме всех радионуклидов для любой из отмеченных АЭС. Прогнозируемые дозы облучения с учетом планируемого ввода новых энергоблоков блоков приведены в таблице 1.

Видно, что ни для одной АЭС в пределах зоны наблюдения годовые максимальные индивидуальные дозы облучения лиц из критических групп населения от выбросов и сбросов не превышают значения 10 мкЗв. Отметим, что на источники менее 10 мкЗв/год не распространяются Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1 758-99).

Для сравнения приведем дозы облучения населения от природных источников облучения для различных регионов России. Согласно данным [6], значения годовых доз облучения составляют: в Республике Алтай 9,1 мЗв/год, в Республике Северная Осетия – Алания 5,8 мЗв/год и в Челябинской области 5,3 мЗв/год, которые на порядки превышают дозы облучения от сбросов и выбросов АЭС. На рисунке 1 приведены уровни радиационного фона в районах расположения отечественных АЭС.

Видно, что уровни доз облучения, вызванные природным радиационным фоном в местах расположения АЭС, на порядки превосходят их прогнозные значения при строительстве новых энергоблоков.

Расчет доз облучения населения в районе будущей Северской АЭС будет сделан после выбора промплощадки для ее строительства с учетом работающего Сибирского химического комбината и наращивания мощностей его производства.

Литература

1. *Санитарные правила проектирования и эксплуатации атомных станций (СПАС-03) СанПиН 2.6.1.24-03.*
2. *Отчеты концерна "Росэнергоатом" за 1995–2007 гг. "Анализ состояние радиационной безопасности на атомных станциях концерна "Росэнергоатом".*
3. *Арутюнян Р.В., Семенов В.Н. и др. Компьютерная система "НОСТРАДАМУС" для поддержки принятия решений при ава-*

рийных выбросах на радиационно-опасных объектах // Известия АН, сер. Энергетика. – 1995. – №4. – С.19–30.

4. *Методические указания "Методика прогнозирования состояния загрязнения водоемов при нарушении нормальной эксплуатации АЭС". РД 52.26 174-88. – М. : Госкомгидромет, 1988.*
5. *Жилина Н.И., Крылов А.Л., Носов А.В., Киселев В.П., Казаков С.В. Компьютерное моделирование последствий поступления радиоактивных веществ в поверхностные водоемы // Известия РАН, сер. Энергетика. – 2004. – №3. – С.74–81.*
6. *Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2007 год. Радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации. – М., 2008.*

ПРИНЦИП ЭЛЕКТРОНЕЙТРАЛЬНОСТИ ПРИМЕНИТЕЛЬНО К АЛЬФА-РАСПАДУ

М.А. Волкова

Уральский государственный горный университет,
Екатеринбург, Россия, vertice@yandex.ru

PRINCIPLE OF ELECTRIC NEUTRALITY FOR ALPHA DECAY

M.A. Volkova

Ural State Mining University, Yekaterinburg, Russia

Abstract. *The law of electric neutrality contain compulsion of observance of equivalence of electric charges of a various sign in each volume of substance. This law is mainly applied to macroobjects. Compulsion of its observance for microobjects causes till now disputes. The author undertakes attempt of an explanation of observance of a principle of an electroneutrality at passage of natural process – radioactive disintegration natural radionuclides. The impossibility of deviations from the electroneutrality law owing to impossibility of existence of volume electric charges is as a result proved and the model of behaviour of alpha particles taking into account the specified law is created.*

В 2009 г. под эгидой Международного научно-технического центра предполагается начало Российско-Казахстанского проекта "Разработка физико-математической модели распространения загрязнения с подземными водами на примере Степногорского хвостохранилища ХГМЗ в Республике Казахстан". Для разработки модели миграции радионуклидов с подземными водами предполагается использование физико-геологической модели взаимодействия горных пород и вод [1], в основу которой положен закон электронейтральности. Этот закон преимущественно применяется к макрообъектам, размеры которых превышают размеры ионов (молекул). Обязательность соблюдения этого закона для микрообъектов (размеры которых сопоставимы с размерами молекул и/или отдельных атомов) вызывает споры.

Возможность нарушения закона электронейтральности на микрообъектах рассматривается на примере радиоактивного распада в природных условиях

Применительно к радиоактивному распаду:

1. Заряженные частицы, поступающие из ядер радионуклидов в окружающее пространство, несут заряд одного знака и отклоняются от линейной траектории при наложении электрического и магнитного полей. Предполагается, что электрические заряды в объемной среде могут существовать самостоятельно, а множество таких зарядов формирует объемный заряд одного знака.
2. В природных условиях происходит пространственное разделение радионуклидов, входящих в семейство U-Ra. Нарушается радиоактивное равновесие между U и Ra за счет большей способности последнего к миграции. Из сравнения характеристик радионуклидов, входящих в семейство U-Ra следует, что положительные и отрицательные заряды (α- и β-частицы) поступают из различных радионуклидов в окружающую среду не одновременно, а также из разных мест. Атомы радионуклидов, потерявшие частицы, тоже приобретают электрический заряд, противоположный по знаку и равный по модулю заряду вышедшей частицы. Исходя из вышеизложенного предполагается, что в природе при радиоактивном распаде возможно формирование объемных электрических зарядов (нарушение закона электронейтральности). Допустимость отступлений от принципа электронейтральности определяется на основе рассмотрения возможности образования объемных ионных зарядов при наложении электрического поля на ионопроводящую среду. Проверка проведена тремя путями: логическим, математическим и экспериментальным.

А. Логическая проверка

При наложении электрического поля на ионопроводящие растворы ионы начинают двигаться. Без образования объемного заряда ионы приобретают скорость v_0, обусловленную воздействием электрического поля от источника тока. При образовании объемного заряда скорость ионов v_{0+3}, обусловленная совместным действием электрических полей источника и объемного заряда, должна отличаться от v_0. В противном случае ($v_0 = v_{0+3}$) – наличие объемного заряда невозможно.

Вариант 1. Вокруг электрода накапливаются ионы того же знака (рис. 1а). При прочих равных условиях v_{0+3} уходящих от электрода ионов должна быть больше v_0 за

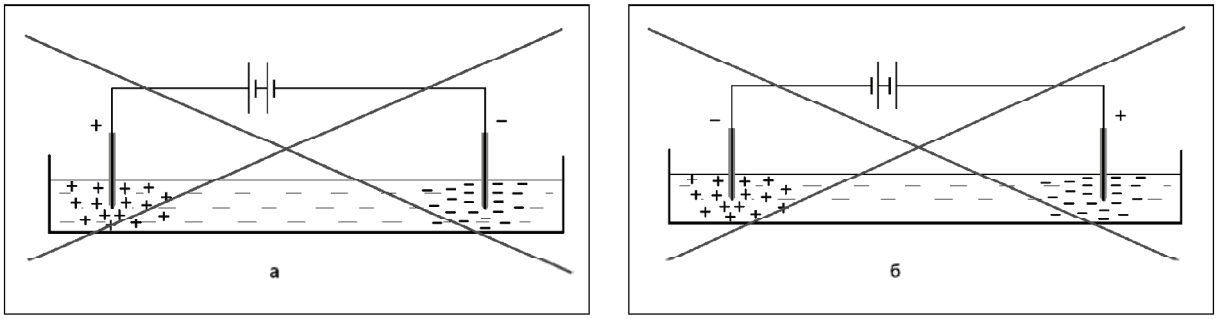


Рис. 1. *Невозможность накопления вокруг электрода ионов: а) того же знака; б) противоположного знака*

счет дополнительного действия объемного заряда. В то же время, накопление объемного заряда вокруг электрода возможно, только если скорость ухода ионов от источника меньше v_0, что противоречит исходному условию. Данное противоречие неразрешимо и обуславливает неприемлемость варианта 1.

Вариант 2. Вокруг электрода накапливаются ионы противоположного знака. (рис. 1б). При прочих равных условиях v_{0+3} приходящих к электроду ионов должна быть меньше v_0 за счет дополнительного отталкивающего действия объемного заряда, имеющего тот же знак, что и приходящие ионы. В этом случае поток ионов через сферу, охватывающую источник тока, должен быть меньше, чем без объемного заряда. В то же время, накопление объемного заряда вокруг электрода возможно, только если скорость прихода ионов к источнику больше v_0, что противоречит исходному условию. Данное противоречие неразрешимо и обуславливает неприемлемость варианта 2.

Неприемлемость обоих вариантов обуславливает невозможность доказательства формирования объемных зарядов и наглядно демонстрирует соблюдение принципа электронейтральности в ионопроводящих средах.

Б. Математическая проверка

Возможность образования объемных зарядов рассматривается на примере шарового электрода, с которого стекает электрический ток I_0 в однородную, бесконечную ионопроводящую среду (раствор электролита).

На каждый ион в этом случае должны действовать следующие силы (F):

1) влияние электрического поля от источника тока:

$$F_{ист} = qE_0 = qcI/4\pi r^2, \quad (1)$$

где q – заряд иона; c – удельное электрическое сопротивление среды; I – ток, протекающий в среде; r – расстояние от источника до иона; E_0 – напряженность электрического поля в точке нахождения иона;

2) влияние от накапливающегося заряда $Q(r,t)$:

$$F_Q = qQ/4\pi\varepsilon\varepsilon_0 r^2, \quad (2)$$

где $4\pi\varepsilon\varepsilon_0$ – диэлектрическая проницаемость среды; r – расстояние от источника до иона; q – заряд иона;

3) торможение ионов, обусловленное взаимодействием ионов со средой:

$$F_{тр} = -kv, \quad (3)$$

где k – коэффициент сопротивления среды движению ионов; v – скорость движения ионов.

Общая сила ($F_{рез}$), действующая на ион, получает следующее выражение:

$$F_{тр} = -kv, \quad (3)$$

$$F_{рез} = F_{ист} + F_Q + F_{тр} =$$

$$= (qcI)/(4\pi r^2) + (qQ)/(4\pi\varepsilon\varepsilon_0 r^2) - kv. \quad (4)$$

Кроме того, сила, действующая на ион, может выражаться другим уравнением:

$$F_{тр} = ma = m \cdot dv/dt, \quad (5)$$

где m – масса иона; t – время.

Из приравнивания уравнений (4) и (5) следует:

$$m \cdot dv/dt = (qcI)/(4\pi r^2) + (qQ_3)/(4\pi\varepsilon\varepsilon_0 r^2) - kv, \quad (6)$$

где I – ток в ионопроводящих растворах за вычетом тока, идущего на образование объемного заряда ($I = I_0 - I_3$); $I_0 = \Delta Qo/\Delta t$ ток, стекающий с электрода; $I_3 = \Delta Q_3/\Delta t$ – ток, идущий на образование объемного заряда; S – площадь сферической поверхности, через которую проходит ток. Далее:

$$m \cdot dv/dt + kv - (qcI_0)/(4\pi r^2) =$$

$$= -(qc \cdot dQ_3/dt)/(4\pi r^2) + (qdQ_3)/(4\pi\varepsilon\varepsilon_0 r^2) \quad (7)$$

Решением этого уравнения является:

$$Q_3/c\varepsilon\varepsilon_0 - A4\pi r^2/qc = A_1 e^{t/c \cdot \varepsilon\varepsilon 0}, \quad (8)$$

где A и A_1 – постоянные.

На момент включения тока объемный заряд отсутствует, т.е. начальным условием является $Q_3|_{t=0}=0$. При этом $-A4\pi r^2/qc = A_1$ Функция $A_1 e^{t/c \cdot \varepsilon\varepsilon 0}$ является постоянно возрастающей с увеличением времени. Для обеспечения поддержания тока на одном уровне необходимо соответствующее увеличение напряжения. Из практики непосредственных опытов следует, что в однородной ионопроводящей среде для поддержания электрического тока на одном уровне не требуется увеличение напряжения, экспоненциально возрастающее во времени до бесконечности. Соответственно, $Q_3|_{t=\infty}$ не может возрастать до бесконечности. Последнее условие выполняется только в том случае, когда $A = A_1 = 0$. Следовательно, $Q_3 = 0$ всегда. При этом устанавливается, что скорость движения ионов под действием наложенного

электрического поля равна v_0, определенной для первого случая.

Таким образом, математически представлена невозможность формирования объемного заряда в однородных ионопроводящих растворах под действием электрического поля.

В. Экспериментальная проверка

В качестве оценки достоверности логического и математического представлений приводятся результаты эксперимента по вызванной поляризации однофазной ионопроводящей среды [4]. В заполненной электролитом кювете размещаются четыре электрода *A*, *M*, *N*, *B*. Через питающие электроды *A* и *B* пропускается постоянный электрический ток *I*, а на приемных электродах *M* и *N* регистрируется напряжение *ΔU*. Известно, что скорость движения ионов в растворе мала [2]. Если бы происходило накопление ионов одного знака вблизи питающего электрода, то после выключения тока (и выемки питающих электродов из среды) должен наблюдаться постепенный спад напряжения на приемных электродах за счет постепенного удаления ионов от места концентрации (рис. 2). Фактически, после выключения тока (и выемки питающих электродов из среды) напряжение на электродах *M* и *N* мгновенно уменьшается до нуля. Тем самым подтверждается невозможность накопления объемных зарядов в непроводящих растворах под действием наложенного электрического поля.

Перемещение электрических зарядов в средах является электрическим током. Поскольку образование объемных электрических зарядов в непроводящих средах невозможно, то никакие перемещения ионов или других частиц, несущих электрический заряд, не могут привести к формированию объемных электрических зарядов в ионопроводящих средах.

Таким образом, и теоретически, и экспериментально доказана обязательность выполнения принципа электронейтральности для ионопроводящих сред. Следовательно, требуется модификация представления о взаимодействии распадающихся атомов с окружающей средой. Модификация заключается в разработке нового логического представления о взаимодействии заряженных частиц и ядра атома со средой, окружающей радионуклид.

По современным представлениям атом состоит из ядра и электронов, располагающихся вокруг ядра на нескольких энергетических оболочках (*K*, *L*, *M*, *N*, *O*, *P*, *Q*), число которых увеличивается по мере возрастания атомного номера *Z*. Нуклоны, входящие в состав атомных ядер, испытывают конкуренцию кулоновских сил отталкивания и ядерных сил сцепления. Плотность "упаковки" нуклонов составляет порядка 10^8 т/см^3. Нуклоны в ядре находятся в постоянном движении и взаимодействуют друг с другом. Наряду с механическими они характеризуются волновыми (точнее полевыми) свойствами – корпускула переходит в волну и наоборот. Т.е. частица, условно говоря, "мерцает" – превращается из материальной частицы в электромагнитную волну (точнее – поле) и обратно.

Альфа частица – это двойной электрический заряд, движущийся со скоростью 10^9 см/с. Согласно закону индукции, его движение сопровождается магнитным полем высокой напряженности. По мере перехода частицы-заряда в волну напряженность магнитного поля уменьшается. Это приводит к образованию электрического поля высокой напряженности. И это поле лишается материального источника-заряда. Причем вектор (электрическая напряженность) этого поля направлен противоположно вектору электрической напряженности б-частицы. А поле без материального источника существовать не может. Тем самым создаются условия для перехода α-частицы из волнового (вернее – полевого) состояния в материальное.

Кинетическая энергия материальной частицы:

$$E = mv^2/2. \quad (9)$$

Энергия полного перехода частицы в волновое (полевое) состояние:

$$E = mc^2. \quad (10)$$

Энергия частицы, находящейся в виде волны (поля):

$$E = h\nu. \quad (11)$$

При α-распаде выбрасываются преимущественно ядра $_2He^4$, а не *p* или *n* и предлагается подробнее рассмотреть этот процесс. У $_2He^4$ масса в 4 раза больше, чем у *p* и *n*. Из (9) следует, что при одинаковой скорости движения энергия α-частицы (ядра $_2He^4$) в 4 раза больше, чем у нуклонов. Нуклоны движутся в ядре по различ-

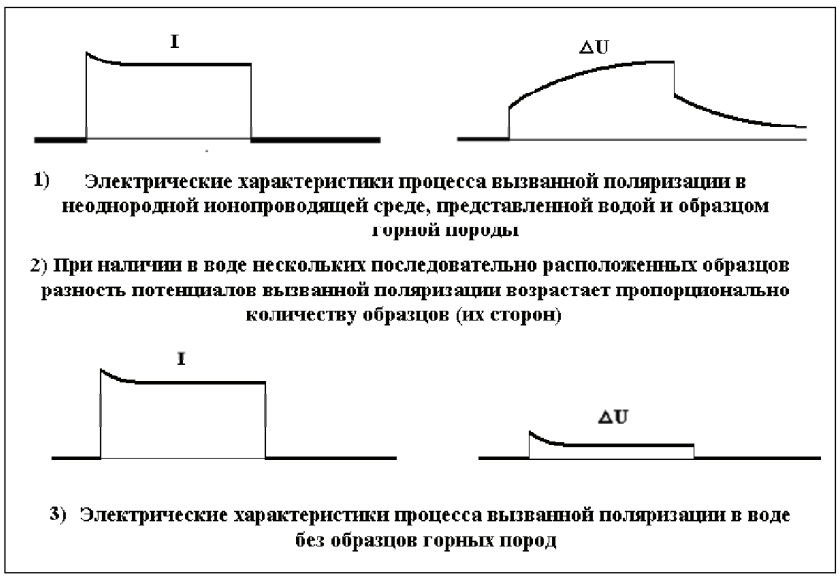


Рис. 2. *Сопоставление электрических характеристик процесса вызванной поляризации в неоднородных и однородных ионопроводящих средах*

ным направлениям, в т.ч. и по нормали к поверхности ядра. Существует малая доля вероятности (для одного атома, но для огромной совокупности радионуклидов в природе – эта вероятность повышается), что два протона и два нейтрона в какой-то момент времени сблизятся, причем в этот момент их так называемые "мерцания", а также направления движения совпадут и они, перейдя в волну (поле), на которое не действуют внутриядерные силы, – излучатся за пределы ядра. За пределами ядра они образуют сообщество сближенных протонов и нейтронов. Близкое расположение обуславливает их стяжение ядерными силами. Образуется собственное ядро – α-частица – ядро гелия.

Благоприятными условиями для перехода α-частицы из ядра в окружающее пространство в виде атома являются:

– момент отражения корпускул от поверхности ядра, когда кинетическая энергия полностью переходит в потенциальную и направление движения изменяется на противоположное;
– максимальная возможная энергия корпускул перед моментом отражения.

Общая энергия движущейся частицы, перешедшей в волновое (полевое) состояние равна

$$E = mv^2/2 + mc^2. \qquad (12)$$

Из приравнивания формул (11) и (12) следует, что увеличение энергии E приводит к увеличению частоты $н.$ Соответственно, уменьшается интервал, на котором α-частица является волной и не удерживается внутриядерными силами.

В момент удара об оболочку скорость частицы-волны (поля) минимальна. При этом также минимальна частота волны. Соответственно максимальным является интервал движения частицы в виде волны (поля). В таких условиях вероятность выхода частицы из ядра максимальна.

Когда α-частица вылетает из ядра и покидает пределы атома, атом уменьшает свой заряд на два протона. В силу закона электронейтральности следом за α-частицей атом должны покинуть два электрона. При этом возможны следующие варианты выхода электрона:

1) в случае, когда электрон выходит с внешней оболочки, происходит обычная электрохимическая реакция;
2) следствием выхода электрона с внутренних оболочек является либо ионизирующее бета-излучение, либо, как и в первом случае, прохождение обычной электрохимической реакции. Т.е. в данном случае речь идет о конкурентном процессе. Для большинства α-излучающих радионуклидов внутренняя конверсия электронов, когда происходит прямая передача энергии возбужденного ядра электронной оболочке, преобладает над гамма-излучением, происходящим в результате замещения электрона, вышедшего с внутренней оболочки электроном с внешней оболочки.

Скорость прохождения электрохимической реакции

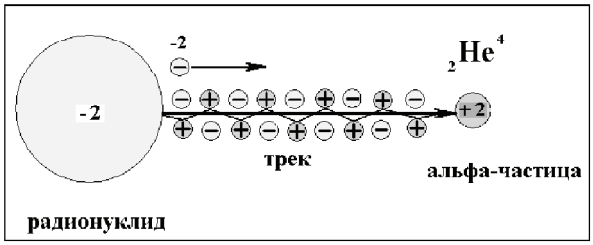


Рис. 3. *Рекомбинация ионов по треку α-частицы*

(соединения альфа частицы с электронами) конечная. Скорость α-частицы высокая. Кроме того, она "мерцает" – превращается из материального тела в волну (поле) и наоборот. Тем самым создаются условия для исчезновения α-частицы с места взаимодействия с окружающей средой до того, как она вступит в электрохимическую реакцию с химическими элементами.

Т.к. вода – наиболее распространенная среда, всегда присутствующая в горных породах, следует рассматривать вариант, когда α-частица проходит через воду. Наиболее вероятный α-излучающий радионуклид – радий. Покидая ядро атома и удаляясь от него на очень большое по сравнению с размерами ядра расстояние, альфа-частица оставляет за собой трек (след) в окружающем пространстве, по которому формируется множество ионов водорода и гидроксила (рис. 3). Трек характеризуется высокой электрической проводимостью, намного большей, чем среда в обычном состоянии. В соответствии с принципом электронейтральности, ионы стремятся рекомбинировать. α-частица после замедления и утери ионизирующих свойств (что происходит вследствие уменьшения энергии), превращается в гелий, забирая из окружающей среды два ближайших к ней электрона. Это происходит следующим образом: ионизированный атом радионуклида, который вследствие потери альфа-частицы имеет заряд –2, притягивает к себе два ближайших иона водорода (с зарядом +1 каждый, в сумме +2) из разорванных α-частицей молекул воды. В результате образуется электронейтральная молекула – гидрид радия. Разорванные молекулы воды (у которых радионуклид отобрал ионы водорода) при рекомбинации отберут ионы водорода у соседних разорванных молекул воды, которые находятся на большем расстоянии от радионуклида. При этом образуются электронейтральные молекулы воды. Соответственно удаленные разорванные молекулы воды отберут ионы водорода у еще более удаленных разорванных молекул и так далее. По всему следу прохождения альфа частицы произойдет рекомбинация с последовательной передачей ионов водорода (по эстафетному механизму). На конце трека α-частицы остаются два иона гидроксила (с зарядами по –1 каждый, в сумме –2) и α-частица (с зарядом +2). Между ними происходит перераспределение зарядов. α-частица отбирает у ионов гидроксила электроны и превращается в атом гелия. Гелий не вступает в соединение с другими веществами, поскольку относится к инертным газам. Ионы гидроксила, потерявшие электроны, химически неустойчивы и распадаются

на электрически нейтральные молекулы водорода H_2 и кислорода O_2. Это подтверждается известным явлением – радиолизом воды, а также данными гидрогеохимических исследований, согласно которым в подземных водах наличествуют свободные газы водорода и кислорода [3].

Предложенная модель поведения микрочастиц объясняет перераспределение электрических зарядов при α-распаде в природных условиях и согласуется с законом электронейтральности. Также она позволяет утверждать однозначность физического обоснования проекта "Разработка физико-математической модели распространения загрязнения с подземными водами на примере Степногорского хвостохранилища ХГМЗ в Республике Казахстан".

Литература

1. *Романов А.М. Взаимодействие вод с горными породами. – Алматы : НАК "Казатомпром", 2003*
2. *Полинг Л. Общая химия. – М. : Мир, 1974*
3. *Войткевич Г.В., Мирошников А.Е., Поваренных А.С., Прохоров В.Г. Краткий справочник по геохимии. – М. : Недра, 1970*
4. *Комаров В.А. Электроразведка методом вызванной поляризации. – М. : Недра, 1980.*

ПОИСКИ И ПРОГНОЗ МАГМАТОГЕННЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ПРИАМУРЬЯ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ АЭРОГЕОФИЗИЧЕСКИХ МЕТОДОВ

Т.В. Володькова

Институт тектоники и геофизики им. Ю.А. Косыгина ДВО РАН,
Хабаровск, Россия, tat-volodkova@yandex.ru

PROSPECTING AND PREDICTION OF MAGMATOGENIC DEPOSITS OF PRIAMURYE BY AEROGEOPHYSICAL METHODS

T.V. Volodkova

Yu. A. Kosygin Institute of Tectonics and Geophysics, Russian Academy of Sciences, Far Eastern Branch,
Khabarovsk, Russia

Abstract. *Principles of prospecting and prediction of leading magmatogenic ore deposits in Priamurye are considered including gold-rare metallic and tin polymetallic deposits concentrated mainly in the volcanic and orogenic belts.*

Рассматриваются принципы поиска и прогноза ведущих в Приамурье рудных типов магматогенных месторождений – золото-редкометалльных и олово-полиметаллических, сосредоточенных преимущественно в вулканических и орогенных поясах. Большинство рудных районов покрыто аэрогеофизической съемкой (аэромагниторазведка, аэрогаммаспектрометрия) масштаба 1:50000–1:10000; ее результаты традиционно используются, но разработка критериев прогноза таких рудных типов сложна. Так, имеются свидетельства ведущих специалистов (объединение "Аэрогеофизика"), что для большинства месторождений золота такие критерии отсутствуют, а использование аэрогеофизических данных для решения прогнозно-поисковых задач малоэффективно. С другой стороны, аэрогаммаспекртрометрия может с успехом применяться для картирования гидротермально-метасоматически измененных пород, широко развитых в рудных полях и играющих важнейшую роль в рудогенезе; развитие направления прогноза, основанного на картировании метасоматитов, дает прекрасные результаты. Среди гидротермально-метасоматически измененных пород условно выделяются эпитермальные или слабые (степень изменения до 5–10%), измененные породы (от 10–20 до 50–70%) и метасоматиты (более 50–70%). М.И. Альтшулером (НПО "Рудгеофизика") описаны результаты использования данных аэрогеофизической съемки для выделения эпитермальных систем [1]; отмечалось, что для этого необходима высокая точность работ, что не всегда достижимо в производственной практике (погрешность магнитометрии ≤5%, аэрогаммаспектрометрии – до 5–10%). Подобные концентрически-кольцевые системы, изученные на примере рудных полей и рудных узлов Приамурья, площадью около 50–100 км^2, хорошо отражают их внутреннюю структуру.

Работы НПО "Аэрогеофизика" и НПО "Рудгеофизика" отличаются высокой точностью, использованием современной канадской и российской аппаратуры последнего поколения с применением компьютерных технологий обработки информации; некоторым недостатком этих работ, по мнению автора, является слабое привлечение местной геолого-геохимической информации, преобладание формальных математических методов интерпретации в ущерб геолого-геофизической. На основе практического опыта, с использованием геолого-геофизических данных, автор делает заключение, что высокие требования к точности работ, необходимые для картирования гидротермально-метасоматических систем, для решения поисково-прогнозных задач необязательны. Эпитермальные (слабые) изменения четко отражают внутреннюю структуру рудного поля, хотя в большинстве случаев определить тип этих изменений невозможно и не слишком необходимо. Значительно важнее выделить в рудном поле ореолы гидротермаль-

но-метасоматически измененных пород и метасоматитов, тип которых можно установить. При использовании аппаратуры СКАТ-77, СТК-11, среднеквадратическая погрешность измерения магнитного поля составляла до 5 нТл. Точность измерения содержаний естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ) составляла: по урану – (0,1–0,15)x10^{-4}%, торию – (0,55–0,65)x10^{-4}%, калию – (0,05–0,10)%. Магматические комплексы характеризуются средними фоновыми значениями отношений U/Th, K/Th, U/K; по сравнению с содержаниями ЕРЭ, они меньше зависят от погрешностей съемки и сопоставимы с результатами наземных исследований. Величина доверительного интервала (±2–3σ) составляет: U/Th – 0,1; K/Th – 0,1; U/K – 0,25 усл. ед. [2]. Высокая точность данных достигается исключением данных съемок в сильно залесенной местности, покрытой мощными рыхлыми отложениями. При работе с характеристиками отношений ЕРЭ, низким качеством обладают данные по слабоинтенсивным полям (ниже порогового значения ЕРЭ). На площадях, сложенных породами с нормальной радиоактивностью, значения отношений ЕРЭ, рассчитанные на основе съемок с аппаратурой класса СКАТ-77, будут иметь погрешность <<10%. При использовании аппаратуры класса ГСА-70 и АСГ-48М, погрешность измерения отношений ЕРЭ может достигать 25–30%; обычно этого достаточно для картирования вторично измененных пород.

С позиций изотопной геологии, уран, торий, калий входят в число крайне несовместимых элементов-индикаторов магматических процессов. Неизмененные породы, сформированные под воздействием процессов кристаллизационной дифференциации в закрытых магматических очагах, вне зависимости от состава, характеризуются постоянством отношений ЕРЭ. Они сближены по возрасту, сопряжены с основными этапами единого магматического цикла, сопоставимого со временем существования магматического очага. Гидротермально-метасоматически измененные породы (со степенью изменения более 10–20%) выделяются аномальными отношениями ЕРЭ [3, 4]. В открытых магматических очагах от фазы к фазе, за счет притока глубинных флюидов, условия кристаллизации магм меняются, поэтому средние значения отношений ЕРЭ магматических пород будут закономерно варьировать. Значения фоновых отношений ЕРЭ магматических комплексов резко варьируют под воздействием гидротермально-метасоматических процессов, мантийного метасоматоза и геодинамических условий. Разработана методика учета влияния гидротермально-метасоматических процессов на характеристики отношений ЕРЭ; при статистических расчетах такие данные исключаются из выборок [4]. Мантийный метасоматоз и ювенильная флюидизация типичны для плюмового магматизма; с ним связывается внедрение исключительно субщелочных и щелочных пород. В Приамурье магматические образования плюмовой природы связываются с ареалами горячих точек и Мая-Селемджинского плюма, выделенными по геолого-геофизическим данным.

Экспериментально установлено, что принципы постоянства отношений ЕРЭ типичны и для вулканогенно-осадочных и метаморфогенных образований, слагающих структурно-формационные зоны (СФЗ) и подзоны (СФП) [2]. Все неизмененные породы, слагающие СФЗ и СФП, формируются в течение единого тектоно-магматического этапа под воздействием верхнекоровых либо корово-мантийных процессов, поэтому они характеризуются постоянными значениями отношений ЕРЭ. На этом фоне аномалиями отношений ЕРЭ выделяются магматические породы позднейших наложенных этапов, а также гидротермально-метасоматические образования. Магматические породы наложенных этапов обычно относятся к классу внутриплитных; они имеют специфические характеристики и могут достоверно выделяться в полях отношений ЕРЭ [4, 5]. С использованием геолого-геофизических данных по эталонным участкам, показано: каждый тип метасоматитов обладает собственными, особыми характеристиками отношений ЕРЭ и также может быть достоверно определен в полях отношений ЕРЭ. В качестве эталонных участков использовались рудные поля Приамурья, включающие месторождения и их фланги, в пределах которых проводился комплекс крупномасштабных геолого-геофизических работ, включающих специальные работы по картированию метасоматитов [4]. Аномалии отношений ЕРЭ сопоставлялись с закартированными ареалами метасоматитов; проводилась статистическая обработка таких данных (табл. 1).

Подобные работы проводились в пределах хорошо изученного Хинганского рудного поля (Шестернева И.П., 1986), где детально изучались метасоматиты и их зональность, проводился планомерный масштабный отбор штуфных и бороздовых проб, велись специальные петрографические и другие исследования (рис. 1).

Структурно-формационные зоны и подзоны соответствуют металлогеническим зонам, а по геофизическим данным – блокам с постоянными фоновыми значениями отношений ЕРЭ [2, 6]. Обычно такие блоки характеризуются особым набором типов рудных месторождений; для их рудных полей характерны специфические фоновые значения отношений ЕРЭ. Таким образом, каждый тип рудных объектов определяется собственными, присущими только ему (и соответствующей СФЗ) значениями фоновых отношений ЕРЭ. Определены тренды, которым подчиняются фоновых отношений ЕРЭ магматогенных рудных объектов Приамурья различных типов [5]. Блоки с близкими фоновыми характеристиками (однотипные СФЗ, СФП), создают коллаж или металлогеническую мегазону, соответствующую рудной провинции; разломы, ограничивающие СФЗ и СФП, обычно служат естественными границами расположенных в их пределах рудных районов [6, 7]. Результаты крупномасштабной аэрогеофизической съемки используются для выявления в пределах рудных районов рудных полей первоочередной стадии изучения и локализации внутри них участков с повышенными перспективами; изучаются также закономерности распределения рудных полей.

Типичной моделью рудных полей в вулканических и орогенных поясах могут служить концентрически-кольцевые структуры, осложненные радиальными, крупными и мелкими разломами, диаметром 8–12 км, а иногда

Таблица 1. *Характеристики отношений ЕРЭ гидротермально-метасоматически измененных пород*

Тип изменения (фация, формация)	Характеристики отношений ЕРЭ					
	Метасоматиты (≥ 50%)			Измененные породы (≤ 50%)		
	U/Th	K/Th	U/K	U/Th	K/Th	U/K
Кварц-турмалиновые метасоматиты, вторичные кварциты, грейзены (?)	фон	до 0,05 ниже фона	2,5–3,5 много выше фона	фон	фон	2,0–2,5 много выше фона
Пропилиты (кварц-эпидотовая фация)	до 0,8 фон выше фона	до 0,8–1,3 много выше фона	ниже фона	фон	до 0,8 выше фона	ниже фона
Аргиллизиты (кварц-гидрослюдистая фация)	до 1,0–1,2 много выше фона	фон-ниже фона	3,0–5,0 много выше фона	фон	фон, ниже фона	2,0–3,0 выше фона
Кварц-серицитовые метасоматиты (турмалин-хлоритовая фация)	ниже фона	до 0,5–1,0 много выше фона	ниже фона	ниже фона	до 0,5–0,7 выше фона	фон
Кварц-серицитовые метасоматиты (филлизиты), биотититы	до 0,8 много выше фона	фон	до 3–3,5 много выше фона	выше фона	фон	2,0–3,0 выше фона
Адуляризированные, калишпатизированные породы, кварц-адуляровые, кварц-полевошпатовые метасоматиты	фон	до 0,8–1,3 выше фона	до 0,05–0,7 много ниже фона	фон	чуть выше фона	ниже фона
Оливинитизированные диопсидизированные ультрамафиты	слабо пов. фон до 0,45	0,3–0,6 до 1,35 много выше фона	2,25–10,0 много выше фона	фон	выше фона 0,45–0,7	1,75–2,5 выше фона
Полевошпат-пироксеновые (диопсид, эгирин-диопсидовые метасоматиты)	фон	0,10–0,40 много ниже фона	0,75–1,0 много ниже фона	фон	ниже фона	ниже фона
Штокверк титано-магнетит-биотит (амфибол) клинопироксеновых метасоматитов	0,15–0,30 много ниже фона	0,2–0,4 много ниже фона	2,25–3,0 до 4,0 много выше фона			

до 14 км. Они хорошо выделяются по космо-, фото- и топоматериалам, так как элементы их морфоструктуры отражены в рельефе и делятся на два типа: интрузивно-купольные структуры (ИКС) и вулкано-тектонические структуры (ВТС).

В рудных районах рудные поля связаны с магмоподводящими разломами корово-мантийного заложения и узлами их пересечения (локализуются в полях Δg, ΔT, по аэро- и космоснимкам), с областями повышенной магматической активности, гранитизации и базификации (протяженные области аномального поля Δg, осложненного локальными аномалиями Δg, с которыми пространственно совмещены аномалии ΔT), с системами древнейших ортогональных линеаментов, которые хорошо выделяются на космоснимках. Магматогенные месторождения золота и полиметаллов часто пространственно коррелируются с областями экзо- и эндоконтакта, а олова – с внутренними зонами крупных плутонов, выделяющихся минимумами Δg, интенсивностью 10–20 мГал, причем плутон может быть расположен на некоторой глубине. Важное значение имеют протяженные валообразные и субизометричные поднятия базальтового слоя и границы Мохо, инверсии (аномальные распределения скоростей) [7].

Магмоподводящие зоны (разломы) несут признаки минерализации (контролируют рудные поля, выделяемые по геолого-геохимическим данным); в них сосредоточены крупные, обычно частично вскрытые эрозией и мелкие интрузивные тела. Магматические образования часто относятся к нескольким комплексам, в том числе, специализированным на рудные элементы. Сравнительно небольшие интрузивные тела ассоциируют с цепочками локальных минимумов и максимумов Δg, интенсивностью 5–10 мГал и аномалиями магнитного поля. Месторождения олова в Приамурье часто связаны с крупными плутонами, обладающими низкой намагниченностью, а руды золото-полиметаллической ассоциации – с мелкими интрузиями повышенной намагниченности [7]. В магмоподводящих зонах широко распространены контактово-метаморфические изменения и процессы регионального метасоматоза, связанные с интрузивными телами, для которых характерна слабая степень изменения (до 5–10%); их тип по данным аэрогаммаспектрометрии трудноопределим. Зоны регионального метасоматоза (эпитермальных изменений), с учетом точности съемки, картируются по значениям отношений ЕРЭ фрагментарно; они выражены как узкие (шириной до 10–20 км) и протяженные полосы фоновых по-

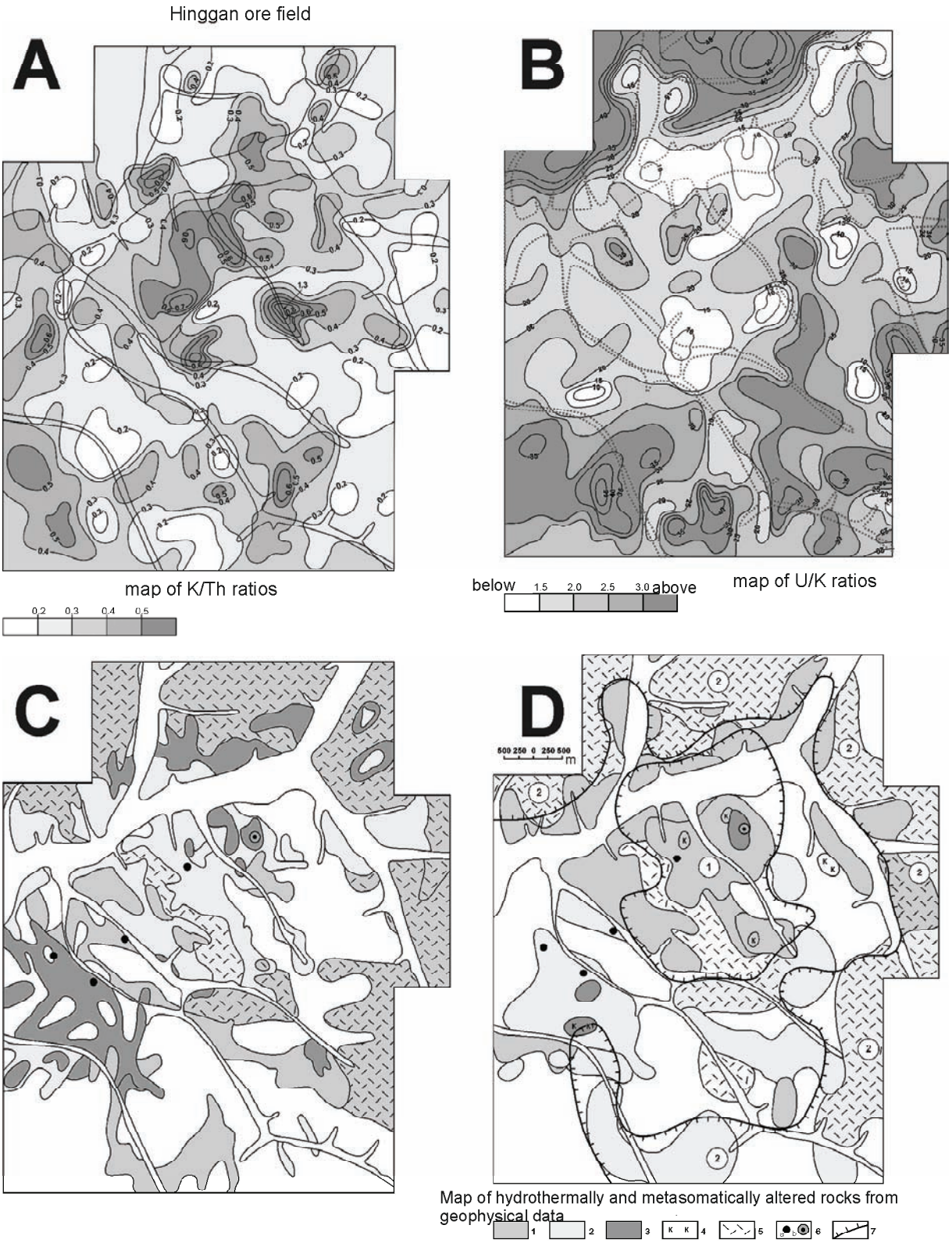


Рис. 1. *Гидротермальная и метасоматическая зональность Хинганского рудного поля и его отображение на картах отношений ЕРЭ. Maps of NRE ratios for: A-K/Th ratios; B – U/K ratios. Maps of hydrothermally and metasomatically altered rocks of the Hinggan ore field: C – from geological data (Shesterneva, 1986); D – from aerogammaspectrometry data. Hydrothermal and metasomatic alterations (C, D): 1 – quartz-epidote facies, 2 – quartz-sericite alterations, 3 – quartz-hydromica facies, 4 – adularization, 5 – autometasomatites, 6 – ore manifestations (a) and tin deposit (b) , 7 – zones of widespread metasomatites, including: 1 – propylites, 2 – quartz-hydromica facies*

вышений отношений ЕРЭ, в которых выделяются локальные аномалии ЕРЭ (локальные ореолы метасоматитов различных типов). На основе статистического обобщения данных интерпретации, автором установлено, что в подобных зонах сосредоточены рудные штокверки золото-редкометалльной ассоциации, а вне этих зон, на расстоянии порядка нескольких км от них – жильные рудные объекты [5]. Кроме того, региональные зоны эпитермальных изменений в мезозойских вулканических и орогенных поясах Приамурья чаще всего выражены надфоновыми повышениями калий-ториевого отношения и отчасти – уран-ториевого, а локальные аномалии уран-калиевого отношения сосредоточены в рудных полях объектов золото-редкометалльной ассоциации, в том числе, за пределами зон регионального метасоматоза.

Самые перспективные из магмоподводящих зон, контролирующие объекты ранга месторождений, определяются как рудные зоны; в пределах рудного района их выделяется не больше одной-двух. Рудным зонам присущи следующие важные признаки:

1) широкое развитие гидротермально-метасоматически измененных пород, выделяющихся интенсивными аномалиями отношений ЕРЭ;
2) контроль подавляющего большинства мелких интрузивных тел специализированных на рудные элементы магматических комплексов, обладающих повышенной намагниченностью;
3) рудные зоны контролируют все уже известные крупные рудные объекты и являются осями корреляции перспективных минералогических и геохимических ореолов.

Все выделенные на основе комплексной интерпретации концентрически-кольцевые структуры диаметром 8–12 км (рудные поля), по набору признаков могут быть поделены по степени перспективности. В рудных районах все подобные структуры в той или иной степени обладают прямыми геохимическими признаками (наличие в рудных полях коренных и россыпных проявлений рудных металлов, шлиховых, донных, геохимических ореолов); их перспективность должна в первую очередь оцениваться по выраженности этих признаков. Среди них условно можно выделить: рудные поля предполагаемых месторождений (крупных объектов), мелких проявлений и точек минерализации. Задача заключается в отбраковке большинства объектов, обладающих низкими перспективами; при этом группа проявлений бракуется частично, а точек минерализации – полностью. Важное значение при оценке перспектив имеют структурно-тектонические признаки: приуроченность перспективных рудных объектов к крупным магмоподводящим разломам (рудным зонам) и узлам их пересечения.

Кроме благоприятных минералого-геохимических и структурно-тектонических признаков, необходимыми признаками перспективных рудных полей являются: крупные размеры рудного поля (от 10 до 12 км и выше), обязательное присутствие в рудном поле специализированных магматических комплексов, а также интенсивная и ярко выраженная метасоматическая зональность. Все эти признаки хорошо определяются на основе интерпретации данных крупномасштабной аэрогеофизической съемки. Магматические породы, в том числе, залегающие на некоторой глубине, часто характеризуются локальными аномалиями магнитного поля высокой интенсивности. С учетом характерной интенсивности этих аномалий и их особой морфологии, они могут легко выделяться на фоне прочих объектов.

При поисках руд олово-полиметаллической серии, важную роль могут играть крупные интрузивные тела специализированного комплекса, залегающие на некоторой глубине и обладающие низкой намагниченностью. Часто рудные объекты сосредоточены на поверхности, в надинтрузивной зоне таких тел, либо в области их экзо-эндоконтакта. В магнитном поле такие тела не отражаются, но для целей прогноза установить наличие подобной, специализированной на олово интрузии на глубине, бывает чрезвычайно важно. Обычно надинтрузивная зона таких интрузий хорошо проработана гидротермально-метасоматическими процессами, поэтому она контрастно выражена на картах отношений ЕРЭ. Если такая интрузия залегает на поверхности, она не находит отражения в магнитном поле, но на картах отношений ЕРЭ контрастно выражена область ее экзо-эндоконтакта, проработанная контактово-метаморфическими процессами.

В золоторудных районах часто выделяется два и более магматических комплекса, близких по составу, возрасту и облику, но принципиально разных (специализированных на рудные элементы и безрудных), которые необходимо дифференцировать. Специализированные на золото интрузии часто обладают повышенной намагниченностью, за счет чего хорошо выражены в магнитном поле на фоне менее намагниченных и более крупных магматических тел безрудных комплексов. Кроме того, рудоносные и прочие магматические комплексы, относятся к разным стадиям тектоно-магматического процесса и существенно отличаются по средним фоновым значениям отношений ЕРЭ. Наличие интрузивных тел специализированных комплексов – это обязательный признак коренных месторождений.

Важнейшая роль аэрогаммаспектрометрии состоит в возможности картирования метасоматитов и выделения в рудном поле концентрически-зональных гидротермально-метасоматических систем. Выраженная концентрическая зональность метасоматитов – типичный признак рудных систем, причем для различных типов месторождений характерна своя, специфическая зональность. Метасоматиты образуются на всех стадиях рудного процесса; большинство их них в той или иной степени рудоносны. Особенно ярко выражена зональная метасоматическая система в рудных полях штокверков. Крупная по размерам, ярко выраженная и полнопроявленная (представлен весь спектр метасоматитов, типичных для подобных объектов) гидротермально-метасоматическая система – обязательный признак месторождений. Выделенные по картам отношений ЕРЭ, гидротермально-метасоматические системы можно использовать для создания моделей рудных полей и локализации в пределах рудного поля перспективных участков.

Литература

1. *Альтшулер М.И., Кузьмин Г.И. Крупномасштабный прогноз золоторудных объектов по комплексным аэрогеофизическим данным. – СПб. : Роскомнедра – ВИРГ Рудгеофизика, 1993. – 160 с.*
2. *Володькова Т.В. Использование АГСМ-съемки при региональных исследованиях в Приамурье // Тихоокеан. геология. – 1996. – №2. – С.116–125.*
3. *Володькова Т.В. Геофизические характеристики регионально-площадного метасоматоза и его связь с глубинными процессами // Закономерности строения и эволюции геосфер : VI Междунар. междисциплинар. науч. симпоз. – Хабаровск, 2004. – С.24–34.*
4. *Володькова Т.В. Аномалии отношений радиоактивных элементов и природа рудной минерализации Приамурья // Тихоокеан. геология. – 2006. – С.54–68.*
5. *Володькова Т.В. Метасоматические процессы при формировании золото-редкометалльных месторождений по данным аэрогеофизики // Геохимия и рудообразование радиоактивных, благородных и редких элементов в эндогенных и экзогенных процессах. – Улан-Удэ, 2007. – С.50–53.*
6. *Металлогения и воспроизводство фонда недропользования // Методология и методы металлогенического анализа и прогноза рудных объектов – состояние и перспективы применения для воспроизводства фонда недропользования : тез. докл. Всерос. совещ., Москва, 24–25 ноября 1999 г. – М. : ЦНИГРИ, 2000. – 154 с.*
7. *Прогноз, поиски и оценка рудных и нерудных месторождений – достижения и перспективы : тез. докл. науч.-практич. конф., Москва, 20–22 мая 2008 г . – М. : ЦНИГРИ, 2008. – 208 с.*

УРАН И ТОРИЙ В УГЛЯХ ИТАТСКОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ КАНСКО-АЧИНСКОГО БАССЕЙНА

А.В. Волостнов, С.И. Арбузов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, volostnov@list.ru

URANIUM AND THORIUM IN COALS OF THE ITATSKY DEPOSIT OF KANSKO-ACHINSK BASIN

A.V. Volostnov, S.I. Arbuzov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The article is devoted to uranium and thorium geochemistry in brown coals of the Itatsky deposit of Kansko-Achinsk coal basin. The estimation of average contents of uranium and thorium in deposit coals is executed. Their distribution in a vertical profile of coal layers is studied. Results of studying of modes of occurrence of uranium and thorium are given. Conclusions on radio-ecological danger at the operation of the Itatsky deposit of brown coals are drawn.*

Изучению урана и тория в углях посвящено большое количество работ. Это связанно как с потенциальной возможностью извлечения урана из углей, так и с радиоэкологической опасностью обоих элементов. Изученное нами угольное месторождение достаточно давно известно, как объект, в золах углей которого содержание урана сопоставимо с бедными урановыми рудами. Однако в связи с экономической нецелесообразностью разработки месторождения с целью извлечения урана из углей и зол углей, встает вопрос о его потенциальной радиоэкологической опасности как при добыче и транспортировке угля, так и при его сжигании. В связи с этим возрастает внимание к изучению уровней накопления и форм нахождения в углях естественных радиоактивных элементов.

Итатское буроугольное месторождение расположено на северо-востоке Тяжинского района Кемеровской области. Месторождение приурочено к крупной синклинальной структуре северо-восточного простирания, сложенной юрскими угленосными осадками, которые погружаются в западном направлении под меловые отложения [5].

Угленосная толща месторождения содержит до 20 угольных пластов. Основным рабочим пластом является пласт Итатский, его мощность достаточно выдержана, составляет в среднем 42,2 м, на отдельных участках мощность меняется от 24 до 80 м. В большинстве случаев он состоит из двух пачек, разделенных прослоем углистого аргиллита или алевролита [5].

Уголь Итатского месторождения по технологической классификации относится к группе 2Б, бурый витринитовый с преобладанием плотных матовых разностей, среднезольный (8–14%), с повышенным содержанием серы (0,3–1,4%) [5].

На выходах пласта под наносы широко развита зона окисления. Мощность зоны окисления существенно варьирует, в отдельных разрезах достигает 10–12 м. Окисленные угли, особенно сажистые их разновидности, отличаются высокими содержаниями урана [1].

Опробование углей проводилось бороздовым методом вкрест простирания угольных пластов по направлению от кровли к почве. Интервалы опробования изменялись от 0,01 до 5 м в зависимости от решаемых задач. Определения урана и тория проводились нейтронно-активационным анализом (ИНАА) в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета. Отсутствие химической подготовки пробы и определения непосредственно в угле без озоления проб с рядовым и аномальным содержанием элементов делает этот метод наиболее удобным для исследования углей. Пределы обнаружения содержаний урана и тория методом ИНАА составляют 0,1 и 0,2 г/т соответственно.

С целью качественной оценки форм нахождения

нами выполнено исследование группового состава углей. Извлечение гуминовых веществ и битумов проводилось в соответствии со стандартными методиками в лаборатории комплексного использования горючих ископаемых ТПУ С.Г. Масловым.

Изучение форм нахождения и характера распределения урана в углях проводилось методом f-радиографии. Для исследований использовались петрографические шлифы, в качестве детектора – лавсановая пленка. Облучение проводилось потоком нейтронов 10^{14}–10^{16} н/см^2·с на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т НИИ ядерной физики ТПУ. В качестве эталона использовался клеевой материал с известным содержанием урана [4]. Дальнейшие исследования проводилось в проходящем свете на микроскопе Axioskop 40.

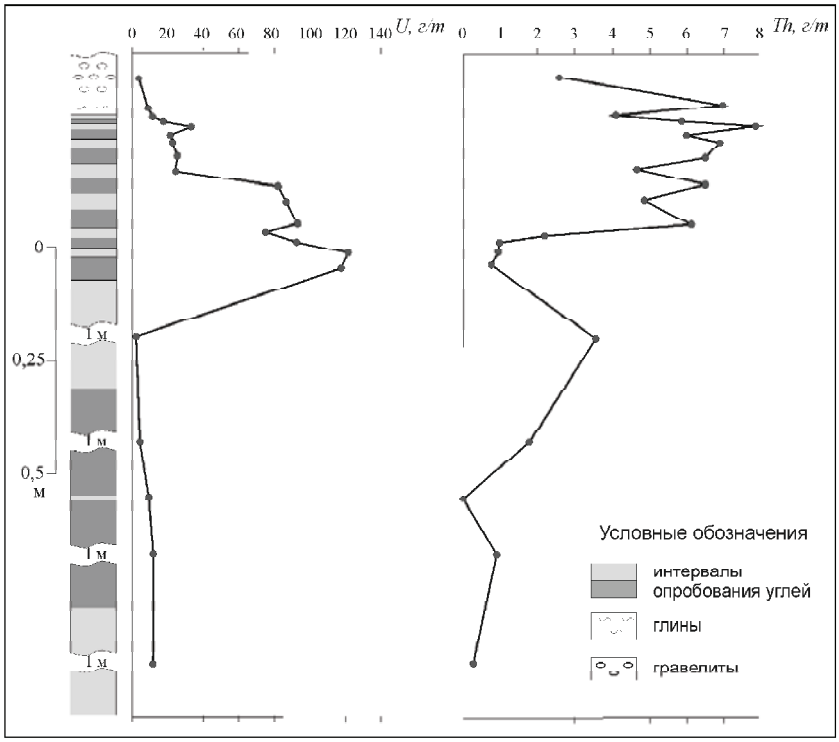


Рис. 1. *Распределение урана и тория в вертикальном разрезе пласта Итатского*

Для углей месторождения характерно высокое среднее содержание урана в углях, оно составляют 18,5 г/т, что более чем в 6 раз выше кларка для бурых углей [6]. В пересчете на золу это составляет 128 г/т. Среднее содержание тория, в отличие от урана, более чем в три раза ниже кларка для бурых углей и составляет 0,88 г/т. Торий-урановое отношение существенно ниже по сравнению с другими типами пород, что является типичным для углей и обусловлено низкой подвижность тория в зоне гипергенеза.

Распределение урана в вертикальном разрезе пласта Итатского типично для бурых углей с наложенной зоной окисления (рис. 1). Верхняя часть пласта перекрыта гравелитовой кровлей и тонкой глинистой покрышкой мощностью около 3 см. Уран в верхней части пласта образует ярко выраженную аномалию, в которой максимальные содержания в угле превышают 120 г/т. Аномалия приурочена не к приконтактовой части, а немного сдвинута вниз по разрезу к фронту зоны окисления. Большинство таких аномалий носят локальный характер и обычно приурочены к выходам пластов под наносы, либо к зонам размыва пласта, выполненным проницаемыми отложениями [2]. В большинстве аномалий такого рода нарушено радиоактивное равновесие, что свидетельствует о молодом возрасте оруденения, не пре-

Таблица 1. *Содержание урана и тория во фракциях группового состава бурого угля Итатского месторождения*

Групповой состав	Выход фракций, %	Содержание U, г/т	Выход U во фракцию, %	Содержание Th, г/т	Выход Th во фракцию, %
ИТ-06-11					
Исходный уголь	100	25	100	6,65	100
Битум	0,2	4547	36,6	3226	97
Фульвокислоты	1,9	535	40,7	4,1	1,2
Гуминовые кислоты	51	0,3	0,7	0,02	0,1
Остаточный уголь	47	11,8	22	0,24	1,7
ИТ-06-20					
Исходный уголь	100	142,7	100	0,6	100
Битум	0,3	2648	5,6	54,3	27
Фульвокислоты	2,0	4104	57,5	5,7	19
Гуминовые кислоты	53,1	2,9	1,1	0,3	28
Остаточный уголь	44,6	114,7	35,9	0,4	26

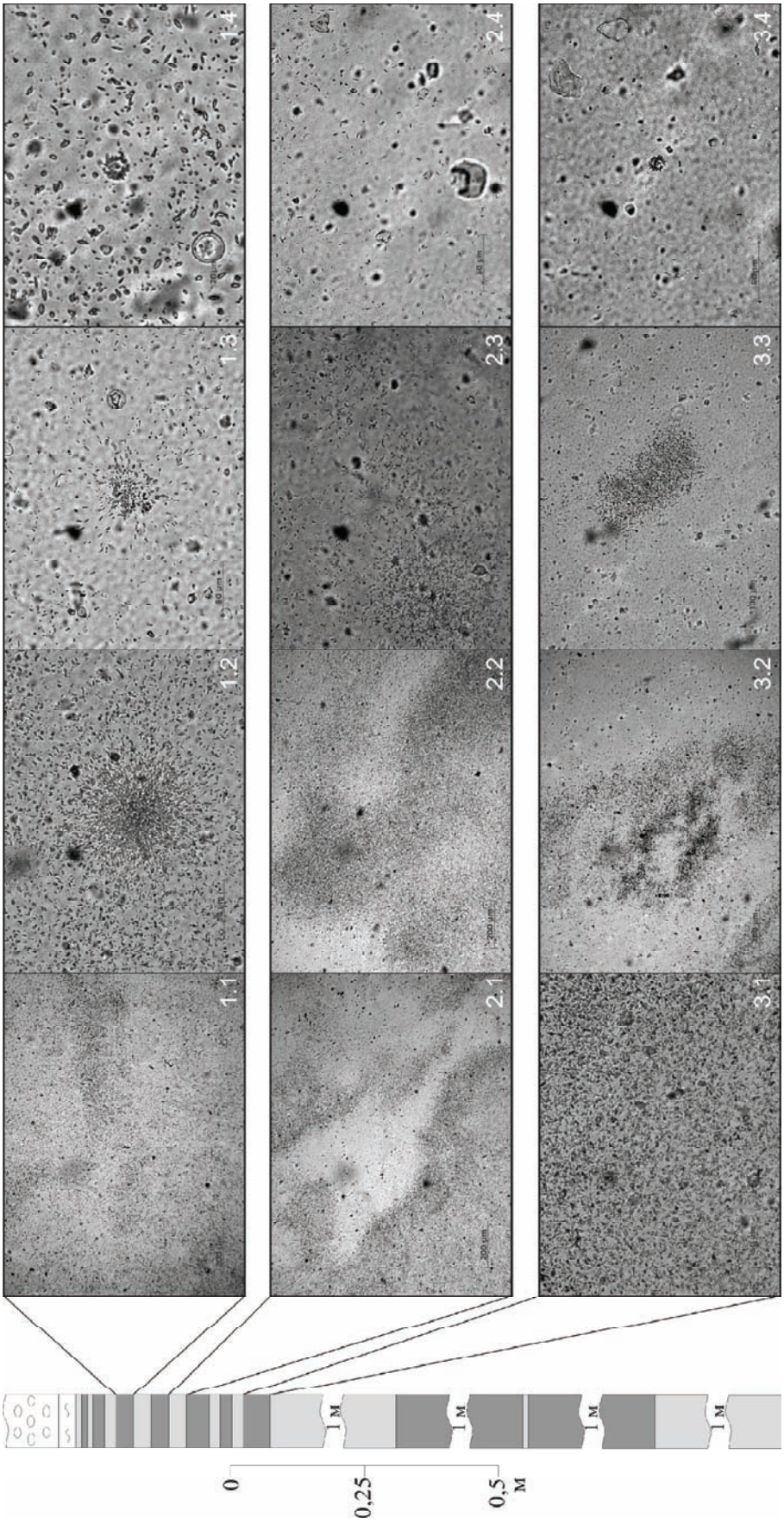


Рис. 2. *Различные виды распределение урана в углях пласта Итатского по данным f-радиографии (лавсановый детектор)*

вышающем двух миллионов лет [3]. Чаще всего гипергенное окисление в таких разрезах сопровождается накоплением не только урана, но и других редких элементов [2].

Характер распределения тория в вертикальном профиле пласта Итатского также типичен для пластов бурых углей (рис. 1). Содержания тория несколько повышены в верхней приконтактовой части разреза, образуя прикровельную зону обогащения, сопоставимую с содержаниями в глинах. Менее обогащен непосредственный контакт с кровлей. Вниз по разрезу содержание тория заметно уменьшается.

Изучение групповой состава угля (табл. 1) двух проб Итатского месторождения показало, что в пробе ИТ-06-11, находящейся на краю зоны обогащения, основная масса урана сконцентрирована в фульвокислотах. Несмотря на низкий выход фульвокислот в них сосредоточено 40,7% от массы урана в пробе. На битумы приходится 36,6% урана, а на гуминовые кислоты – менее 1%. Несколько отличается распределение урана в пробе ИТ-06-20, однако основное его количество (57,5%) также связано с фульвокислотами и лишь 1,1% – с гуминовыми кислотами.

Торий в изученных пробах, как и уран, ведет себя неоднозначно и нетипично для бурых углей. В пробе ИТ-06-11 основная масса тория (97%) сосредоточена в битуме. В пробе ИТ-06-20 торий, напротив, практически равномерно распределен по фракциям.

Метод f-радиографического исследования дал более наглядное представление о формах нахождения урана в итатских углях. Этим методом нами были изучены три пробы с разными высокими содержаниями урана. Первый изученный образец с содержанием 25,4 г/т расположен выше основной зоны аномалии (рис. 1). Основная масса металла в данном образце в основном представлена рассеянной формой. Наиболее типичным является неравномерное рассеяние треков с различной плотностью (рис. 2: 1.1). Встречаются различные зоны обогащения овальной и линейной формы. Кроме того, в образце обнаружено значительное количество скоплений в виде "звезд". Размер "звезд" варьирует от 40 до 120 мкм, кроме того встречаются "звезды" с различной плотностью треков. В некоторых случаях из-за высокой плотности нет возможности посчитать количество треков (рис. 2: 1.2, 1.3). Скопления треков с невысокой плотностью свидетельствуют о наличии в угле акцессорных минералов, наличие же "звезд" с очень высокой плотностью может свидетельствовать о присутствии собственных минералов урана.

Распределение треков во втором образце с содержанием урана 88,1 г/т значительно отличается от первого. В нем зафиксировано неравномерное распределение с более высокой плотностью треков (рис. 2: 2.1, 2.2, 2.3). Встречаются зоны обогащения, в которых на контактах с необогащенными зонами содержание треков несколько выше, чем в общей массе (рис. 2: 2.1). Зоны обогащения, так же как и в первом образце, имеют различную форму (рис. 2: 2.1, 2.2, 2.3).

Третий образец содержит 118,5 г/т U и характеризуется неравномерным его распределением. На отдельных участках установлена очень высокая плотность треков (рис. 2: 3.1, 3,2). В целом неравномерный характер распределения, как и в предыдущих образцах, характеризуется различными формами. Отдельные участки с очень высокой плотностью треков имеют практически правильную геометрическую форму (рис. 2: 3.3). Отличительной особенностью второго и третьего образца от первого является отсутствие скоплений в виде звезд. Кроме того, во всех изученных образцах зафиксированы скопления в виде мелких колец с размерами менее 10 мкм (рис. 2: 1.4, 2.4, 3.4). Такого рода скопления встречаются достаточно часто во втором и третьем образцах, которые, в свою очередь, отобраны из участков наиболее обогащенных ураном.

Проведенные радиографические исследования показали, что основная масса урана в изученных углях Итатского месторождения с высокими и аномально повышенными содержаниями представлена преимущественно рассеянной формой. Наряду с сорбированным на органическом веществе ураном в небольшом количестве присутствует его минеральная форма. Для более точного выявления минеральных форм нахождения радиоактивных элементов в углях месторождения в настоящее время проводятся электронно-микроскопические исследования.

Таким образом, проведенные исследования показывают, что окисленные бурые угли Итатского месторождения радиоэкологически опасны. Это связано в первую очередь с аномально высокими содержаниями урана. Такие высокие содержания урана в углях требуют применения специальных экологических мероприятий с целью защиты населения и окружающей среды при добыче, транспортировке и сжигании углей. Кроме того, нахождение большей части урана в рассеянной форме несет большую опасность для населения при промышленном сжигании угля, так как значительная часть урана может накапливаться в тончайшей фракции зольного уноса и проскакивать через системы очистки дымовых газов. Для безопасного использования углей такого качества необходимо проводить обязательный радиологический контроль отрабатываемых участков и готовой продукции.

Литература

1. *Гаврилин К.В., Озерский А.Ю. Канско-Ачинский угольный бассейн. – М. : Недра, 1996. – 272 с.*
2. *Геохимия и металлоносность углей Красноярского края / С.И. Арбузов, А.В. Волостнов, В.В. Ершов и др. / под общ. ред. С.И. Арбузова. – Томск : STT, 2008. – 300 с.*
3. *Радченко А.И., Левицкий В.М., Арбузов С.И. Радиоактивные изотопы в бурых углях Итатского месторождения Канско-Ачинского бассейна // Проблемы и перспективы развития минерально-сырьевой базы и предприятий ТЭК Сибири : матер. межрег. научно-практ. конф., Томск, 15-17 мая 2007. – Томск : Изд-во ТПУ, 2007. – С.254–256.*
4. *Сарнаев С.И., Рихванов Л.П. Опыт по созданию эталона для определения урана методом f-радиографии // Радиографические методы исследования в радиогеохимии и смежных областях : тез. докл. 3-го Всесоюз. совещ. - Новосибирск : Изд. ОИГГМ СО АН СССР, 1991. – С.75–77.*
5. *Угольная база России. Том 3. Угольные бассейны и месторождения Восточной Сибири (Красноярский край, Канско-Ачинский бассейн; Республика Хакасия, Минусинский бассейн: Республика Тыва, Улугхемский бассейн и др. месторождения; Иркутская область Иркутский бассейн и угольные месторождения Предбайкалья). – М. : Геоинформоцентр, 2002. – 488 с.*
6. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Ценные элементы-примеси в углях. – Екатеринбург : Уро РАН, 2006. – 538 с.*

ВЛИЯНИЕ СОСТАВА ОЗЕРНЫХ ДОННЫХ ОСАДКОВ НА СОДЕРЖАНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ИСКУСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ. БАЙКАЛЬСКИЙ ЭКОРЕГИОН

Ю.С. Восель, В.Д. Страховенко

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, info@bsc.buryatia.ru

INFLUENCE OF THE BOTTOM LAKE PRECIPITATION ON THE CONTENT OF THE NATURAL AND ARTIFICIAL RADIO-NUCLIDES. BAIKAL REGION

Yu.S. Vosel, V.D. Strakhovenko

Institute of the Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *Through the analysis of gamma-ray spectrometry were analyzed bottom sediments and soils in the catchment areas of the content of natural radionuclides (U, Th, K) and artificial Cs. Lake sediments are divided into four types: terrigenous, carbonate, terrigenous-carbonate and organogenic.*
A careful examination of the contents of natural radionuclides in lake sediments indicates that their content in the bottom draft is less than in soils of the water-catchment area and does not depend on the type of mineral sediments. The exception is U, which accumulates mostly in lake sediments and the more organic sediments there are – the bigger the contamination of U there is. Contamination of U in the sediment column increases in the upper levels. The accumulation Cs in lake sediments is a result of it's evacuation from water-catchment area.

В последние десятилетия заметно повысился интерес к изучению уровней содержания различных химических веществ и элементов, в том числе и радионуклидов в объектах окружающей среды, составляющих в совокупности геохимический и биогеохимический фон биосферы Земли. С ростом промышленных и иных антропогенных выбросов в окружающую среду неуклонно возрастает влияние человеческой деятельности на круговорот химических веществ, на их природный баланс. Поэтому определение природных, базовых уровней, т.е. ненарушенного "доиндустриального" геохимического фона не терпит промедления. И поэтому определение реперных значений – природных фоновых уровней и допустимых концентраций для оценки загрязнения современных осадков – одна из центральных задач проектов, рассматривающих донные осадки как индикаторы загрязнения [3, 4, 6].

Осадочные породы играют существенную роль в геохимическом балансе радиоактивных элементов, особенно урана, большая часть которого в приповерхностной зоне земной коры теснейшем образом связана с песчано-глинистыми и другими отложениями. Так же для осадочных отложений важна связь урана с органическим веществом, проявленная с одинаковой устойчивостью в песчаниках, известняках и других породах. В нашем случае рассматриваются озерные отложения, содержание радионуклидов в которых зависит в основном от окружающего ландшафта. Вовлечение крупных масс элементов в водную миграцию имеет весьма важное значение для поддержания природного равновесия водных экосистем [6]. И поскольку озера являются накапливающими элементами ландшафта, то их донные отложения – это отображение геохимических процессов в пределах бассейна озера.

Объектом исследования в нашей работе являются компоненты экосистем озер экорегиона Байкал. Пробы отобраны в ходе полевых сезонов 2004–2008 гг. Озера расположены в степной ландшафтной и предгорной ландшафтных обстановках. Осадки отбирались с катамарана цилиндрическим пробоотборником с вакуумным затвором на глубину 100 см, с последующем послойным разделением, а почвы металлическим кольцом высотой 5 см на глубину до 40 см.

Озера Иркутской области находятся в пределах Иркутско-Черемховской впадины, сложенной раннекембрийскими и среднеюрскими отложениями. В литолого-фациальном отношении среди кембрийских отложений резко преобладают карбонатные и галогенные осадки морского и лагунного генезиса. Озера к югу от Байкала, как и остальные бурятские озера, располагаются в зоне Байкальской впадины. На юге это средне-архейские и раннепротерозойские терригенно-карбонатные отложения, которые граничат с протерозойскими гранитными массивами Хамар-Добана. Озера, расположенные центральной части восточного берега Байкала, находятся главным образом на территории, сложенной гранитными массивами средне-протерозойского и раннепалеозойского возраста, кроме этого присутствуют и отложения четвертичного осадочного чехла. Озера Читинской области находятся в пределах Икатского террейна. Среди относительно слабометаморфизованных и стратифицированных отложений этой территории преобладают венд-кембрийские терригенные-грубообломочные, флишоидные, терригенно-вулканогенные и, главным образом, карбонатные отложения.

Цель данной работы: выявить закономерности распределения естественных радионуклидов, искусственного ^{137}Cs в системе "вода – почва водосборных площадей – донный осадок озер Байкальского экорегиона".

Аналитические работы выполнены в лаборатории геохимии редких элементов и экогеохимии Институт геологии и минералогии СО РАН с использованием соответствующих методик пробоподготовки и анализа. Определение ^{137}Cs (техногенного радионуклида), ^{238}U, ^{232}Th и ^{40}K (естественных радионуклидов) проведено гамма-спектрометрическим методом. В аналитическом центре того же Института выполнен рентгенофазовый анализ на минеральное вещество.

Таблица. 1. *Среднее содержание естественных радионуклидов, радиоцезия в почвах и донных отложениях озер региона оз. Байкал*

Озеро	U(Ra), г/т	Th, г/т	K, г/т	Th/U	137Cs, (Бк/кг)	U(Ra), г/т	Th, г/т	K, г/т	Th/U	137Cs, (Бк/кг)
	Почвы водосборных площадей					Донные отложения				
Иля*	1,8	6,7	2,8	3,8	18	7,3	10,5	2,1	1,4	15
Халанда*	2,2	17,0	2,7	7,7	8	3,9	10,9	0,8	2,8	16
Орловка*	2,8	8,4	1,8	3,0	41	2,6	2,8	1,6	1,1	12
Ордынское**	1,4	4,6	2,4	3,4	16	2,4	0,6	0,1	0,2	2
Аляты**	2,3	6,0	1,6	2,6	6	1,7	3,3	1,3	1,9	1
У Еланцов**	1,4	3,0	1,3	2,1	8	2,2	4,1	1,2	1,9	3
Пресное**	1,5	5,5	1,3	3,6	6	2,5	4,7	1,4	1,8	16
Намиш-нур**	1,8	7,3	1,6	4,0	9	3,2	6,2	1,2	1,9	15
Цыган-тым**	1,6	5,2	1,3	3,3	3	3,2	4,4	1,1	1,4	5
Котокель***	2,2	6,2	2,0	2,8	9	4,6	5,3	2,4	1,1	6
Соленое***	2,0	5,9	2,2	3,0	2	3,0	2,7	1,3	0,9	1
Духовое***	2,7	8,2	1,5	3,0	18	7,2	4,5	0,5	0,6	22
Сказка***	2,8	7,6	1,3	2,7	53	4,1	7,0	1,6	1,7	70
Очковое***	2,1	4,6	1,0	2,2	43	4,8	1,6	0,3	0,3	24

Среднее содержание естественных радионуклидов в породе

*Забайкалье	4–6	16–20
**Зап. берег	2–4	8–12
***Вост. берег	4–6	12–16

Типы почв					Типы осадочных пород			
	U(Ra), г/т	Th, г/т	K, г/т	Th/U		U(Ra), г/т	Th, г/т	Th/U
Дерновоподзол.	1,2	5,4	1	4,5	Известняки	1,7	1,8	1,1
Серая лесная	1,4	6,6	1,3	4,6	Карб. Сиб. платф.	1	0,6	0,6
Каштановая	2,1	9,1	1,9	4,3	Терригенные	2,4	6,2	2,6
Серобурая	2,2	10,1	2,3	4,5	П.ш. пески	1,5	1,8	1,2
					Кварцевые пески	0,6	2	3,3
					Песчан. З-Сиб. пл.	1,3	4,8	3,7
					Глины	4,5	10	2,2
					Алевр. З-Сиб. пл.	2,7	9,5	3,5
					Органогенные	4,4	3,4	0,8

По данным рентгенофазового анализа, донные осадки можно разделить на четыре группы: кварц-полевошпат-слюдяные и глинистые, карбонатные, органогенные и смешанные, имеющие в своем составе как кальцит (арагонит), так и плагиоклаз+кварц. Кварц-полевошпат-слюдянные донные отложения являются перенесенными и переотложенными продуктами механического разрушения горных пород. Карбонатные и органогенные осадки переходят в твердую фазу и осаждаются в результате хемогенного и биохемогенного синтеза, биогенной аккреции и физической аккумуляции под действием гидродинамических факторов, причем происходит это в весьма разнообразных обстановках и в достаточно широком диапазоне изменения температуры и солености.

В результате анализа компонентов озерных экосистем на содержание естественных и искусственных радионуклидов (Th, K, U (по Ra) и ^{137}Cs), и сравнение наших данных с опубликованными в литературе, позволило выявить некоторые закономерности их распределения (табл. 1). Средние содержания естественных радионуклидов в почвенных профилях определяются радиоактивностью почвообразующих пород, их концентрации в донных отложениях по абсолютным значениям соответствуют почвенным значениям, за исключением U, концентрации которого в большинстве случаев в донных осадках выше, чем в почвах.

Почвы экорегиона Байкал образованы на различных магматических породах разных по составу интрузивных комплексов. Повышенная концентрация урана и тория в магматических породах, в сравнении с осадочными образованиями, общеизвестна. Индикатором миграции радионуклидов служат различные отношения их валовых содержаний, например Th/U [1, 2, 5]

На тройных диаграммах представлены усредненные разрезы почвенные и донного осадка (рис. 1) в системе

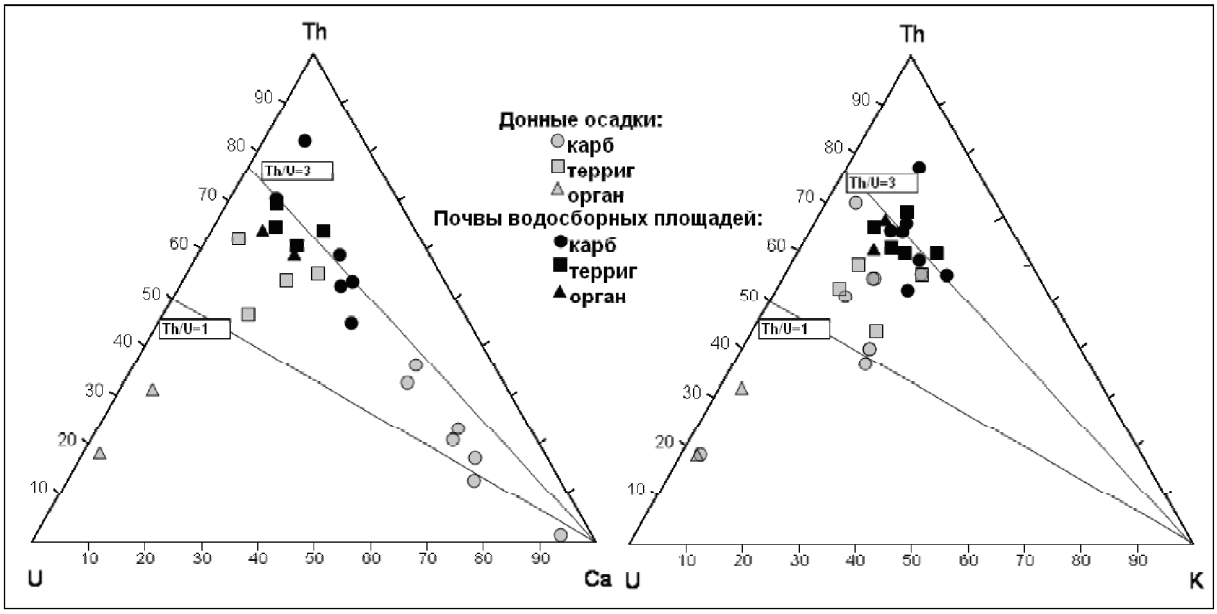


Рис. 1. *Распределение U, Th, K^{40} в системе "донный осадок – почва"*

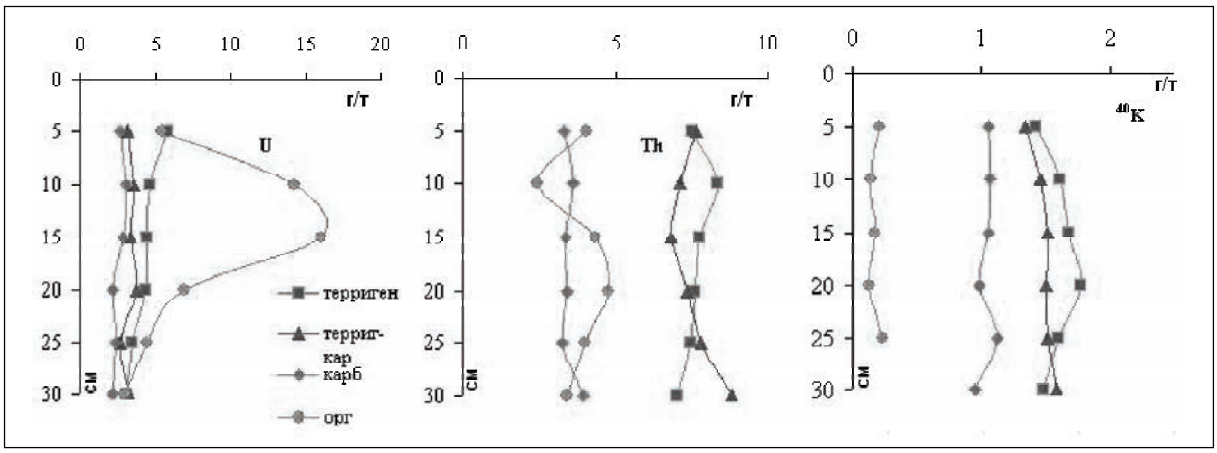


Рис. 2. *Усредненные вертикальные распределения естественных радионуклидов в колонках донных осадков разных минеральных типов*

U-Th-Ca и U-Th-K. На них хорошо видно, что все группы донных осадков относительно почв обогащены U, что является следствием наличия в них органогенной составляющей. Надо отметить, что в зависимости от типа осадка степень обогащения меняется. Что касается Th и K, то донные осадки обеднены этими элементами относительно почв, что тоже закономерно, т.к. в системе "порода – вода – осадок" они инертны и главным образом содержатся и переносятся в твердой фазе (рис. 1).

На рисунок также нанесено индикаторное Th/U отношение. Содержания естественных радионуклидов в донных отложениях не зависят от минерализации воды озер и заметно отличаются в различных типах осадков. Анализ фактического материала по почвам и донным осадкам показывает уменьшение величины Th/U отношения в системе почва-донный осадок, а так же непосредственно в донных осадках всех озер (рис. 1).

Установлены некоторые закономерности изменения величины Th/U отношения в донных отложениях озер в зависимости от их минерального состава (рис. 1). Органогенные осадки обогащены ураном относительно всех других типов.

Вертикальное распределение естественных радионуклидов в донных осадках разных минеральных типов практически везде однородное и разброс значений лежит в пределах ошибки анализа. Различаются распределения только по абсолютным концентрациям в зависимости от состава осадка, что так же может говорить о механическом переносе этих элементов. Исключением являются содержания U в органическом осадке. Из диаграммы видно, что в разрезе органогенного осадка содержания U не однородно, что объясняется подвижностью этого элемента в среде с соответствующими условиями (рис. 2).

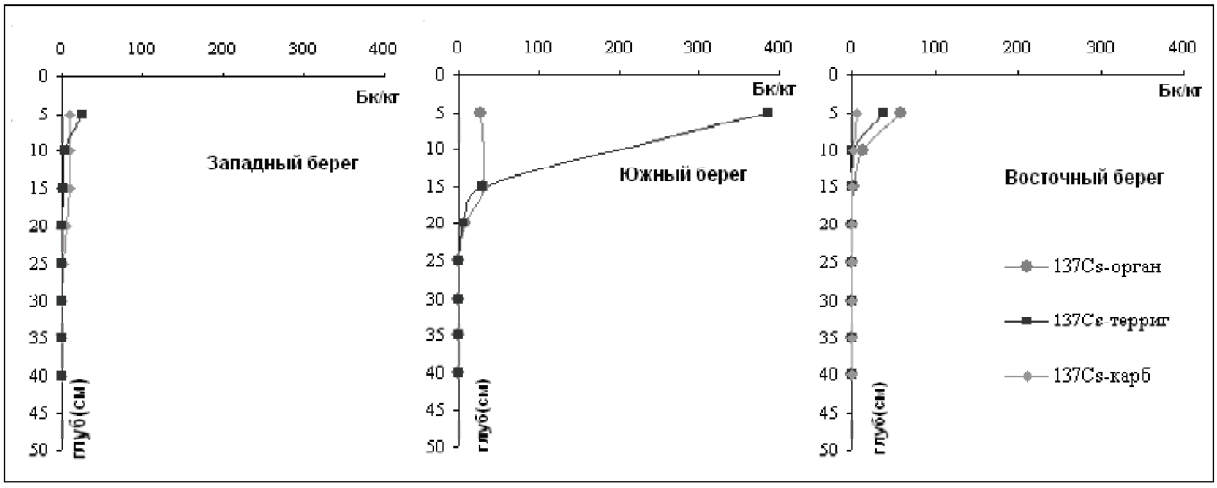


Рис. 3. *Усредненные вертикальные распределения ^{137}Cs в разрезах донных осадков разных минеральных типов в зависимости от расположения относительно Байкала*

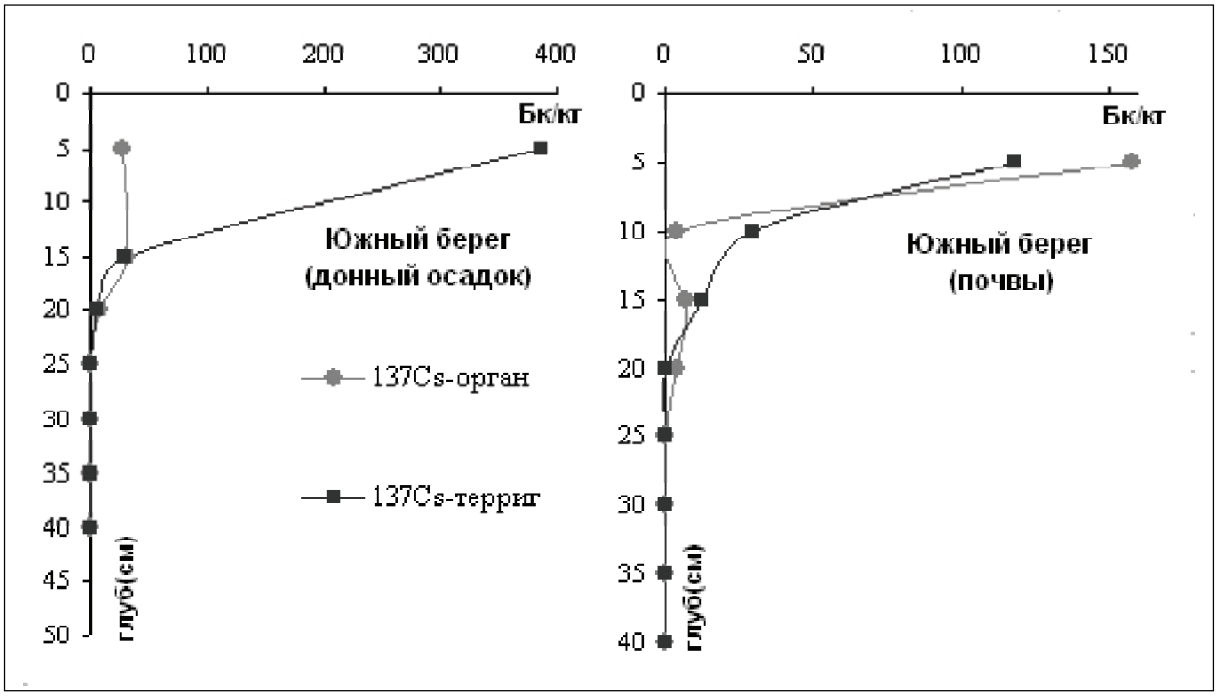


Рис. 4. *Усредненные вертикальные распределения ^{137}Cs в разрезах донных осадков и почв их водосборных площадей расположенных на южном побережье Байкала*

Помимо естественных радионуклидов вещество анализировалось на содержание искусственного радионуклида ^{137}Cs. Суммарные запасы ^{137}Cs в почвах водосборных площадей озер, немного выше глобального фона (40 мКи/км^2), за исключением озерных экосистем южного побережья Байкала. Если сравнивать суммарные запасы в донном осадке, то они соответствуют запасам в почвах водосборных площадей. Высокий уровень в донных отложениях озер южного побережья (оз. Сказка – 155 мКи/км^2, оз. Очковое – 167 мКи/км^2) и низкий в озерах Прибайкалья (оз. Ордынское – 0 мКи/км^2, оз. Аляты – 17 мКи/км^2) определяется несколькими факторами: высоким и низким уровнем атмосферных осадков в соответствующих регионах (рис. 3), предгорным и степным ландшафтами и положением относительно ядерных полигонов.

Кроме того, необходимо отметить, что ^{137}Cs поступает в донные осадки главным образом с терригенной составляющей. Это хорошо видно на вертикальных разрезах донных осадков разного минерального состава. На рисунке видно, что в озерах с терригенным донным осадком ^{137}Cs накапливается гораздо больше чем в озе-

рах с карбонатным или органогенным осадком. Это как раз может служить доказательством того, что ^{137}Cs главным образом поступает с механическим сносом с берегов. Можно еще предположить, что количество ^{137}Cs зависит от количества его в почвах водосборных площадей, но распределение ^{137}Cs в донных осадках на юге Байкала показывает, что при одинаковых содержаниях в почвах органогенные и терригенные отложения накапливают цезий по-разному (рис. 4).

Выводы

1. Содержание естественных радионуклидов в донном осадке, меньше их содержания в почвах водосборных площадей и не зависит от минерального типа донных отложений, за исключением U, который напротив накапливается в озерных отложениях, и тем больше, чем больше органогенной составляющей в донном осадке. В разрезе содержание U увеличивается к верхним горизонтам.
2. Накопление ^{137}Cs в донном осадке происходит механического сноса материала с водосборных площадей.

Работа выполнена при поддержки проекта РФФИ №09-05-00137-а.

Литература

1. *Гавшин В.М., Никитин И.А. Радиогеохимическая специфика осадочных толщ Сибирской платформы.*
2. *Геологический атлас России масштаб 1 : 10 000 000 / отв. ред. А.А. Смыслов. – М.; СПб., 1996.*
3. *Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. – Кн.1. – М. : Недра, 1994. – 304 с.*
4. *Перельман А.И. Теоретические аспекты техногенной миграции : Методы изучения техногенных геохимических аномалий. – М., 1984. – С.3–8.*
5. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л. : Недра, 1974. – 231 с.*
6. *Таусон Л.В. Современные проблемы геохимии техногенеза // I Всесоюзное совещание "Геохимия техногенеза" : тез. докл. – Т.1. – Иркутск, 1985. – С.5–20.*

К ПРОБЛЕМЕ ОЦЕНКИ ПОГРЕШНОСТЕЙ ПРИ ПРОВЕДЕНИИ РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ПОЧВ

В.А. Габлин[1], А.И. Логинова[2], В.С. Лакаев[1], Л.Ф. Вербова[1], Ю.Н. Митронова[3]

[1]ГУП МосНПО "Радон", Москва, Россия, vgablin@radon.ru
[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, anet-84@list.ru
[3]ОАО "Атомэнергопроект", Москва, Россия, jluna@mail.ru

ON UNCERTAINTY ASSESSMENT IN RADIOECOLOGICAL MONITORING OF SOILS

V.A. Gablin[1], A.I. Loghinova[2], V.S. Lakayev[1], L.F. Verbova[1], J.N. Mitronova[3]

[1]SIA "Radon", Moscow, Russia
[2]Tomsk State University, Tomsk, Russia
[3]JSC "Atomenergoproekt", Moscow, Russia

Abstract. *For the first time relative uncertainty assessment of sampling, sample preparation and radiation measurements concerning Moscow soils sampled from different landscape areas is carried out. Recommendations on uncertainty reduction are given.*

Задача оценки погрешностей отбора проб, подготовки счетного образца и выполнения измерений, определяющих степень доверия к получаемым при проведении радиоэкологического мониторинга результатам, особо значима в силу того, что на всех стадиях мониторинга делаются априорные допущения и аппроксимации, осложняющие оценку получаемого результата, так как их невыполнение непредсказуемо влияет на его достоверность. Необходимость аппроксимаций обусловлена многофакторным воздействием на природные объекты, а также их изменчивостью и гетерогенностью. Многофакторность воздействия как внешняя причина приводит к ошибкам допущений при моделировании, важнейшей из которых и при том объективной является неполнота модели: невозможно учесть все параметры, существенные для описания поведения объекта, что связано как с техническими ограничениями, так и с неполнотой представлений о нем. Внутренние причины, связанные с составом и свойствами самого природного объекта, приводят к следующим главным ошибкам допущений:

1) принципиально недостижима представительность отобранной пробы по отношению к участку пробоотбора, а счетного образца – по отношению к отобранной пробе;
2) все расчеты измерений радиационных параметров проводятся в предположении, что измеряемая проба находится в состоянии радиоактивного равновесия. Между тем соотношения активностей радионуклидов – членов природных радиоактивных рядов обычно не соответствуют радиоактивному равновесию [5];
3) образец сравнения при радиометрических измерениях должен соответствовать счетному образцу по радионуклидному составу, что в общем случае невыполнимо даже теоретически [2].

Изложенное делает актуальной необходимость получения объективных количественных оценок погрешно-

Таблица 1. *Вещественный состав единичных проб почвы в лесопарковой зоне*

№ пробы	Масса пробы, г	Масса песка, г	Масса глины, г	Отношение масс глины и песка, %	Среднее отношение в точке конверта, %	Среднее отношение в конверте, %
Л-1-1	145,7	75,22	70,48	48:52	49:51	33:67
Л-1-2	148,75	72,26	76,49	51:49		
Л-1-3	142,5	75,31	67,19	47:53		
Л-2-1	137,0	75,98	61,02	45:55	48:52	
Л-2-2	157,1	76,70	80,4	51:49		
Л-2-3	125,9	64,57	61,33	49:51		
Л-3-1	73,43	55,70	**17,73**	24:76	23:77	
Л-3-2	118,75	91,73	**27,02**	23:77		
Л-3-3	63,6	49,73	**13,87**	22:78		
Л-4-1	113,5	91,20	22,30	20:80	23:77	
Л-4-2	124,9	100,07	24,83	20:80		
Л-4-3	134,55	95,63	38,92	29:71		
Л-5-1	155,5	106,94	48,56	31:69	24:76	
Л-5-2	168,25	133,70	34,55	21:79		
Л-5-3	143,7	113,63	30,07	21:79		

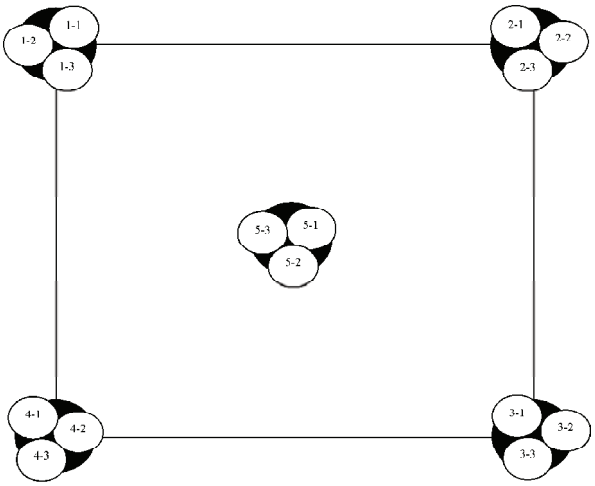


Рис. 1. *Схема отбора проб*

сти. Фактическим материалом являлось вещество трех проб почв, отобранных на сравнительно небольшой площади в ландшафтных зонах с различной степенью техногенного загрязнения: лесопарковая зона “Л”, жилой массив “Ж”, промзона “П”. Отбор проб выполнялся известным способом “конверта”. Обычно результатом пробоотбора является объединенная проба из пяти составляющих, отобранных в углах и центре квадрата со стороной 10 м [4], но для настоящих исследований каждая из этих составляющих отбиралась тремя уколами, так что каждый участок пробоотбора характеризовался 15 единичными пробами (рис. 1). Единичные пробы не объединялись, и в аналитические лаборатории было передано таким образом 45 отдельных проб.

Для оценки степени однородности почвы было выполнено разделение всех единичных проб на фракции глины и песка. Результаты разделения показывают факт неоднородности и для различных точек конверта, и для единичных проб (табл. 1).

К выполнению измерений готовились счетные образцы из единичных и объединенных проб. При объединении учитывались массовые доли единичных проб. Так, подготовленная к радиометрическим измерениям объединенная проба глинистой фракции, характеризующая точку 3 квадрата зоны “Л”, представляла собой счетный образец массой 1 г с соотношением масс единичных проб, равным 0,30 : 0,46 : 0,24, что соответствует массовым долям единичных проб (выделенные ячейки в табл. 1).

Результаты выполненных в соответствии с [3] измерений фракций глины и песка единичных проб (табл. 2), а также объединенных проб, характеризующих точки конверта и все три конверта, отражают эту неоднородность. Значения удельной суммарной активности альфа-излучающих радионуклидов ($\sum\alpha$) могут различаться более чем втрое; различия по удельной суммарной активности бета-излучающих радионуклидов ($\sum\beta$) могут превышать 1,5.

Почвы лесопарковой зоны характеризуются максимальными значениями $\sum\alpha$ и $\sum\beta$ при заметной изменчивости состава. Почвы в жилом массиве и промзоне характеризуются значительно меньшей контрастностью состава. Относительно небольшие разбросы значений $\sum\alpha$ и $\sum\beta$ проб, отобранных в этих зонах, могут быть объяснены процессами интенсивного перемешивания почвы. Это же объясняет минимальные значения $\sum\alpha$ в почве жилого массива и минимальные значения $\sum\beta$ в почве промзоны: верхний слой почвы снят, перекопан или засыпан привозным грунтом.

Результаты гамма-спектрометрических измерений не обнаруживают столь значительного разброса. Лишь удельная активность ^{137}Cs может различаться втрое, но

и погрешность его измерения достигает 60%. Удельные активности гамма-излучающих нуклидов по усредненным значениям в пробах лесопарковой зоны выше, чем в пробах жилого массива; особенно контрастны различия по ^{137}Cs.

Таким образом, на примере преобладающих в г. Москва ландшафтных зон установлен факт изменчивости состава почв и, как следствие, изменчивости их радиационных параметров. Эта изменчивость является важным источником погрешности данных радиоэкологического мониторинга.

В отличие от измерений пробоотбор и пробоподготовка не являются операциями, результат которых может быть описан числовыми характеристиками; при этом инструмент оценки погрешностей должен обеспечивать возможность сравнения оцененных величин. В этой связиавторы заключили, что:

1) погрешности пробоотбора и пробоподготовки могут быть оценены лишь через проведение измерений;
2) оценена может быть лишь относительная погрешность, связанная со статистическим характером процесса измерения и вероятностной природой излучения.

Относительная погрешность измерений оценивалась как повторяемость результатов измерений, выполненных для одного и того же образца на одном и том же детекторе при одних и тех же условиях по соотношению $\sigma = (A_i - \bar{A})/\bar{A} \cdot 100\%$, где A_i – измеренное значение удельной активности; $\bar{A}$ – среднее значение удельной активности. Всего было выполнено 30 измерений, по 10 для каждой ландшафтной зоны. Результаты оценки приведены в таблице 3.

Методом уменьшения относительной погрешности является многократное измерение счетного образца.

К методическим погрешностям измерений относятся паспортная погрешность измерительной установки (фиксированная характеристика) и погрешности образца сравнения. Возможности минимизации погрешностей образца сравнения таковы: а) использование образцов сравнения (калибровочных источников) с меньшей аттестованной погрешностью; б) увеличение степени соответствия счетного образца образцу сравнения по плотности и радионуклидному составу (для радиометрических измерений) и объему (для гамма-спектрометрических измерений).

Относительная погрешность пробоподготовки оценивалась как воспроизводимость результатов радиометрических измерений, выполненных для приго-

Таблица 2. *Результаты радиометрических измерений отобранных в лесопарковой зоне и промзоне единичных проб, А (Бк/кг)*

Проба	Фракция глины				Фракция песка			
	Σα		Σβ		Σα		Σβ	
	A	2σ, %	A	2σ, %	A	2σ, %	A	2σ, %
Л-1-1	786	15	746	4	562	17	443	5
Л-1-2	768	15	640	5	375	20	299	7
Л-1-3	805	15	682	5	899	14	597	5
Л-2-1	543	17	680	4	581	17	517	5
Л-2-2	824	14	671	5	637	16	466	6
Л-2-3	543	17	671	5	581	17	387	6
Л-3-1	955	13	628	5	562	17	435	6
Л-3-2	899	14	684	4	618	16	436	6
Л-3-3	1330	12	524	5	524	18	360	6
Л-4-1	880	14	615	5	768	15	492	5
Л-4-2	712	15	650	5	431	19	351	6
Л-4-3	992	13	679	5	618	16	435	6
Л-5-1	918	14	700	5	730	15	578	5
Л-5-2	1049	13	518	5	431	19	478	5
Л-5-3	918	14	678	4	562	17	469	5
П-1-1	1404	11	564	5	281	23	241	7
П-1-2	918	14	645	5	431	19	351	6
П-1-3	955	13	558	5	449	19	298	7
П-2-1	861	14	515	5	281	23	304	7
П-2-2	768	15	544	5	337	21	374	6
П-2-3	843	14	596	5	356	21	361	6
П-3-1	1217	12	625	5	431	19	351	6
П-3-2	637	16	573	5	543	17	302	7
П-3-3	730	15	578	5	375	20	299	7
П-4-1	599	17	522	5	356	21	293	7
П-4-2	768	15	640	5	524	18	360	6
П-4-3	805	15	595	5	506	18	324	7
П-5-1	1086	13	475	5	581	17	366	6
П-5-2	899	14	603	5	1086	13	374	6
П-5-3	1067	13	653	5	318	22	313	6

Таблица 3. *Интервалы относительной погрешности радиометрических измерений (%)*

Ландшафтная зона	Σα		Σβ	
	Глина	Песок	Глина	Песок
Лесопарковая зона	9–91	13–67	2–20	1–34
Жилой массив	6–88	2–84	0,4–78	1,40
Промзона	1–49	8–116	1–18	1–50

Таблица 4. *Интервалы относительной погрешности подготовки проб (%) к радиометрическим измерениям*

Фракция	Σα	Σβ
Глина	2–28	0,1–15
Песок	19–79	1–32

Таблица 5. *Интервалы погрешности пробоотбора (%), расчитанной по измерениям различных радиационных параметров фракций глины (г) и песка (п)*

Ландшафтная зона	Σβ		^{40}K		^{137}Cs		^{226}Ra		^{232}Th	
	г	п	г	п	г	п	г	п	г	п
Лесопарковая зона	16–20	21–39	1–43	0–43	37–73	24–138	7–39	15–45	1–54	3–47
Жилой массив	8–45	15–49	1–38	16–17	43–68	38–69	3–11	6–31	4–29	12–23
Промзона	0–27	2–34	3–36	7–26	23–49	30–127	3–40	3–24	2–26	1–35

Таблица 6. *Интервалы погрешности пробоотбора (%), расчитанной по измерениям различных радиационных параметров проб почвы*

Ландшафтная зона	Σβ	^{40}K	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th
Лесопарковая зона	1–24	9–29	17–70	1–21	9–30
Жилой массив	3–27	1–21	12–81	1–13	4–13
Промзона	0,1–17	1–9	2–70	1–5	4–10

товленных из единичной пробы, представляющей промзону, 10 счетных образцов на разных детекторах. Оценка проводилась по соотношению $\sigma = (A_i - \bar{A})/\bar{A} \cdot 100\%$, где A_i – измеренное значение удельной активности; $\bar{A}$ – среднее значение удельной активности. Результаты оценки приведены в таблице 4.

Погрешность пробоподготовки почвы для измерений $\sum\alpha$ заметно выше, чем для измерений $\sum\beta$, вследствие меньшей длины пробега альфа-частиц, а разница длин пробега оказывается решающей в условиях, когда при расчете удельной активности скорости альфа- и бета-счета относятся к одной и той же массе счетного образца. Объяснимы и различные значения погрешностей пробоподготовки разных фракций: фракция глины (< 0,0625 мм) более гомогенна, чем фракция песка (0,0625–2 мм).

Относительная погрешность пробоподготовки, оцениваемая через воспроизводимость результатов измерений, может быть теоретически доведена до нулевого значения повышением степени гомогенизации (измельчения). Однако в общем случае гомогенизация приводит к снижению степени представительности счетного образца и, как следствие, – к понижению степени достоверности результата измерения [1]. Это и понятно: ведь термины "гомогенность" и "однородность" являются синонимами, а, согласно одному из определений, представительность – это достоверное отражение неоднородности. Главный способ уменьшения методической погрешности пробоподготовки – обеспечение максимальной представительности счетного образца, поскольку именно представительность обеспечивает наибольшую достоверность результата. Мера достоверности – это степень соответствия результата лабораторного измерения счетного образца тому результату, который мог бы быть получен в случае измерения всего материала пробы в ее естественном состоянии, in situ, т. е. степень близости экспериментальных значений измеряемой величины к истинным. Разработка методик подготовки проб к радиационным измерениям должна быть нацелена на обеспечение представительного и в то же время гомогенного счетного образца. В случае если это не представляется возможным, предпочтение следует отдавать обеспечению представительности.

За относительную погрешность пробоотбора принималось значение σ_0, рассчитанное по формуле

$$\sigma_0 = (A_i - A_0)/A_0 \cdot 100\%,$$

где A_i – измеренное значение удельной активности в единичной пробе; A_0 – измеренное значение удельной активности в объединенной пробе. Всего было выполнено 63 радиометрических измерения и 36 гамма-спектрометрических измерений. Результаты оценки погрешности приведены в таблице 5.

Таким образом, при существующих в г. Москва уровнях значений радиационных параметров почвы погрешность пробоотбора максимальна для лесопарковой зоны, а также в случае ее расчета по цезию, что говорит о недостаточной представительности отобранной пробы по отношению к цезию.

Другой способ интерпретации заключался в пересчете результатов измерений активности фракций глины и песка с получением суммарной активности по формуле

$$\sum A = A_п C_п + A_г(1 - C_п),$$

где $A_п$ и $A_г$ – значения измеренной активности фракций песка и глины, соответственно, а $C_п$ – содержание фракции песка в пробе, выраженное в долях единицы [3].

В этом случае за погрешность пробоотбора принималось значение y_0, рассчитанное по формуле

$$\sigma = (A_i - \bar{A})/\bar{A} \cdot 100\%,$$

где A_i – измеренное значение удельной активности; $\bar{A}$ – среднее значение удельной активности (табл. 6).

Пересчет нивелирует различия активности фракций и, как следствие, контрастность интервалов погрешностей, однако принципиальная картина остается той же: погрешность максимальна для лесопарковой зоны и в случае ее расчета по цезию.

Повышенные уровни значений погрешности пробоотбора в лесопарковых зонах вызваны повышенной изменчивостью состава почв, а в случае расчета по цезию связаны с большей неравномерностью его распределения в сравнении с естественными радионуклидами. Поэтому рекомендацией по минимизации погрешности пробоотбора является повышение представительности

отбираемых проб за счет увеличения числа точек пробоотбора внутри конверта. Эта рекомендация предполагает проведение специальных научно-методических работ.

Литература

1. *Габлин В.А. Состав проб грунтов, почв и донных отложений и достоверная оценка радиационной ситуации на урбанизированных территориях // Экология урбанизированных территорий. – 2007, – №1. – С.81–88.*
2. *Габлин В.А., Ермаков А.И., Каширин И.А., Соболев А.И., Беланов С.В. и др. Сравнительная оценка результатов измерений радиационных параметров грунтов и почв с участков радиационного загрязнения // АНРИ. – 2005. – №1. – С.49–55.*
3. *Методика измерения суммарной α- и β-активности радионуклидов в гранулометрически охарактеризованных пробах грунта : Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / под ред. И.А. Соболева, Е.Н. Беляева. – М. : Медицина, 2002. – С.203–209.*
4. *Методика радиационного контроля. Радиоактивность почв. Отбор и подготовка проб при ведении радиационно-экологического мониторинга (МРК-РЭМ-69-06). – М. : Радон, 2006. – 9 с.*
5. *Титаева Н.А. Геохимия природных рядов распада и проблема радиоактивного равновесия. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Матер. II Междунар. конф., Томск, 18-22 октября 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.621–624.*

АНАЛИЗ ЧАСТОТЫ СТАБИЛЬНЫХ АБЕРРАЦИЙ ХРОМОСОМ, ВЫЯВЛЕННЫХ МЕТОДОМ FISH В ОТДАЛЕННЫЙ ПОСТРАДИАЦИОННЫЙ ПЕРИОД У ЛИКВИДАТОРОВ ПОСЛЕДСТВИЙ АВАРИИ НА ЧАЭС

Е.В. Голуб, А.В. Севанькаев, Г.Ф. Михайлова

ГУ "Медицинский радиологический научный центр", Обнинск,
elenagoloub@yandex.ru, sevankaev@mrrc.obninsk.ru

THE ANALYSIS OF FREQUENCY STABLE CHROMOSOME ABERRATIONS REVEALED BY FISH IN REMOTE POST-RADIATION PERIOD IN LIQUIDATORS OF CONSEQUENCES OF CHERNOBYL ACCIDENT

E.V. Golub, A.V. Sevankaev, G.F. Mikchaylova

Medical radiological research centre RAMS, Obninsk, Russia

Abstract. *The study of a spectrum stable chromosome aberrations and changes of frequency translocations in the peripheral blood lymphocyte of liquidators consequences of Chernobyl accident in the remote period after acute radiation is carried. The received results have shown frequency translocations exceeded spontaneous level in all investigated intervals of time after irradiation With increase of the interval time from the moment of radiating influence the tendency of decrease frequency translocations is observed. Except for one patient, at which the increase of frequency translocations in 22 years after an irradiation was observed. However in one of the considered cases is not received of distinctions between first and last result during the period of research. Also inversion and insercion were revealed and more often met at the patients higher degree of acute radiation syndrome. It is obvious, that the influence of radiation on lymphocytes is not limited infringements of structure chromosome directly after its. The high frequency of the stable type chromosome aberrations observable in remote the period can be result of a defeat cells predecessors. At the molecular-structural level in потомков of the irradiated cells there are changes de novo, that can testify to instability genome. Received data demonstrate necessity long time cytogenetical investigations of victims of Chernobyl accident with the purpose of the estimation of risk development of various pathological processes.*

Предположение о пострадиационной дестабилизации генома человека и влиянии ее в дальнейшем на развитие различных соматических заболеваний, в том числе канцерогенеза, в последнее время находит свое подтверждение в клинических исследованиях [8, 15]. Подчеркивается специфичность и уникальность роли радиационно-индуцированной нестабильности генома как критического раннего события, ассоциированного с инициацией процесса канцерогенеза [22]. Структурные изменения в нескольких генах служит основой для развития патологических процессов, нарушения контроля программируемой гибели (апоптоз) клеток, повышения вероятности опухолевой трансформации [13]. Также выявлена достоверная корреляция между частотой аберраций хромосом и отдаленным риском радиогенного рака [7, 20]. Высокая частота аберраций хромосом стабильного типа, наблюдаемая в отдаленный пострадиационный период, снижает функциональную полноценность генома и может привести не только к обострению имеющихся, но и возникновению новых заболеваний, в частности, желудочно-кишечных [1], болезней крови и гипертонической болезни [2]. Все эти факты создают предпосылки для регулярного цитогенетического обследования лиц, пострадавших от облучения с целью своевременного выявления риска негативных последствий.

В настоящей работе исследован спектр стабильных аберраций хромосом и динамика частоты транслокаций у ликвидаторов последствий аварии ни ЧАЭС в отдаленный период после острого радиационного воздействия в высоких дозах.

Материалы и методы

Группа обследованных лиц состояла из 11 человек,

Таблица 1. *Частота стабильных аберраций хромосом в клетках периферической крови лиц, пострадавших при остром неконтролируемом облучении*

№ пациента	Диагноз	Дата облучения	Год взятия образцов крови	Число клеток	Число стабильных аберраций хромосом				Частота трнсл. на 100 кл/геном (Tc + Ti)
					Tc	Ti	ins	inv	
1	ОЛБ-1	1986	1996	500	10	5	0	0	9,4±2,4
			1997	1000	15	11	0	1	8,1±1,6
			1998	500	6	9	0	0	9,7±2,5
2	ОЛБ-1	1986	2004	438	7	2	0	0	6,6±2,2
3	ОЛБ-2	1986	1997	500	12	4	0	0	10,0±2,5
			2006	310	6	2	0	0	8,3±2,9
4	ОЛБ-2	1986	1996	500	10	8	0	0	12±2,7
5	ОЛБ-2	1986	1996	499	28	12	1	0	25,1±4,0
6	ОЛБ-2	1986	1997	500	17	19	0	1	22,6±3,8
7	ОЛБ-2	1986	1996	1000	70	32	0	0	31,9±3,2
			1997	500	44	19	2	2	39,4±5,0
			1999	500	44	18	2	2	40,6±2,8
			2007	235	11	10	0	0	28,8±6,2
8	ОЛБ-3	1986	1996	500	28	14	0	0	27,7±4,2
			1997	500	26	14	1	1	26±2,3
			2005	500	22	12	0	1	21,9±3,8
			2007	536	20	9	0	2	18,7±3,4
9	ОЛБ-3	1986	1996	500	32	14	1	0	29,6±4,3
			2007	259	20	11	1	2	20±5,0
10	ОЛБ-3	1986	1999	398	44	18	0	3	48,7±6,2
			2000	400	42	20	0	3	48,4±6,1
			2008	340	44	21	1	0	61,7±6,1
11	ОЛБ-4	1986	1996	200	47	28	5	2	117±13,5
			2008	300	47	39	2	0	92,5±9,9

получивших внешнее острое γ-β-облучение при ликвидации последствий аварии на ЧАЭС. Не исключается вероятность внутреннего облучения от инкорпорированных радионуклидов ($^{239-240}$Pu, ^{241}Am), выпадение которых было зарегистрировано в 30-км зоне ЧАЭС [4]. В связи с отсутствием дозиметрических данных у обследованных лиц, доза облучения определена по ранним дицентрикам [18], частота которых коррелирует с дозой острого облучения и для данной группы лиц варьировала в интервале 2,1–10,0 Гр. Возраст ликвидаторов на момент взятия образцов крови составлял 35–64 года. Обследованную группу представляли 2 пациента с легкой степенью тяжести лучевой болезни (ОЛБ-1), 5 пациентов со средней – ОЛБ-2, 3 пациента – с ОЛБ-3 и 1 пациент – с ОЛБ-4 степени тяжести. Первичный анализ методом FISH был сделан через 10–11 лет после аварийного облучения. У 7 человек за период наблюдения он проводился два и более раз, 4 человека обследовались однократно.

Образцы периферической крови культивировали согласно стандартной методики (Мурхед и соавт., 1960). Для выявления стабильных аберраций хромосом, применяли метод флуоресцентной in situ гибридизации (FISH) по 2 модификациям: с непрямомеченными зондами на хромосомы 2, 3, 8 (19,7% генома) и прямомеченными на хромосомы 2, 4, 12 (19,05% генома). Анализировали аберрации на флуоресцентном микроскопе фирмы Zeiss. На каждого пациента анализировали 200–1000 метафаз. Статистическая обработка проводилась с использованием программы MS Excel и формулы J.N. Lucas (1992) для пересчета частоты транслокаций на полный геном.

Результаты и обсуждение

По литературным данным спонтанный уровень транслокаций в лимфоцитах периферической крови человека зависит от его возраста, варьируя в пределах от 0 у новорожденных до 1,5 на 100 клеток у 80-летних [14, 21]. В качестве контрольного уровня нами взяты усредненные данные для лиц возраста 20–80 лет – 0,85 транслокаций на 100 кл/генома [10]. На протяжении периода наблюдений у пациентов помимо транслокаций отмечались и другие аберрации стабильного типа – инверсии и инсерции (табл.1). Последние 2 вида аберраций хромосом чаще встречалась при высокой степени тяжести ОЛБ. В группе лиц с диагнозом ОЛБ-1 и ОЛБ-2 незначительное число инсерций или инверсий (0,1–0,2 на 100 кл) выявлено у пациентов №№1, 5 и 6, за исключе-

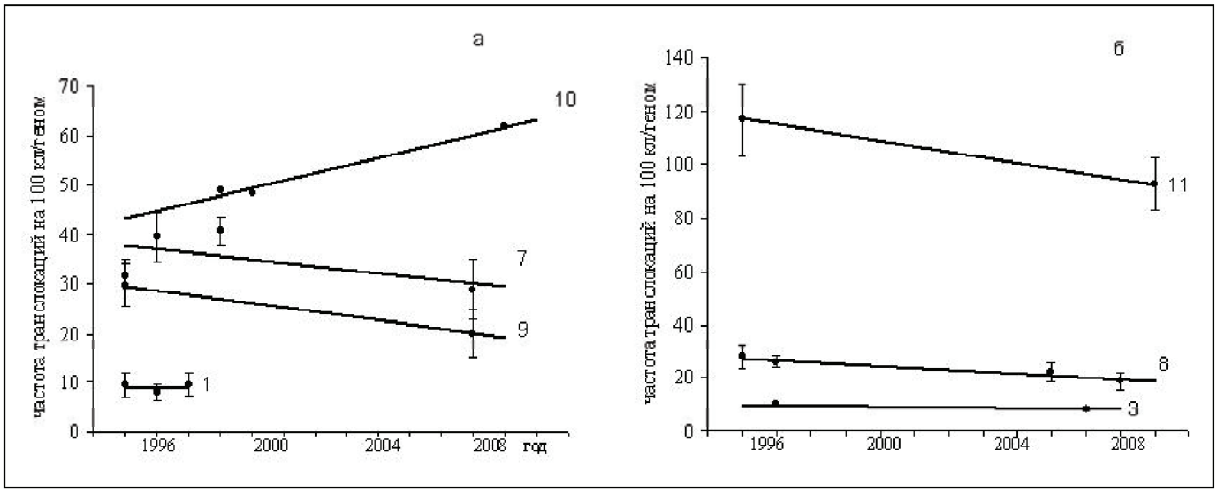


Рис. 1. *Динамика частоты транслокаций у ликвидаторов в отдаленный посрадиационный периодпосле острого облучения. Уравнения компрессии: №1 – y = 0,15x + 8,8; №3 – y = –0,19x + 10,4; №7 – y = –0,66x + 38,3; №8 – y = –0,71x + 28,0; №9 – y = –0,87x + 30,5; №10 – y = 1,53x + 44,8; №11 – y = –2,04 + 119,0*

нием пациента №7, у которого за два последовательных года обследования выявлено одновременно по 0,4 инсерции и 0,4 инверсии на 100 клеток. У пациента №10 (ОЛБ-3) обнаружено 0,8 инверсий на 100 клеток, а у пациента №11 (ОЛБ-4) – 2,5 инсерции на 100 клеток. Повышенный уровень инверсий и инсерций может быть результатом воздействия инкорпорированных "горячих" частиц [5]. Среди сложных комплексных перестроек при α-излучении, инсерции могут составлять до 65% [6].

Общая частота транслокаций у всех лиц в исследованные интервалы времени значительно превышала контрольный уровень. Число реципрокных транслокаций было в 2–3 раза выше числа нереципрокных, что наблюдали в отдаленный период авторы [9, 12] на различных тестирующих системах, включая культуру клеток человека.

С увеличением интервала времени от момента радиационного воздействия наблюдается дозо-зависимое снижение частоты транслокаций [3]. Исследование динамики частоты транслокаций у 7 пациентов проводилось на протяжении 9–22 лет. Показано, что у пациента №1 (рис. 1а) общая частота транслокаций в течение трех последовательных лет оставалась практически одинаковой (9,4±2,4; 8,1±1,6; 9,7±2,5 на 100 кл/геном). У пациента №10 наблюдалась тенденция увеличения числа транслокаций за 22 года с 48,7±6,2 до 61,7±6,1 на 100 кл/геном. У остальных пациентов (рис. 1а, б) наблюдалась тенденция к их снижению от 0,2 до 2 транслокаций ежегодно. Ни в одном из рассмотренных случаев не получено достоверно значимых различий между первым и последним результатом анализа. Снижение частоты транслокаций возможно в результате обновления пула лимфоцитов периферической крови, а также элиминации клеток с нестабильными и сопутствующими стабильными аберрациями хромосом. Влияние радиации на генетический аппарат клетки не ограничивается нарушениями структуры хромосом непосредственно после ее воздействия. Высокая частота аберраций хромосом стабильного типа в отдаленный пострадиационный период может быть результатом поражения стволового пула гемопоэтической ткани. Структурные повреждения хромосом выявлены в клетках периферической крови и в стромальных клетках костного мозга спустя много лет после острого облучения [16, 19]. Авторы [11, 17] считают, что на молекулярно-структурном уровне у потомков облученных клеток возникают изменения de novo, что может свидетельствовать о нестабильности генома.

Полученные результаты исследования свидетельствуют о необходимости длительного цитогенетического наблюдения за контингентом лиц, пострадавших при ликвидации последствий аварии на ЧАЭС, с целью оценки риска развития различных патологических процессов.

Литература

1. *Воробцова И.Е., Семенов А.В. Комплексная цитогенетическая характеристика лиц, пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Тез.докл. V съезда по рад. исслед. – Т.1. – М., 10-14 апреля 2006. – С.4.*
2. *Неронова Е.Г., Слозина Н.М., Макарова Н.В. Цитогенетические нарушения и заболеваемость ликвидаторов последствий аварии на Чернобыльской АЭС // Мед. радиол. и радиац. безопасность. – 2008. – Т.53, №2. – С.2–9.*
3. *Окладникова Н.Д., Пестерникова В.С. Хромосомные аберрации в лимфоцитах периферической крови людей через 43-46 лет после острой лучевой болезни // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2005. – Т.45, №3. –С.287–290.*
4. *Питкевич В.А., Иванов В.К., Цыб А.Ф. и др. Дозиметрические данные Российского государственного медико-дозиметрического регистра для ликвидаторов // Радиация и риск. – 1995. – Вып.2. – 44 С.*
5. *Anderson R.M, Tsepenko V.V., Gasteva G.N., Molokanov A.A., Sevankaev A.V., Goodhead D.T. mFISH analysis reveals complexity of chromosome aberrations in individuals occupationally exposed to internal plutonium: a pilot study to assess the relevance of complex aberrations as biomarkers of exposure to high-LET α-particles // Radiat. Res. – 2005. – Vol.163. – P.26–35.*
6. *Anderson R.M., Marsden S.J., Wright E.G., Kadhim M.A., Goodhead D.T., Griffin C.S. Complex chromosome aberrations in peripheral blood lymphocytes as a potential biomarcer of exposure to high-*

LET alpha-particles // Int. J. Radit. Biol. – 2000. – Vol.76. – No.1. – P.31–42.

7. *Bonassi S., Hagmar L., Stromberg U., Huici Montagud A., et al. Chromosomal aberrations in lymphocytes predict human cancer independently of exposure to carcinogens // Cancer. Res. – 2000. – Vol.60. – P.1619–1625.*
8. *Bonassi S., Norppa H., Hagmar L. Chromosomal aberrations and risk of cancer in humans: an epidemiologic perspective // Cytogenet. Genome Res. – 2004. – Vol.104. – P.367–382.*
9. *Darroudi F. Use of FISH translocations analyses for retrospective biological dosimetry: how stable are stable chromosome aberrations? //Radiat. Protect. Dosimet. – 2000. – Vol.88. – P.101–109.*
10. *Edwards A., Lindholm C., Darroudi F. et al. Review of translocations detected by FISH for retrospective biological dosimetry applications // Radiat. Prot. Dosimetry. – 2005. – Vol.113, No.4. – P.396–402.*
11. *Lucas J.N., Hill F.S., Burk C.E. et al. Stability of the frequency following whole- body irradiation measured in rhesus monkeys // Int. J. Radiat. Biol. – 1996. – Vol.70, No.3. – P.309–318.*
12. *Matsumoto K., Ramsey M.J., Nelson D.O., Tucker J.D. Persistence of radiation-induced translocations in human peripheral blood determined by chromosome painting // Radiat. Res. – 1998. – Vol.149. – P.602–613.*
13. *Meyn S.M. Chromosome instability syndromes: lessons for cancerogenesis // Curr. Topics Microbiol. Immunol. – 1997. – Vol.221. – P.71–148.*
14. *Ramsey M.J., Moore II,D.H., Briner J.F. et al. The effects of age and lifestyle factors on the accumulation of cytogenetic damage as measured by chromosome painting // Mutat. Res. – 1995. – Vol.338. – P.95–106.*
15. *Rossner P., Boffetta P., Ceppi M. et al Chromosomal aberrations in lymphocytes of healthy subjects and risk of cancer // Environ. Health Pespect. – 2005. – Vol.113, No.5. – P.517–520.*
16. *Sabatier L., Dutrillaux B., Martins M.B. Specific radiation-induced chromosomal instability //Nature. – 1992. – Vol.357, No.6379. – P.548.*
17. *Salomaa S., Holmberg K., Lindholm C. et al. Chromosomal instability in in vivo radiation exposed subjects // Int. J. Radiat. Biol. – 1998. – Vol.74, No.6. – P.771–777.*
18. *Sevankaev A.V., Lloyd D.C., Edvards A.A.et al. A cytogenetic follow-up of some highly irradiated victims of the Chernobyl accident // Radiat. Prot. Dosim. – 2005. – Vol.113, No.2. – P.152–161.*
19. *Shigeta C., Tanaka K, Kawakami M, Ohkita T. Chromosome analysis of bone marrow fibroblast colony-forming cells (CFU-F) in heavily exposed atomic bomb survivors // Hiroshima J. Med. Sci. – 1984. – Vol.33, No.4. – P.659–666.*
20. *Tawn E.J,. Whitehouse C.A., Riddell A.E. FISH chromosome analysis of plutonium workers from the Sellafield nuclear facility // Radiat. Res. – 2006. – Vol.165, No.5. – P.592–597.*
21. *Tucker J.D., Moor II,D.H. The importance of age and smoking in evaluating adverse cytogenetic effects of exposure to environmental agents // Environ. Helth Perspect. – 1996. – Vol.104 (Suppl. 3). – P.489–492.*
22. *Ullrich R.L., Ponnaiya B. Radiation-induced instability and its relation to radiation carcinogenesis // Int. J. Radiat. Biol. – 1998. – Vol.74, No.6. – P.747–754.*

ОЦЕНКА ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ ОПАСНОСТИ ВОЗДЕЙСТВИЯ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО ФАКТОРА ДЛЯ УПРАВЛЕНИЯ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕМ В СУБЪЕКТАХ РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ

Е.И. Голубева[1], К.В. Долотов[2], Е.Ю. Успенская[3]

[1]Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, географический факультет, Москва, Россия, egolubeva@gmail.com
[2]Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, географический факультет, Москва, Россия, dolotov@mail.ru
[3]ООО "Инконнект", Москва, Россия, elena_usp@mail.ru

ASSESSMENT OF THE POTENTIAL DANGEROUS OF INFLUENCE OF RADIOACTIVITY FOR ENVIRONMENT MANAGEMENT

E.I. Golubeva[1], K.V. Dolotov[1], E.Y. Uspenskaya[2]

[1]Moscow State University, geographical faculty
[2]JSC "Inconnect"

Abstract. *Radioecological classification of the regions of the Russian Federation is considered in the article. This classification is based on the complex assessment of social and ecological conditions in the Russian's regions. The map of zoning the territory of the Russian Federation according to the danger of the radiation exposure is developed. Some recommendations for environmental management for human activity connected with radioactive materials are offered.*

Радиационное загрязнение окружающей среды является одной из актуальных социально-экономических и экологических проблем. В условиях риска радиоактивного загрязнения особую важность приобретают количественные оценки воздействия ионизирующего излучения на природную среду. В настоящее время для человека действуют "Нормы радиационной безопасности (НРБ-99)", "Санитарные правила и нормы", "Строительные нормы и правила" и др. Эти нормативные документы обеспечивают охрану здоровья человека в условиях воздействия радиации. Однако для экосистем такие нормы или правила отсутствуют, и природная среда является относительно защищенной от вредного ионизирующего воздействия лишь в местах пребывания человека [1]. В связи с этим необходимо совершенствование природоохранной стратегии России с целью устранения данного пробела в законодательстве и практике управления природопользованием.

Таблица 1. *Радиоэкологическая классификация лесных формаций Российской Федерации*

Группа лесных формаций	Радиоэкологический класс лесов	Средняя радиочувствительность группы лесных формаций ($LD_{50/30}$, Гр)*
Светлохвойные леса	I (слабая устойчивость)	10
Темнохвойные леса	II (средняя устойчивость)	20–30
Широколиственные леса	III (высокая устойчивость)	60–100
Мелколиственные леса	IV (очень высокая устойчивость)	100–200

Примечание: * – значение $LD_{50/30}$ является показателем радиочувствительности, отражает величину поглощенной дозы, вызывающей летальный исход у 50% особей облученной группы организмов в течение 30 дней.

В России важнейшую роль в стабилизации природной среды играют лесные экосистемы. Древесная растительность является "экологическим каркасом" территории, геохимическим барьером, "фильтром" распространения радиоактивных элементов, попавших в окружающую среду [1]. Состояние древостоя представляет собой интегральный показатель состояния экосистемы и окружающей среды, в целом. Поэтому объектом исследования являются лесные экосистемы, а радиочувствительность лесообразующих пород рассматривается как основной критерий предельно допустимого радиационного воздействия.

На основании материалов полевых исследований и литературных данных о радиочувствительности экосистем Российской Федерации [1–4] для каждой группы лесных формаций определен радиоэкологический класс (табл. 1).

Указанные величины являются основой для определения верхнего диапазона численного значения допустимого радиационного воздействия на наземные экосистемы. При осуществлении хозяйственной деятельности целесообразно ограничить воздействие ионизирующей радиации на конкретные экосистемы в пределах приведенных значений.

Используя эти показатели [1], а также данные лесорастительного районирования С.Ф. Курнаева [2], была разработана радиоэкологическая классификация лесных формаций с учетом административного деления России. В случае если на территории данного субъекта федерации находились экосистемы с различными лесообразующими породами, ему присваивался класс, соответствующий экосистеме с более уязвимой породой.

На основе радиоэкологической классификации типов леса нами выделено три класса территорий: I – территории, неустойчивые к воздействию ионизирующего излучения (80,7%), II – относительно устойчивые (13,0%) и III – устойчивые (6,3%).

Ряд территорий субъектов РФ, в которых преобладают тундровые ландшафты (Ненецкий АО, Таймырский АО, Чукотский АО и др.), а также степные и полупустынные ландшафты (Республика Калмыкия, Астраханская область) отнесены к I классу (неустойчивые экосистемы), что связано с их повышенной уязвимостью к антропогенному воздействию. Кроме того, несмотря на преобладание тундровых ландшафтов, часть территории северных субъектов России занята лесными экосистемами, заметными в масштабе исследования (1:20 000 000). Следует отметить, что ни один из субъектов не может быть полностью отнесен к IV классу (очень высокая устойчивость).

Таблица 2. *Интегральный показатель степени потенциальной опасности радиационного воздействия в субъектах Российской Федерации*

Степень потенциальной опасности радиационного воздействия	Общая сумма баллов	Класс
Высокая опасность	до 14	1
Относительно высокая	от 15 до 17	2
Средняя опасность	от 18 до 20	3
Относительно низкая опасность	21 до 23	4
Низкая опасность	от 24 и выше	5

Далее нами проведена геоэкологическая классификация территории РФ по степени опасности воздействия радиации на экосистемы. Оценка радиочувствительности лесных формаций и разработанная на ее основе классификация отражает лишь часть параметров, ответственных за радиочувствительность территории субъектов РФ. В идеале список должен включать значительно большее число показателей, однако нами предлагается необходимый минимум параметров, который обеспечит обоснованность классификации.

Для проведения геоэкологического анализа выбраны следующие показатели, наиболее четко отражающие социально-экономические и природные условия субъектов РФ: 1) радиоэкологический класс лесных формаций на территории России; 2) экологический потенциал ландшафтов; 3) состояние лесов; 4) влияние рельефа на остроту экологической обстановки; 5) комплекс эндогенных условий и факторов, влияющих на экологическую обстановку в субъектах РФ; 6) наличие в конкретном субъекте РФ объектов потенциальной радиационной опасности; 7) плотность населения.

Для каждого субъекта РФ предложен интегральный показатель, являющийся результатом анализа каждого из семи параметров. Значения интегрального показателя находятся в пределах от 11 до 26 баллов включительно. Данные значения разделены на пять групп, каждая из которых характеризует степень потенциальной опасности радиационного воздействия в субъектах РФ (табл. 2).

На основании полученных расчетов создана карта районирования территории России по потенциальной

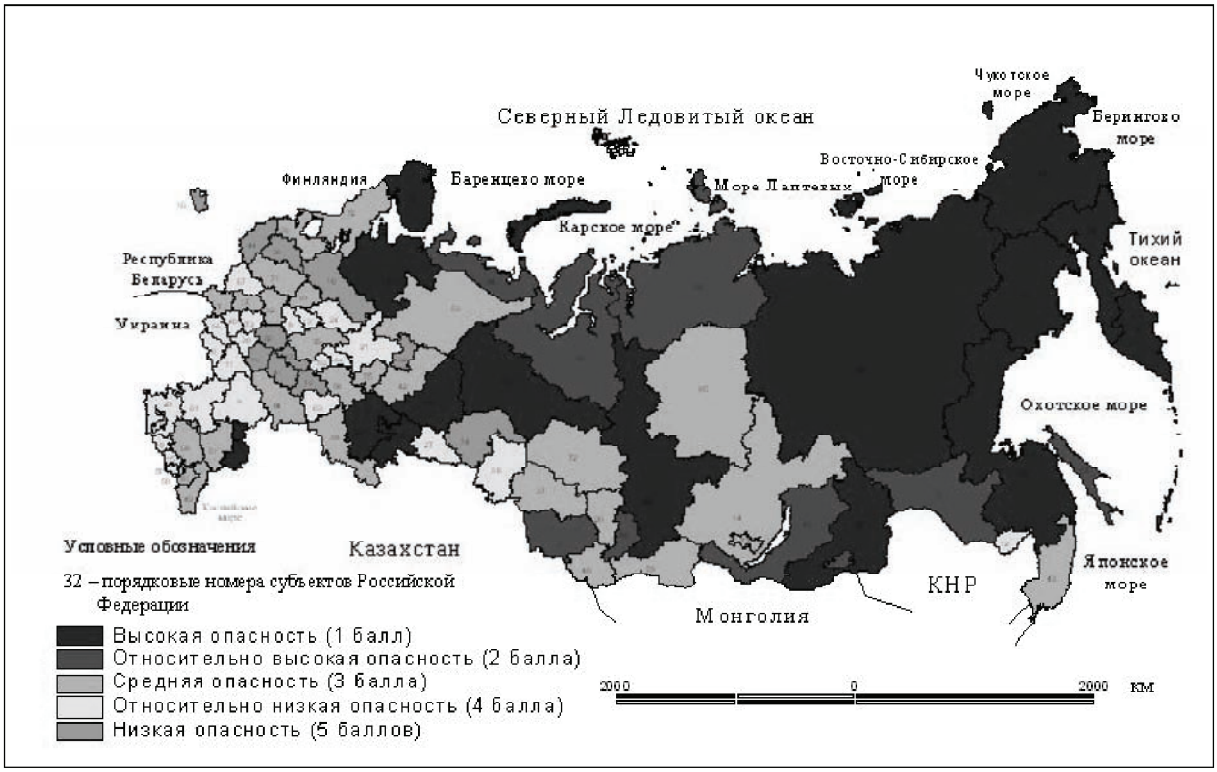


Рис. 1. *Районирование территории России по потенциальной опасности радиационного воздействия (по состоянию на 2006 г.)*

опасности радиационного воздействия (рис. 1), созданная с использованием методов, предложенные в работах отечественных ученых [3, 4].

Анализ показал, что практически половина территории России имеет высокую опасность, относительно высокую опасность ≈17%, среднюю опасность ≈24%, относительно низкую опасность ≈6%, низкую опасность ≈4% воздействия ионизирующего излучения.

Следует отметить, что разработанный подход к расчету интегральной оценки устойчивости территории субъекта РФ может быть более эффективным при расчете радиорезистентности административно-территориальных образований более низкого ранга, чем субъекты РФ, т.к. обеспечивается более подробная пространственная дифференциация рассмотренных критериев.

Проведенное исследование по обоснованию системы управления природопользованием в субъектах РФ в условиях воздействия радиоэкологического фактора позволило сделать следующие основные выводы.

1. Устойчивость лесных экосистем к воздействию ионизирующего излучения определяется по наиболее чувствительному компоненту экосистем – основной лесообразующей породе древесного яруса.
2. При проведении хозяйственной деятельности, связанной с использованием радиоактивных материалов и веществ, целесообразно ограничить уровень облучения экосистем в пределах, указанных в таблице 1, что позволит обеспечить сохранение устойчивого функционирования, биоразнообразия и структуры лесных сообществ.
3. Оценка потенциальной опасности радиационного воздействия на территорию конкретного региона адекватно отражается при анализе семи предложенных параметров, характеризующих комплекс природных и социальных условий.
4. Комплексная оценка устойчивости территории позволила провести районирование субъектов по степени потенциальной опасности воздействия радиоэкологического фактора. В целом необходимо отметить, что к территориям с низкой устойчивостью к воздействию ионизирующего излучения, как правило, относятся субъекты Российской Федерации, в экосистемах которых основными лесообразующими породами являются светлохвойные, а также преобладают экстремальные климатические условия и располагаются объекты потенциальной радиационной опасности.

Предложенный подход может быть использован:

- в управлении природопользованием при размещении объектов потенциальной радиационной опасности;
- оценке экологической ситуации на территории административных единиц различного ранга;
- при проведении мониторинга радиационной ситуации;
- при создании соответствующей нормативной правовой базы для защиты экосистем от радиационного воздействия, которая дополнила бы существующую, нормативно закрепленную, защиту человека.

Литература

1. *Криволуцкий Д.А., Успенская Е.Ю., Панфилов А.В., Долотов К.В. Нормирование радиационного воздействия на наземные экосистемы // Вестн. Моск. ун-та. – Сер. 5. Геогр. – 2002. – №6. – С.37–41.*
2. *Курнаев С.Ф. Лесорастительное районирование СССР. – М. : Наука, 1973. – 202 с.*
3. *Линник В.Г. Построение геоинформационных систем в физической географии : учеб. пособ. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1990. – 80 с.*
4. *Марадудин И.И., Панфилов А.В., Шубин В.А. Основы прикладной радиоэкологии леса: учеб. пособ. для средн. спец. учебн. завед. по специальн. 2604 "Лесное и лесопарковое хозяйство". – М. : ВНИИЛМ, 2001. – 224 с.*

О ГЕОХИМИИ РАДИОНУКЛИДОВ УРАНОВОГО И ТОРИЕВОГО РЯДОВ В НЕЯДЕРНОМ КОМПЛЕКСЕ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ

С.М. Гращенко

ФГУП "НПО "Радиевый институт им. В.Г. Хлопина" ГК "Росатом",
Санкт-Петербург, Россия, profri@khlopin.ru

ABOUT GEOCHEMISTRY OF THE RADIONUCLIDES OF URANIUM AND THORIUM SERIES IN NON NUCLEAR BRANCH OF PRODUCTION

S.M. Grashchenko

V.G. Khlopin Radium Institute

Abstract. *The Geochemistry of natural radionuclides of the uranium and the thorium series in technological processes of non-nuclear branch industry is discussed. It is possible to find the certain similarity in the established laws of migration of natural radionuclides in geological environments and the behaviour of these radionuclides in industrial spheres of activity. The migration of the natural radionuclides in industrial spheres of activity and migration in the natural environment take places according to the same laws of the distribution of microcomponents between phases, which are well known in radiochemistry. The distinction between the behaviour of the representatives of radioactive families at stages of technology of reprocessing of natural materials is caused by the distinction in chemical properties parent and daughter nuclides. The given examples testify that natural radionuclides in non-nuclear sphere of activity can concentrate, which should be taken into account.*

Ионизирующее излучение природных радионуклидов уранового и ториевого радиоактивных семейств вносит около 70% вклада в дозу облучения, создаваемую природными источниками облучения человека [1]. Поэтому важно знать, как сказывается поведение этих природных радионуклидов в хозяйственной сфере деятельности человека на изменение доз облучения работающих и население.

Трудами В.И. Вернадского и А.Е. Ферсмана было показано, что масштабы воздействия человека на окружающую среду огромны, а промышленная деятельность человека по своему масштабу и значению сравнимы с природными геологическими процессами.

Суммарное количество ежегодно добываемых металлов, рассеиваемых в атмосфере промышленными предприятиями, превышает их количество, выпадающее с атмосферными осадками в составе континентальной пыли и вулканических выбросов, т.е. количество металлов, перераспределяемых в результате деятельности человека, превышает их количества, перемещаемые природными процессами выветривания и вулканизма вместе взятыми [2].

Все природные материалы, минеральное сырье или минерализованные и пресные воды, содержат, в том или ином количестве, примеси естественных радионуклидов уранового и ториевого радиоактивных семейств. При любой технологии переработки природного сырья, эти радионуклиды попадают в получаемые продукты и в отходы – твердые, жидкие или газообразные. Не весь громадный поток естественных радионуклидов, извлекаемых из недр земли и вовлекаемых в сферу хозяйственной деятельности, контролируется. Сделанные ранее оценки показали, что контролируемый поток урана составляет примерно половину его полного потока, контролируемый поток тория составляет проценты от общего потока [3]. Неконтролируемые потоки могут образовывать ветви концентрирования и ветви рассеяния. В тех случаях, когда концентрирование природных радионуклидов в получаемой продукции или в отходах приводит к возрастанию их концентраций на несколько порядков величины, ионизирующее излучение может представить опасность для персонала, а при попадании образуемых отходов в окружающую среду – для населения.

Присутствие природных радионуклидов в неядерной промышленности до недавнего времени не вызывало большого беспокойства, так как они считались компонентами естественного фона, а дозовые пределы, устанавливаемые нормами радиационной безопасности не включали дозу, обусловленную естественным фоном излучения [4]. Но еще в 1983 г. Международная комиссия по радиологической защите (МКРЗ) в Публикации №39 изложила свои подходы к нормированию и ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения [5]. Комиссия констатировала, что могут существовать такие уровни природного радиационного фона, которые следовало бы, на-

сколько это практически осуществимо, контролировать, причем методы контроля во многом могут быть схожими с методами, регламентирующими обращение с искусственными источниками ионизирующего излучения. В 60-й Публикации (1991 г.) МКРЗ рекомендует учитывать облучение от естественных источников как части профессионального облучения только в случаях, установленных регулирующими органами, для действий с веществами, обычно не считающимися радиоактивными, но содержащими заметное количество естественных радионуклидов [6]. Полученные в последние годы данные о радиоактивных загряз нениях природными радионуклидами в неядерных сферах хозяйственной деятельности и нефтегазовой отрасли, были недавно обобщены в материалах МАГАТЭ [7, 8]. Как в этих материалах МАГАТЭ, так и в последнем отчете НКДАР ООН за 2000 г. [9], попыток судить о тенденции изменения оценок дозы за счет повышенного профессионального облучения от естественных источников не предпринималось – ввиду ограниченности соответствующих данных. И до сих пор сведения о дозах облучения профессионалов и населения, получаемых в результате деятельности различных отраслей неядерного промышленного производства ограничены и нуждаются в уточнении. Ограниченность сведений о закономерностях поведения природных радионуклидов в различных технологических процессах неядерного комплекса и создаваемых ими дозах дополнительного облучения является препятствием принятию взвешенных решений управления и регулирования, хотя понятно, что как недооценка радиационной опасности, создаваемой на производственных предприятиях природными радионуклидами, так и ее преувеличение, будут приводить к значительному экономическому ущербу.

Опыт нашей работы показывает, что при разработке санитарных правил и разного рода документов технического регулирования работ с материалами и продуктами, содержащими повышенные концентрации естественных радионуклидов необходимо обращать серьезное внимание на радиохимические особенности поведения природных радионуклидов уранового и ториевого рядов на всех этапах технологических процессов неядерного комплекса [10].

При изучении миграции природных радионуклидов в промышленной сфере можно руководствоваться общей идеей исследований, проводимых радиохимической школой И.Е Старика [11], изучающих состояние и законы поведения ультра малых количеств веществ, как в лабораторных, так и в природных условиях, так как миграция естественных радионуклидов в промышленной сфере деятельности и миграция в природной среде происходит в соответствии с одними и теми же законами распределения микрокомпонентов между фазами, которые хорошо известны в радиохимии.

Различие в поведении представителей радиоактивных семейств, как в природных условиях, так и на этапах процессов переработки природных материалов вызвано различием в химических свойствах материнских и дочерних нуклидов. Вместе с этим необходимо учесть особенность миграции природных радионуклидов уранового и ториевого радиоактивных рядов, на которую обратил внимание еще В.Г. Хлопин. Он отмечал, что распределение радиоэлементов в земной коре обуславливается двумя факторами: с одной стороны, их принадлежностью к двум радиоактивным семействам – урановому и ториевому, а, следовательно, их генетической связью с двумя родоначальниками радиоактивных рядов – ураном и торием, а с другой – их химической природой [12].

В природных процессах: выделяют различные виды миграции элементов: механическая миграция, которая обусловлена работой рек, течений, ветра, вулканов, тектонических сил и других факторов, физико-химическая миграция газовой, водной и магматической систем, биогенная миграция [13].

Процесс выделения оловорудного концентрата в ходе гравитационного обогащения является примером механического концентрирования. В этом процессе вместе с концентрированием оловосодержащего материала концентрируются тяжелые акцессорные минералы, содержащие повышенные концентрации естественных радионуклидов. Примером физико-химического процесса концентрирования радионуклидов в газовой системе может служить концентрирование ^{222}Rn вместе с Kr-Xe смесью на воздухоразделительных заводах, что создает определенные радиационно-гигиенические проблемы [14]. Процессы соосаждения и адсорбции являются основными в физико-химических процессах концентрирования радионуклидов в водных системах.

В промышленных технологиях, связанных с высокотемпературными восстановительными процессами переработки минерального сырья (аналогом процессов магматической миграции), также могут происходить процессы концентрирования радионуклидов в продукции или отходах. Изотопы свинца и полония в таких процессах обычно отделяются от материнских радионуклидов. Они легко переходят в газовую фазу, и затем концентрируются на пылевых выбросах при снижении температуры процесса или осаждаются на более холодных поверхностях оборудования. Это относится и к поведению указанных радионуклидов в металлургических процессах и в процессах сжигания ископаемых углей для производства энергии. Следует особо подчеркнуть, что в результате высокотемпературной переработки природных материалов существенно изменяются формы нахождения радионуклидов. Радионуклиды ^{210}Pb и ^{210}Po становятся более подвижными, и потому могут легче попадать в организм человека.

В практике нашей работы мы встречались с несколькими подобными примерами концентрирования радионуклидов [15–18].

В связи с обнаружением на Троицком йодном заводе радиоактивной загрязненности отходов и оборудования сульфатными осадками с повышенными концентрациями изотопов радия, было проведено изучение распределения естественных радионуклидов в технологической схеме воздушно-десорбционного выделения йода. Результаты анализов показали, что радиоактивное загрязнение было вызвано поступлением с буровой водой изотопов радия (исходные буровые воды содержат

1,6–2,0 Бк/л ^{226}Ra и 2,0–2,6 Бк/л ^{228}Ra), и отложением сульфатных осадков при подкислении природной воды серной кислотой. За длительный период времени работы по существовавшей технологии выделения йода (более 30 лет) было накоплено около 5 000 т отходов, удельная активность изотопов радия в которых, соответствует удельной активности изотопов радия в уран-ториевой руде с концентрациями урана – 0,18% и тория – 0,6% [18].

С явлением концентрирования изотопов радия и образованием радиоактивных отходов мы столкнулись также на одной из водопроводных станций Ленинградской области при изучении процесса водоподготовки артезианских вод для питьевого водоснабжения [17]. На этой водопроводной станции, действующей с 1960-х годов, эксплуатировались два водоносных горизонта - гдовский и межморенный. Концентрации ^{226}Ra в воде этих горизонтов составляли 2,0±0,2,4 и 0,04–0,13 Бк.л$^{-1}$, соответственно. Концентрация ^{228}Ra в воде гдовского горизонта составляла 3,2 Бк.л$^{-1}$. Так как артезианская вода содержит значительные количества железа, на станции оно удалялось процессом, включающим аэрацию воды, полученной из скважин, хлорирование для окисления железа и осаждение и коагуляцию гидроокисей с помощью извести. После отделения осадков на песчаном фильтре вода направлялась в коллектор очищенной воды и далее потребителям.. Анализ показал, что гидроксидный осадок содержит 14,3 Бк.г$^{-1}$ ^{226}Ra и 22,2 Бк.г$^{-1}$ ^{228}Ra., а песчаная загрузка – до 7,9 и 12,3 Бк.г$^{-1}$, соответственно. Соосаждение изотопов радия с гидроксидными осадками не заканчивалось на стадии фильтрования. Образование осадков в течение длительного срока работы водопровода, и их осаждение на внутренних поверхностях водопроводных труб наблюдалось и далее на всем протяжении от бассейна-коллектора очищенной воды до потребителей. Очевидно, что при более широком использовании артезианских вод для питьевого водоснабжения необходимо учитывать присутствие в них не только изотопов радона-222, на присутствие которого обращается серьезное внимание, но и других естественных радионуклидов и, главным образом, изотопов радия – радия-226 и радия-228. При этом нужно также не забывать о том, что из воды, удовлетворяющей санитарным нормам по содержанию естественных радионуклидов, за длительное время работы на оборудовании и трубах могут накапливаться радиоактивные сульфатные осадки щелочноземельных элементов, содержащие повышенные концентрации радия. При использовании артезианских вод в котельных ТЭС примеси естественных радионуклидов также могут концентрироваться в накипи. Такое явление было отмечено на Конаковской ТЭС, использующей в своих котлах артезианскую воду. Осадки накипи снятые со стенок котлов пришлось отправлять на комбинат “Радон”.

Аналогию с природной физико-химической миграцией радионуклидов в магматических системах могут представить высокотемпературные процессы руднотермических плавок (РТП) и близкие по характеру процессы сжигания ископаемых углей для производства энергии.

Нами было выявлено концентрирование ^{210}Pb и ^{210}Po в тонких фракциях пыли в процессе руднотермической плавки (РТП) ильменитов [15,16]. Технологическая схема получения титана включает плавку ильменитовых концентратов, в ходе которой они сплавляются с коксом в электропечах. Поведение ^{210}Pb и ^{210}Po в ходе высокотемпературной восстановительной плавки отличается от поведения материнских радионуклидов, которые при плавке переходят в шлак. Как ^{210}Pb, так и ^{210}Po почти полностью возгоняются и переходят в отходящую пыль. При этом тонкие фракции пыли более обогащены этими радионуклидами по сравнению с грубыми фракциями. Вполне вероятно, что ^{210}Pb и ^{210}Po могут отлагаться на холодных поверхностях оборудования. Как в процессе РТП ильменитов, так и в результате высокотемпературного процесса сжигания углей изменяется форма нахождения радионуклидов в золе и пыли по сравнению с их формой нахождения в исходных материалах. К подобным выводам приходят и другие исследователи [20 21]. Было отмечено, что при сжигании ископаемых углей Pв, Po и частично Ra. возгоняются и сначала переходят в газовую фазу. Затем по мере охлаждения они осаждаются на поверхности отходящей пыли. Более тонкие фракции пыли фракции (2,4–3,7 μm) в большей степени, чем грубые фракции (18,5 μm) обогащены ^{210}Pb по сравнению с обогащением ураном и радием. По-видимому, в пылевых выбросах ТЭЦ и РТП такие радиотоксичные нуклиды, как ^{210}Pb и ^{210}Po находятся на поверхности пыли. При попадании такой пыли в легкие человека эти радионуклиды могут легче поступать в организм, чем радионуклиды рудной пыли с такой же удельной активностью. Не с этим ли связано то, что согласно анализу имеющихся литературных данных, приведенных Л.А. Ильиным, В.И. Книжниковым и др. [22], в районе расположения ТЭС, работающей на угле, заболеваемость и смертность от злокачественных новообразований, а также смертность от рака легких среди мужчин по данным эпидемиологических исследований достоверно выше, чем в контрольном районе.

На необходимость радиационно-гигиенической оценки ископаемых углей было обращено внимание на форуме ТЭК-2004 [23] и на предыдущей конференции [24].

В настоящее время в ряде стран обеспечение радиационной безопасности при работах с материалами, содержащими природные радионуклиды, регламентируется специально подготовленными для этих задач документами. [25, 26].

На наш взгляд, при переработке НРБ-99 и ОСПОРБ-99 следует уделить большее внимание также вопросам ограничения облучения от природных источников. Необходим, по-видимому, также специальный документ, регулирующий работу производств, на которых используются материалы с повышенными концентрациями природных радионуклидов, или в технологиях в которых может отмечаться концентрирование радионуклидов, приводящее к дополнительному облучению работающих и населения, превышающему регламентируемые значения.

Литература

1. *Sources and effects of ionizing radiation / United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation / UNSCEAR 2000*

Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume1: Sources. – New York : United Nations, 2000.

2. *Овчинников Л.Н. Прикладная геохимия. – М. : Недра, 1990.*
3. *Гращенко С.М., Дричко В.Ф., Попов Д.К., Шамов В.П., Изотопы уранового и ториевого рядов и калий-40 в биосфере // Гигиена и санитария. – 1977. – №4. – С.67–71.*
4. *Нормы радиационной безопасности НРБ-76/87 и основные санитарные правила работы с радиоактивными веществами и другими источниками ионизирующих излучений ОСП-72/87 / Минздрав СССР. – 3-е изд., перераб. и доп. – М. : Энергоатомиздат, 1988. – 160 с.*
5. *Принципы нормирования облучения населения от естественных источников ионизирующих излучений : публикация 39 МКРЗ : Международная комиссия по радиационной защите / пер. с англ. ; под ред. А.А. Моисеева, Р.М. Алексахина). – М. : Энергоатомиздат, 1988. – 32 с.*
6. *Радиационная безопасность : рекомендации МКРЗ 1990. ч.1. Пределы годового поступления радионуклидов в организме работающих, основанные на рекомендациях 1990 года. Публикация 60, ч.1 / пер. с англ. – М. : Энергоатомиздат, 1994. – 61 с.*
7. *Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation / Technical Reports Series No.419. – Vienna : International Atomic Energy Agency, 2003.*
8. *Radiation protection and the management of radioactive waste in the oil and gas industry / Safety Report Series No.34. – Vienna : International Atomic Energy Agency, 2003.*
9. *Медицинская радиология и радиационная безопасность : отчет научного комитета ООН по действию атомной радиации Генеральной Ассамблее. – 2001. – №1. – С.28–47.*
10. *Гращенко С.М. О проблемах естественной радиоактивности в неядерной промышленности // Экологическая химия. – 1998. – 7(4). – С.268–277.*
11. *Старик И.Е. Основы радиохимии. – Изд.2-е, дополн. – Л. : Наука, Ленингр. отд., 1961. – 647 с.*
12. *Хлопин В.Г. К вопросу о миграции радиоэлементов в земной коре // ДАН СССР (А). – 1926. – 178.*
13. *Перельман А.И. Геохимия. – М. : Высш. шк., 1989.*
14. *Файнштейн В.И. Безопасность при производстве и применении продуктов разделения воздуха. – М. : Металлургия, 1996. – 224 с.*
15. *Гращенко С.М., Кудрявский Ю.П., Абрамов Д.С., Шишкунова Л.В. и Гритченко З.Г. Распределение естественных радионуклидов по промпродуктам технологического цикла получения титана // Радиохимия. – 1996. – №38. – С.172–182.*
16. *Гращенко С.М., Кудрявский Ю.П., Абрамов Д.С., Шишкунова Л.В. и Гритченко З.Г. Распределение естественных радионуклидов по продуктам процессов пылеочистки руднотермических печей // Радиохимия. – 1996. – №38. – С.183–184.*
17. *Гращенко С.М., Гритченко З.Г. и Шишкунова Л.В. Распределение естественных радионуклидов уранового и ториевого рядов в процессе водоподготовки артезианской воды для питьевого водоснабжения // Радиохимия. – 1997. – №39. – С.476–479.*
18. *Гращенко С.М. Гритченко З.Г. и Шишкунова Л.В. Распределение естественных радионуклидов в технологическом процессе выделения йода из буровых вод воздушнодесорбционным методом // Радиохимия. – 1997. – №39. – С.93–96.*
19. *Sawyer F.G., Ohman M.F. and Lusk F.E. Iodine from oil well brines. A Stuff-Industry Collaborative Report... // Ind. Eng. Chem. – 1949. – Vol.41. – P.1547–1552.*
20. *Querol X., Fernandez-Turiel J.L., Lopez-Soler A. Trace elements in coal and their behaviour during combustion in a large power station // Fuel. – 1995. – Vol.74, No.3. – P.331–343.*
21. *Goles D.R., Raagaini R.C., Ondov M. Behaviour of natural radionuclides in Western coal-fired power plants // Environ.l Sci. Technol. – 1978. – Vol.12, No.4. – P.442–451.*
22. *Ильин Л.А., Книжников В.А. и др. Онкологическая "цена" тепловой и атомной электроэнергии / под ред. акд. РАМИ Л.Ф. Ильина, проф. И.П. Коренкова. – М. : Медицина, 2001. –240 с.*
23. *Лисаченко Э.П., Кармановская Т.П., Стамат И.П, Гращенко С.М. К вопросу о нгеобходимости нормирования содержания природных радионуклидов в углях. 4-й Международный Форум. Топливно-энергетический комплекс России: региональные аспекты, Санкт-Петербург, 6-9 апреля 2004 г. : Сборник трудов. – [СПб., 2004]. – С.306–308.*
24. *Стамат И.П., Кармановская Т.А., Лисаченко Э.П., Гращенко С.М. Проблемы использования ископаемых углей, создаваемые природными радионуклидами // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. ll Междунар. конф., г. Томск, 18-22 октября 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004.*
25. *Canadian Guidelines for the management of naturally occurring radioactive materials (NORM) prepared by the Canadian NORM Working Group of the Federal Provincial Territorial Radiation Protection Committee. – 2000*
26. *Naturally occurring radiation in the Nordic countries – recommendations / The Radiation Protection Authorities in Denmark, Finland, Iceland, Norway and Sweden. – 2000*
27. *Санитарные правила СП 2.6.6.1169-02 "Обеспечение радиационной безопасности при обращении с производственными отходами с повышенным содержанием природных радионуклидов на объектах нефтегазового комплекса Российской Федерации".*

ИНДИКАТОРНАЯ РОЛЬ УРАНА, ТОРИЯ И РЗЭ ПРИ РАЗДЕЛЕНИИ ГРАНИТОИДОВ БАРГУЗИНСКОГО И ЗАЗИНСКОГО КОМПЛЕКСОВ

В.И. Гребенщикова, Д.А. Носков, Н.С. Герасимов

Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия, vgreb@igc.irk.ru

INDICATOR ROLE OF URANIUM, THORIUM AND REE IN CLASSIFICATION OF GRANITOIDS OF THE BARGUZIN AND ZAZINSKY COMPLEXES

V.I. Grebenschikova, D.A. Noskov, N.S. Gerasimov

Vinogradov Institute of Geochemistry SB RAS, Irkutsk, Russia

Abstract. *Newly acquired data disclosed the differences in geochemical (uranium, thorium, REE) and isotope parameters of granitoids of the Barguzin and Zazinsky complexes. Granites of the Barguzin complex were derived from calc-alkaline magma in the Early Paleozoic (Silurian). The Late Paleozoic (Carbonaceous) subalkaline granitoids of the Zazinsky complex are genetically distinguished from those of the Barguzin complex. They are post-batholith intrusions referred to the volcano-plutonic association of the Mongol-Trans-Baikal mobile belt.*

Ангаро-Витимский батолит представляет собой ряд гранитоидных массивов (Прибайкалье), соединившихся на глубине и занимающих общую площадь более 100 тыс. км^2 [3]. Громадные масштабы гранитоидного магматизма охватывают несколько структурно-формационных зон, различных по возрасту и составу субстрата, строению и истории образования. Батолит представлен гранитоидной ассоциацией известково-щелочного и, в меньшем объеме, субщелочного рядов. Геофизические исследования и положение гравитационных аномалий на площади батолита свидетельствуют о том, что он может рассматриваться как единое пластообразное тело небольшой мощности с несколькими магмаподводящими каналами, уходящими на глубину до 10–30 км [3, 9].

Вмещающие батолит толщи сложены преимущественно рифейскими гнейсами, кристаллическими сланцами и терригенно-карбонатными породами.

Породы Ангаро-Витимского батолита на большей части площади (около 70%) представлены различными по текстуре и структуре гранитами: среднезернистыми биотитовыми гранитами, часто полосчатыми, трахитоидными и гнейсовидными (автохтонные граниты), порфировидными гранитами, а также крупно- и равнозернистыми гранитами и лейкогранитами массивного, интрузивного облика (аллохтонные граниты).

В восточной части батолита встречаются небольшие массивы и штоки кварцевых сиенитов, двуполевошпатовых гранитов и аляскитов зазинского комплекса. По петрографическим особенностям они относятся к субвулканической ассоциации.

Современные представления о возрасте пород Ангаро-Витимского батолита можно свести к двум наиболее распространенным точкам зрения. Одна предполагает полихронное формирование батолита с выделением двух этапов: каледонского и герцинского [7], другая основана на убеждении, что весь батолит сформирован в один позднепалеозойский этап [10]. Существующие радиологические датировки не дают однозначного ответа в пользу той или другой точки зрения. Они зачастую противоречат наблюдаемым геологическим взаимоотношениям. Например, возраст гранитов баргузинского комплекса в ряде публикаций определяется цифрами 300–280 млн лет [7, 10], а возраст пород секущего зазинского комплекса 340–300 млн лет [8].

Если позднепалеозойский возраст гранитов зазинского комплекса сейчас не ставится под сомнение, поскольку радиологические датировки не вступают в противоречие с наблюдаемыми взаимоотношениями пород как с баргузинскими гранитами, так и с девонскими отложениями, то позднепалеозойский возраст гранитов Ангаро-Витимского батолита противоречит геологическим взаимоотношениям.

Сходство изотопных датировок, полученных для гранитов баргузинского и зазинского комплексов, привело к тому, что вопреки полевым наблюдениям, минералогическим, петрохимическим и геохимическим различиям, все они рядом исследователей стали относиться к одному позднекарбоновому этапу магматизма. Возраст наложенной фельдшпатизации с образованием крупных порфиробласт решетчатого микроклина в гранитах баргузинского комплекса оценивается в 332–300 млн лет [2]. Какая-то часть опубликованных датировок фиксирует этот процесс, а не возраст гранитов баргузинского комплекса, что создает дополнительные трудности в интерпретации геохронологических данных. Обоснованность включения в состав Ангаро-Витимского батолита гранитов зазинского комплекса также требует дополнительных доказательств.

Нами были проведены определения возраста гранитов баргузинского комплекса в двух массивах из пространственно разобщенных частей батолита: Тельмамском, расположенном в бассейне среднего течения р. Витим на северном фланге батолита, и Гаргинском – в центральной части батолита. Первый из них считается автохтонным, образовавшимся в результате магматического замещения вмещающих пород, второй – аллохтонным. Отобранные для изотопных анализов образцы гранитов (SiO_2=70–74%) имеют высокие концентрации стронция (600–1500 г/т) и относятся к наименее измененным разновидностям с первичными магматическими соотношениями Rb и Sr. Возраст и начальный изотопный состав стронция обоих массивов совпадают в пределах погрешности измерений 429±15 млн лет и 425±22 млн лет и соответствуют силурийскому возрасту [2]. Полученные результаты дополняют представления о сходстве гомогенных гранитов автохтонных массивов и гранитов аллохтонных массивов. Мы согласны с Л.С. Бородиным [1] в том, что "…понятие "автохтонности" в прямом значении этого термина относится не к гранитам, а к новообразованным гибридным и метасоматическим породам приконтактовых зон. Другими словами, нет оснований для выделения особой группы автохтонных массивов и их противопоставления по характеру первичного гранитообразования аллохтонным массивам". Инъекционные гнейсы, теневые мигматиты и гибридные породы зон перехода от гранитов к вмещающим метаморфитам образовались, по нашему мнению, одновременно с внедрением интрузивных гранитов. В.М. Ненахов и др. [6] датировали гибридные породы, имеющие расплывчатые границы с гранитоидами витимканского комплекса (сейчас все исследователи считают его аналогом баргузинского комплекса). Вычисленный возраст 439±1,6 млн лет совпадает в пределах погрешности с нашей оценкой возраста баргузинских гранитов.

Определение возраста гранитоидов зазинского комплекса было проведено по образцам, отобранным из пород Шалутинского массива. По сложившимся представлениям, формирование массива происходило в две фазы. Сначала внедрялись кварцевые сиениты, затем – лейкократовые граниты. Возраст массива ранее был определен Б.А. Литвиновским и др. [5]. На основании изучения гранитоидов Улекчинского, Байсинского и Шалутинского массивов ими сделан вывод о позднекарбоновом возрасте зазинского комплекса. Результаты нашего датирования определяют различие во времени внедрения гранитоидов двух фаз Шалутинского массива зазинского комплекса. Возраст гранитоидов ранней фазы равен 313±6 млн лет, а возраст лейкократовых гра-

нитов поздней фазы, расчитанный по третьей модели Макинтайра [11], равен 302±25 млн лет. Эта датировка согласуется с U-Pb датировкой циркона из лейкократовых гранитов Ангырского массива (303±7 млн лет), также относимых к зазинскому комплексу [10].

Мы сравнили полученные нами результаты с результатами Б.А. Литвиновского и др. [4]. На петрохимической диаграмме Л.С. Бородина [1] фигуративные точки составов пород Шалутинского массива образуют в поле субщелочных гранитоидов два пространственно изолированных ареала, в первом из которых объединены породы первой фазы внедрения из обеих выборок (нашей и Б.А. Литвиновского), а во втором – второй фазы. На этой же диаграмме показано положение составов пород изученных нами массивов баргузинского комплекса. Его фигуративные точки расположились вдоль главного известково-щелочного тренда, подтверждая известково-шелочной состав родоначальной магмы баргузинских гранитов. Такие же отчетливые различия между гранитоидами баргузинского и зазинского комплексов проявлены на диаграмме $(K_2O+Na_2O)/Al_2O_3$ (рис. 1). Кварцевые диориты и граниты баргузинского комплекса образуют известково-щелочной тренд, а в кварцевых сиенитах и гранитах зазинского комплекса заметно увеличивается сумма щелочей и фигуративные точки их составов образуют собственный субщелочной тренд. Соответственно в пространстве диаграммы точки пород этих комплексов занимают разное положение и не пересекаются. При этом поля составов останцов габброидов и в том, и в другом комплексе перекрываются.

По химическому, минеральному составу и по геохимическим особенностям граниты автохтонных и аллохтонных массивов баргузинского комплекса фактически не различаются между собой. Различия обнаруживаются в характере распределения U, Th и РЗЭ (рис. 2, 3). Аллохтонные граниты характеризуются относительно высокими содержаниями РЗЭ (180 г/т), отсутствием европиевой аномалии и относительно повышенными содержаниями Th и U (Th – 14,1 г/т, U – 1,3 г/т). Автохтонные граниты отличаются понижением содержаний РЗЭ (80 г/т), положительной европиевой аномалией и заметно низкими содержаниями Th и U (Th – 3,4 г/т, U – 0,6 г/т).

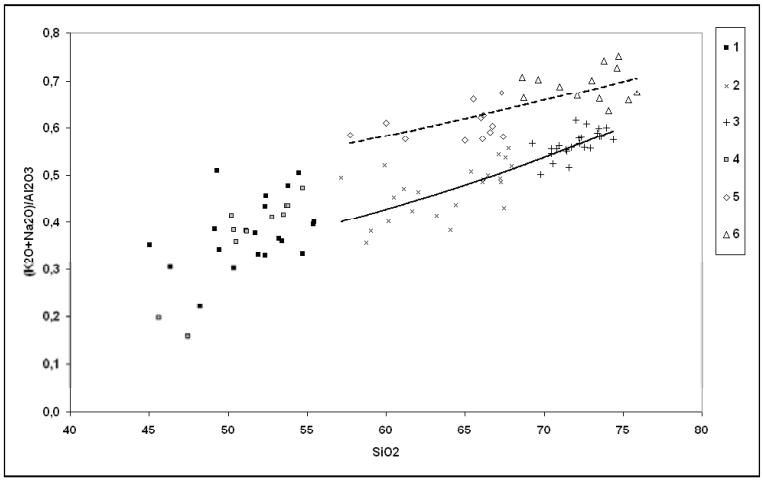


Рис. 1. *Диаграмма $(K_2O+Na_2O)/Al_2O_3 – SiO_2$ для пород баргузинского (1 – габбро, 2 – кварцевые диориты, гранодиориты, 3 – граниты) и зазинского комплексов (1 – габбро, 2 – сиениты, 3 – граниты)*

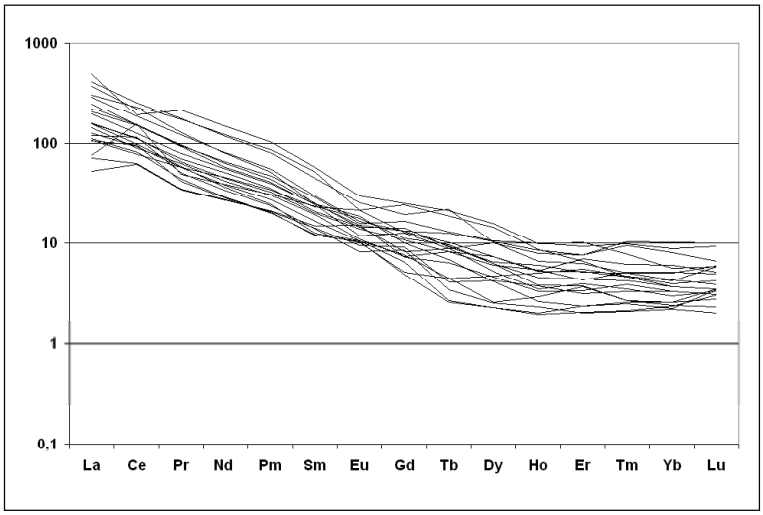


Рис. 2. *Нормированные относительно хондрита [12] спектры редкоземельных элементов в аллохтонных гранитах Ангаро-Витимского батолита*

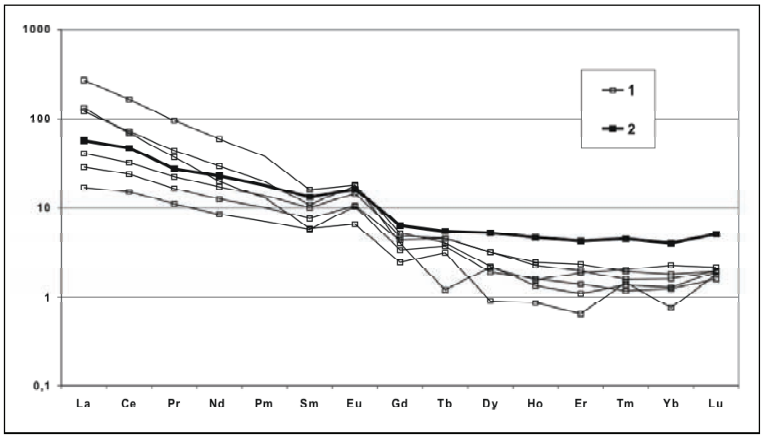


Рис. 3. *Нормированные относительно хондрита [12] спектры редкоземельных элементов в автохтонных гранитах Ангаро-Витимского батолита*

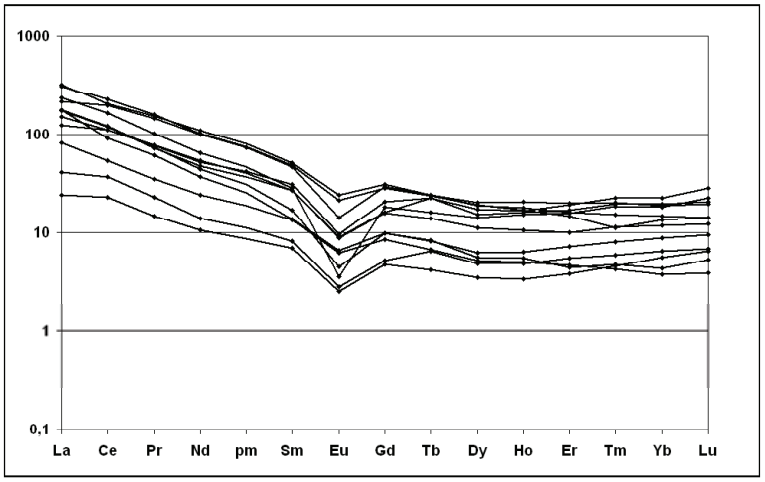


Рис. 4. *Нормированные относительно хондрита [12] спектры редкоземельных элементов в гранитах зазинского комплекса*

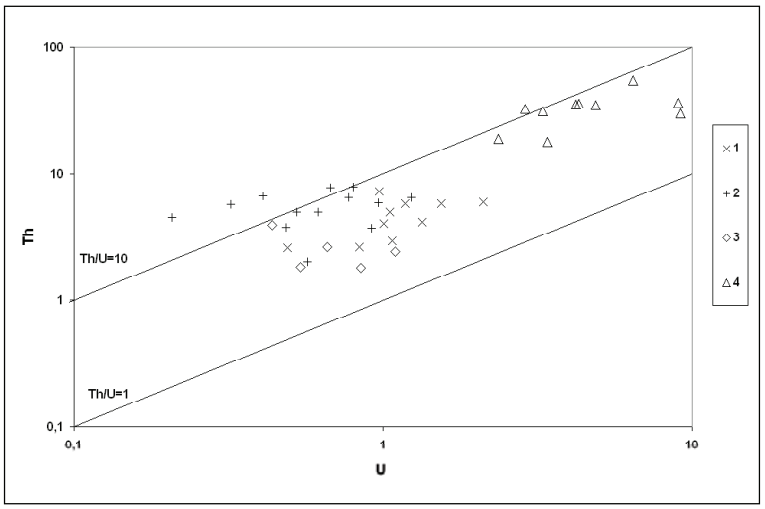


Рис. 5. *Распределение урана и тория в гранитодах Ангаро-Витимского батолита (1, 2) и зазинского комплекса (3, 4)*

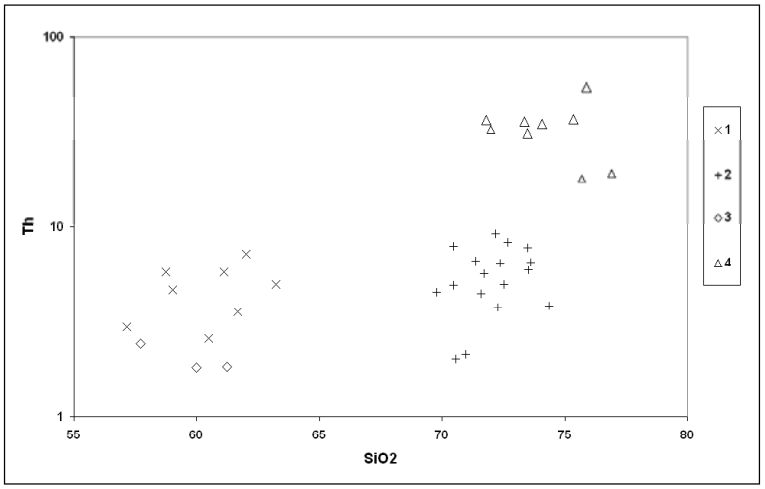


Рис. 6. *Распределение Th и SiO_2 тория в гранитодах Ангаро-Витимского батолита (1, 2) и зазинского комплекса (3, 4)*

Породы зазинского комплекса резко отличаются от баргузинских гранитов. Для зазинских гранитоидов характерны пониженные концентрации Ba (300 г/т), Sr (100 г/т), B (6 г/т) и повышенные концентрации Co, Ni, Mo, B, появление в гранитах европиевого минимума (рис. 4), но особенно отчетливо они различаются по концентрациям Th и U (рис. 5, 6). В зазинских гранитоидах содержание Th увеличивается в 2,5 раза, а U – почти на порядок (Th-34, г/т, U-4,8 г/т). В баргузинских гранитоидах такой дифференциации по U и Th не отмечается. Содержания тория в гранитоидах увеличиваются с ростом содержаний SiO_2. Особенно это заметно в гранитоидах зазинского комплекса. В гранитоидах баргузинского комплекса содержания U и Th практически остаются на одном уровне, независимо от кремнекислотности пород (кварцевые диориты – граниты). Однако, несмотря на различия в абсолютных содержаниях U и Th в гранитоидах баргузинского и зазинского комплексов, отношение Th/U в них близко и соответствует примерно 8–9, что в 2–2,5 раза выше, чем в континентальной коре, а коэффициент корреляции – 0,8. Такое высокое отношение Th/U в гранитоидах является региональной особенностью рассматриваемых гранитоидов.

Если сравнивать гранитоиды баргузинского комплекса северной и южной частей батолита, то можно отметить, что в гранитоидах северной части содержания U и Th заметно выше, чем в южной. На наш взгляд, этот факт может свидетельствовать о различном составе протолитов при образовании гранитоидной магмы Ангаро-Витимского батолита.

Установленные геохимические особенности гранитоидов баргузинского и зазинского комплексов могут свидетельствовать о разном механизме образования и разной глубине зарождения гранитоидных расплавов. Ранее отмечалось [2], что граниты баргузинского комплекса являются типичной интрузивной ассоциаций пород, сформировавшей на глубине до 10–15 км, а зазинские гранитоиды относятся к субвулканической ассоциации.

Полученные новые геохимические данные (уран, торий, редкоземельные элементы и др.) по гранитоидам баргузинского и зазинского комплексов подтверждают ранее установленные петрографические и изотопные различия

[2]. Граниты баргузинского комплекса, производные известково-щелочной магмы, образовались в раннем палеозое (силур). Позднепалеозойские (карбоновые) субщелочные гранитоиды зазинского комплекса генетически отличаются от гранитов баргузинского комплекса. Они являются постбатолитовыми интрузиями и относятся [4, 5, данная статья] к вулкано-плутонической ассоциации Монголо-Забайкальского подвижного пояса.

Работа поддержана проектами РФФИ №06-05-65054, 08-07098003.

Литература

1. *Бородин Л.С. Граниты Ангаро-Витимского батолита: модельный петрохимический и генетический анализ // Литосфера. – 2006. – №4. – С.40–56.*
2. *Герасимов Н.С., Гребенщикова В.И., Носков Д.А., Калмычкова Т.Н., Серебренников Л.М. О раннепалеозойском возрасте Ангаро-Витимского батолита // Материалы Всеросс. науч. совещ. "Геодинамическая эволюция литосферы Центрально-Азиатского подвижного пояса (от океана к континенту)". – Ин-т земной коры СО РАН, 2007. – Вып.5. – Т.1. – С.49–51.*
3. *Литвиновский Б. А., Занвилевич А. Н., Алакшин А. М., Подладчиков Ю. Ю. Ангаро-Витимский батолит – крупнейший гранитный плутон. – Новосибирск : Изд-во ОИГГМ СО РАН, 1992. – 141 с.*
4. *Литвиновский Б.А., Занвилевич А.Н., Уикхем С.М., Стил И.М. Условия образования сиенитовой магмы анорогенных гранитоидных серий: сиенит-гранитная серия Забайкалья // Петрология, – 1999. – Т.7, №5. – С.493–508.*
5. *Литвиновский Б.А., Посохов В.Ф., Занвилевич А.Н. Новые Rb-Sr данные о возрасте позднепалеозойских гранитоидов Западного Забайкалья // Геология и геофизика. – 1999. – Т.40, №5. – С.694–702.*
6. *Ненахов В.М., Никитин А.В., Доронина Н.А. и др. О полихронности Ангаро-Витимского батолита // ДАН. – 2007. – Т.414, №4. – С.509–512.*
7. *Неймарк Л.А., Рыцк Е.Ю., Ризванова Н.Г., Гороховский Б.М. О полихронности Ангаро-Витимского батолита по данным U-Pb метода по циркону и сфену // ДАН. – 1993. – Т.333, №5. – 634–637.*
8. *Рублев А.Г., Апруб С.В., Левский Л.К. Графический метод анализа дискордантных калий-аргоновых значений возраста // Изотопные методы измерения возраста в геологии. – М. : Наука, 1979. – С.94–102.*
9. *Турутанов Е.Х., Гребенщикова В.И., Носков Д.А. Форма, размеры и вещественный состав пород Ангаро-Витимского батолита // Геодинамическая эволюция литосферы Центрально-Азиатского подвижного пояса (от океана к континенту) : материалы совещания. – Ин-т Земной коры СО РАН, 2006. – Вып.4. – Т.2. – С.183–187.*
10. *Ярмолюк В.В., Будников С.В., Коваленко В.И. и др. Геохронология и геодинамическая позиция Ангаро-Витимского батолита // Петрология. – 1997. – Т.5, №5. – С.451–466.*
11. *McIntyre G.A., Brooks C., Compston W. et al. The statistical assessment of Rb-Sr isochrones // J. Geophys. Res. – 1966. – T.71, No.22. – P.5459–5468.*
12. *Sun S.-S., McDonough W.F. Chemical and isotopic systematics of ocean basalts: implications for mantle composition and processes / (eds) A.D. Saunders, M.I. Norry. Magmatism in ocean basins // Geolog. Soc. London Spec. Publ. – 1989. – Vol.42. – P.313–345.*

АНАЛИЗ РЕЗУЛЬТАТОВ ЭМАНАЦИОННЫХ ИЗМЕРЕНИЙ

В.В. Гудзенко

Институт геологических наук НАН Украины, Киев, Украина, Vadymgudz@ukr.net

EMANATION MEASUREMENTS RESULTS ANALYSIS

V. Gudzenko

Institute of Geological Sciences NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine

Abstract. *Comparison of the results of routine emanation survey, held in the Dnieper-Donets depression, with the calculated values, obtained from the gamma-spectroscopy investigations of grounds collected in the same points described. According to the values of emanation coefficients and isotopes of Radium content, taking into account density and porosity of grounds, emanation survey system used seems to be not optimal for the problems put by.*

Основанием для проведения описываемых работ послужила некоторая неоднозначность результатов мелкомасштабных эманационных исследований, проведенных в северо-западной части Днепровско-Донецкой Впадины (ДДВ) с целью уточнения пространственного расположения зон разломов.

Известно, что аномалии радона в почвенном воздухе могут быть преимущественно концентрационными, т.е. связанными с повышенным содержанием изотопов радия в исследуемых породах, или аномалиями эманирования, сязанными с изменеиями коэффициентов эманирования. Совершенно очевидно, что первые представляют интерес с точки зрения поисков урана (тория), а вторые – для оценки напряженного состояния грунтов или горных пород. Столь же очевидно существование аномалий смешаной природы.

Едва ли не самым эффективным способом определения природы радоновых аномалий можно считать так называемый метод эманационного каротажа. Последовательные измерения концентраций газа в некотором интервале глубин (обычно при углублении шпура) позволяют четко определить, связана ли наблюдаемая аномалия с существованием на некоторой глубине эманирующего объекта, или речь идет об эманировании слоя пород с несколько повышенным, но монотонным содержанием урана. В первом случае кривая изменения активностей будет иметь выпуклость, направленную в глубину. Концентрации радона растут по мере приближения к эманирующему объекту. В случае аномалии эманирования на некоторой глубине кривая достигает максимума и в дальнейшем концентрации радона остаются приблизительно постоянными.

Таблица 1. *Статистические данные: ^{40}K, ^{214}Pb, ^{214}Bi, ^{228}Ac и ^{212}Pb (Бк/кг); ^{222}Rn и ^{220}Rn (Бк/дм^3)*

Параметр	^{40}K	^{214}Pb	^{214}Bi	^{228}Ac	^{212}Pb	^{222}Rn	^{220}Rn
Среднее	537,1	24,4	26,3	36,9	47,8	5,8	36,7
Стандартная погрешность	17,8	0,9	0,8	1,1	1,0	1,9	6,2
Медиана	549,0	25,0	27,0	38,0	48,0	2,4	31,5
Мода	428,0	25,0	28,0	40,0	48,0	0,1	н/д
Стандартное отклонение	77,7	4,1	3,3	5,0	4,6	8,3	27,0
Дисперсия выборки	6044,3	16,7	11,0	25,1	20,7	68,7	726,6
Эксцесс	–1,1	–1,2	–0,4	0,2	0,2	1,7	–0,7
Асимметричность	–0, 3	0,0	0,3	–0,8	0,1	1,7	0,8
Интервал	234	13,0	12,0	18,0	18,0	26,4	77,0
Минимум	421	17,0	210	26,0	40,0	0,1	5,9
Максимум	655	30,0	33,0	44,0	58,0	26,5	82,9
Сумма	10204	464,0	500,0	701	908,0	110,9	696,7
Выборка	19	19	19	19	19	19	19

Выявить природу аномалии можно и сопоставляя результаты эманационных измерений с данными о содержаниях радия в породах. Для этого в местах отбора проб почвенного воздуха были отобраны пробы грунтов. Измельченные пробы выдерживались перед измерением в закрытых сосудах для накопления радона, по дочерним продуктам которого (^{214}Bi и ^{214}Pb) определяли содержание ^{226}Ra. Поскольку в цепочке распада ^{232}Th отсутствуют долгоживущие дочерние продукты (период полураспада самого устойчивого ^{228}Ra составляет всего 5,75 лет), содержание родоначальника ряда может быть определено по любому из них. Предпочтительнее использовать ^{228}Ac, имеющий ряд жестких гамма-линий с высокими выходами.

Эманационные и гамма-спектрометрические измерения проведены летом и осенью 2005 г. Глубина отбора проб грунтов составляла приблизительно 15–20 см. Отобранные пробы измерялись на полупроводниковом гамма-спектрометре СЭГ-50(К). Отбор проб почвенного воздуха проводился в интервале 60–80 см. Измерения выполнялись на сцинтилляционном эманометре. Следует отметить, что в условиях ДДВ стандартная методика эманационных измерений не является оптимальной. Если она более или менее пригодна для определения содержания ^{222}Rn, статистические погрешности отдельных измерений концентраций ^{220}Rn очень высоки и могут превышать сотни процентов. Всего исследовано около двух десятков точек.

Статистические данные о распределении радионуклидов в исследуемых образцах грунтов и почвенном воздухе приведены в таблице 1.

Как известно, концентрации эманаций в почвенном воздухе или воде, без учета вынужденного переноса (или существенной диффузии), описываются простым уравнением:

$$C_{Rn} = C_{Ra} \times K_{эм} \times \rho / n,$$

где: C_{Rn} – объемная активность радона; C_{Ra} – удельная активность радия в породе; $K_{эм}$ – коэффициент эманирования; ρ – плотность породы и n – пористость.

Рассмотрим возможные вариации отдельных составляющих уравнения. Легче всего это сделать для C_{Ra} (^{226}Ra или ^{224}Ra) по результатам гамма-спектрометрических измерений грунтов. В этом случае мы имеем реальное распределение показателей в границах погрешности измерений. Как видно из таблицы, концентрации изотопов радия изменяются приблизительно в пределах 30% от средних значений как для ^{226}Ra, так и для ^{224}Ra. Плотность грунтов специально не исследовалась, тем не менее, по литературным данным, ее можно оценить, как близкую к 1,5 кг/дм^3. Высушенные и растертые пробы грунтов, которые насыпались без уплотнения в сосуды Маринелли объемом 0,95 дм^3, имели массу от 1,0 до 1,353 кг. Пористость грунтов в природном залегании может достигать нескольких десятков процентов. В корнеобитаемом слое, этот показатель может увеличиваться за счет сгнивших корней, благодаря жизнедеятельности животных и т.п. Для модельных расчетов пористость грунтов может быть принята равной 30%.

Особого внимания заслуживает коэффициент эманирования ($K_{эм}$), показывающий, какая доля эманаций, возникающих в породе за счет распада изотопов радия, попадает в поры и трещины, и может быть вынесена из объема, в котором образовалась. Следует отметить, что коэффициенты эманирования, определяюмые по различным эманациям – радону, торону или актинону – существенно отличаются друг от друга. Если $K_{эм}$Rn и $K_{эм}$An более или менее близки, $K_{эм}$Tn оказывается выше. Для ряда минералов, содержащих уран и торий (преимущественно силикаты редких земель), $K_{эм}$Tn превышал $K_{эм}$Rn в 10 раз [4]. Этот эффект в особенности заметен при исследованиях первичных урановых минералов. Вполне возможно, что причиной близости значений $K_{эм}$Rn и $K_{эм}$An является принадлежность радона и актинона рядам распада уранов – 238 и 235. Вместе с тем торон принадлежит ряду тория, геохимическое поведение которого существенно отличается от поведения урана. Для вторичных минералов и акцессориев эти отличия между становятся меньше. Еще больше они нивелируются для рыхлых отложений. По данным В.И. Баранова и С.Т. Цейтлина, средний коэффициент эманиро-

Таблица 2. *Кажущиеся значения $K_{эм}$ (доли единицы) по радону и торону, рассчитанные в предположении постоянства плотности и пористости грунтов исследуемого участка*

№	№ проб	^{222}Rn, Бк/дм^3	^{214}Pb, Бк/кг	$K_{эм}$Rn	^{220}Rn, Бк/дм^3	^{228}Ac, Бк/кг	$K_{эм}$Tn	$K_{эм}$Tn / $K_{эм}$Rn	^{228}Ac / ^{214}Pb
1	PR01	0,5	17±1	0,006	10,9	37±3	0,059	9,8	2,2
2	PR02	2,0	25±1	0,016	11,2	44±4	0,051	3,2	1,8
3	PR12	21,4	23±1	0,186	79,3	44±6	0,360	1,9	1,9
4	PR13	0,1	20±1	0,001	16,7	29±3	0,115	115	1,4
5	PR14	0,1	26±1	0,001	33,9	38±4	0,176	229	1,5
6	PR15	12,4	28±1	0,089	82,8	37±4	0,448	5,0	1,3
7	PR16	22,1	21±2	0,210	82,9	26±3	0,638	3,0	1,2
8	PR17	4,4	19±1	0,046	35,6	28±1	0,254	5,5	1,5
9	PR18	2,1	21±1	0,020	45,8	41±4	0,223	11,2	2,0
10	PR19	26,5	25±1	0,212	80,9	40±3	0,404	1,9	1,6
11	PR20	0,4	25±1	0,003	20,4	39±2	0,105	35	1,6
12	PR21	0,4	30±2	0,003	6,8	34±3	0,040	13,3	1,1
13	PR22	3,3	30±2	0,022	35,3	36±4	0,199	9,0	1,2
14	PR23	2,9	22±1	0,026	17,5	36±2	0,097	3,7	1,6
15	PR24	1,1	21±1	0,010	5,9	39±4	0,030	3,0	1,9
16	PR25	2,2	23±1	0,019	20,1	33±2	0,122	6,4	1,4
17	E11	2,4	29±2	0,016	54,5	40±4	0,272	17	1,4
18	E13	3,5	30±2	0,023	31,5	40±4	0,155	6,7	1,3
19	E15	3,1	29±1	0,021	24,7	40±2	0,124	5,9	1,4
20	S09	4,4	28±3	0,031	37,5	42±3	0,179	5,8	1,5
21	W14	10,0	17±3	0,118	30,9	16±3	0,386	3,1	0,9
22	Q07	1,4	27±3	0,010	2,8	37±3	0,021	3,3	1,4
23	E14	–	29±3	–	45,7	40±6	0,228	–	1,4
24	Q17	–	19±3	–	4,0	22±3	0,042	–	1,2
25	M18	–	28±3	–	11,5	36±3	0,082	–	1,3

вания для почв по радону и торону составляет соответственно 41 и 45%, а вообще может колебаться от 18 до почти 100% [по 2]. Полностью отдать образовавшуюся эманацию могут лишь расплавы или растворы, утверждал Л.С. Коловрат-Червинский. Следовательно, горные породы и грунты все-таки имеют $K_{эм} < 1$. Коэффициент эманирования зависит также от температуры, влажности, литологического состава пород (грунтов) [3].

Массовое определение $K_{эм}$ проводилось главным образом в 40–60-е годы прошлого столетия на образцах урановых и ториевых руд или минералов. Следовательно, большинство цифр, приведенных в литературе, относятся к высокоактивным образцам с высоким содержанием радиоактивных элементов. Вполне возможна в таком случае повышенная радиационная нагрузка на твердую матрицу, способная повлиять и на $K_{эм}$ в сторону их увеличения [1].

Как упоминалось выше, коэффициенты эманирования заметно увеличиваются в зонах напряженного состояния геологической среды какого бы то ни было происхождения. Это могут быть неотектонические движения, зоны подготовки сдвигов, зоны над пустотами и тому подобное. Оценить количественно увеличение $K_{эм}$ достаточно сложно, поэтому интерпретация аномалий эманирования обычно носит качественный характер.

Исходя из физики процессов эманирования, изменения абсолютных значений $K_{эм}$, определявшихся по различными эманациям, коррелируют между собой в той или иной мере, если они вызваны подобными причинами. То есть, предположим, повышение $K_{эм}$ для радона, вызванное напряженным состоянием пород (грунтов), должно сопровождаться повышением $K_{эм}$ для торона.

Учитывая возможность довольно значительных колебаний $K_{эм}$ по сравнению с относительно устойчивыми значениями остальных расчетных параметров, можно оценить вероятные вариации концентраций радона и торона в почвенном воздухе исследуемой территории. При этом следует отметить, что для радона возможно существование диффузионного потока эманации с глубин, больших чем те, на которых исследовались концентрации эманаций в почвенном воздух (60–80 см) и материнских изотопов радия в матрице – твердой части грунтов (10–20 см). При таких условиях рассчитанные значения $K_{эм}$ будут выше действительных. Для торона, диффузионным пробегом которого можно пренебречь, подобные замечания не существенны.

Таблица 3. *Статистические погрешности определения содержания радона и торона в почвенном воздухе на примере трех реальных измерений. N_f N_0 и N_3 – соответственно отсчеты "фон", "мгновенный" и "трехминутный"*

ПК	N_f	N_0	N_3	$\varepsilon(N_3-Nf)$	$\varepsilon(N_0-N_f)$	ε_{Rn}	ε_{Tn}	C_{Rn}, Бк/л	C_{Tn}, Бк/л
1P08	7	21	16	2,26	1,60	11,7	13,3	1,7±19,9	2,1±27,9
M15	4	171	32	0,909	0,336	7,3	7,6	1,7±12,4	33,7±256,1
1N08	0	328	321	0,248	0,245	0,04	0,25	48,6±1,9	18,9±4,7

Исходя из вышеизложенного, среднее содержание радона в почвенном воздухе исследуемой территории должно составлять: 0,41 × 24,4 Бк/кг × 1,5 кг/дм^3 / 0,3 = = 50 Бк/дм^3. Аналогично содержание торона будет составлять: 0,45 × 36,9 Бк/кг × 1,5 кг/дм^3 / 0,3 = 83 Бк/дм^3. Полученные цифры почти вдвое превышают максимальные измеренные концентрации радона и соизмеримы с максимальными концентрациями торона. При экстремальных коэффициентах эманирования (скажем, 0,95) и пористости не выше 0,1, среднее содержание эманаций в почвенном воздухе составит соответственно 352 и 537 Бк/дм^3, что несравненно больше цифр, полученных в процессе съемки.

Считая плотность и пористость (или соотношение этих параметров) грунтов исследуемой территории условно устойчивыми, можно по данным эманационных измерений сделать расчет кажущихся $K_{эм}$, распределение которых наиболее корректно определит зоны тектонических напряжений, если пренебречь другими причинами колебаний этого параметра. Естественно, *достоверность эманометрических и гамма-спектрометрических измерений должна быть довольно высокой и, желательно, соизмеримой*.

Результаты подобного расчета при условиях ρ =1,5 кг/дм^3, n = 0,3 представлены в таблице 2.

Кроме данных, представленных в предыдущей таблице, в таблицу 2 включены результаты измерений еще шести проб, которые были отобраны ранее на другом участке сходного геологического строения.

Между значениями расчетных коэффициентов эманирования по радону и по торону существует довольно жесткая корреляция (r = 0,846). Если предположить (см. выше) что минимальное значение $K_{эм}$Rn для почв составляет 18%, корректность результатов эманометрических измерений вызывает сомнения. Как свидетельствует таблица 2, вычисленный $K_{эм}$Rn изменяется от 0,1 до 21,2%, причем подавляющее большинство измерений дает результаты меньше 3%. Вычисленные при тех же самых предположениях $K_{эм}$Tn значительно превышают соответствующие $K_{эм}$Rn – приблизительно от 2 до 230 раз (если отбросить очевидные погрешности – от 3 до 35 раз). Значение $K_{эм}$Tn варьируют от 2 до почти 64%. В то же время соотношения материнских изотопов радия, продуцирующих торон и радон, варьируют значительно меньше – от 0,9 до 2,2.

Анализ возможных статистических погрешностей определения содержания торона и радона в почвенном воздухе, при использовании стандартной методики эманационных измерений, приведен ниже.

Если концентрации радона в почвенном воздухе ниже 3 Бк/дм^3, есть основания полагать, что полученный результат не корректен. В этом случае концентрации торона, которые оцениваются по разности двух отсчетов, будут очевидно завышенными. С целью проверки корректности этой гипотезы испытанные пикеты (точки эманационных и гамма-спектрометрических измерений) были рассортированы по содержанию радона.

Для интервала концентраций ^{222}Rn 0–3 Бк/дм^3 (среднее арифметическое 1,04) среднее содержание торона в почвенном воздухе составляет 20,51 Бк/дм^3. Для наиболее вероятного интервала содержаний радона – 3,1–26,5 Бк/дм^3 (среднее арифметическое 11,11), среднее содержание торона в грунтовом воздухе в 2,5 раза выше (52,1 Бк/дм^3). Следовательно, на первый взгляд, гипотеза не подтверждается.

Вместе с тем очень показательным является поведение соотношений расчетных коэффициентов эманирования по радону и по торону. Для первого интервала концентраций радона (0–3 Бк/дм^3) $K_{эм}$Tn / $K_{эм}$Rn колеблется от 3 до 229. Шесть из двенадцати, то есть 50% измерений, имеют $K_{эм}$Tn / $K_{эм}$Rn > 10. Для второго интервала (3,1–26,5 Бк/кг) ни одно соотношение десяти не достигает. Напомним, что, по литературным данным, $K_{эм}$Tn преобладает над $K_{эм}$Rn *не более*, чем в десять раз, да и то для минералов – то есть для структур с жесткой матрицей. Для рыхлых пород (грунтов) разность обычно измеряется единицами-десятками процентов.

С целью определения причин таких расхождений проанализируем статистические погрешности отдельных эманационных измерений радона и торона в почвенном воздухе. В простейшем случае измерения скорости счета импульсов от первичного преобразователя, относительная средняя статистическая погрешность вычисляется по известной формуле:

$$\varepsilon = (n/t + n_ф/t_ф)^{1/2} / (n - n_ф),$$

где n – скорость счета пробы; t – время счета пробы; $n_ф$ – скорость счета фона; $t_ф$ – время счета фона.

Попробуем оценить статистические погрешности на примере реального профилирования. Рассмотрим 3 случая – минимальный, средний и максимальный отсчет за стандартный промежуток времени – 18 секунд. Погрешности функций, в нашем случае – расчетных формул – равны сумме относительных погрешностей каждого члена.

Как свидетельствует таблица 3, относительные погрешности измерения ^{222}Rn колеблются от 4 до 1170%, а ^{220}Rn – от 25 до 1330%. Следовательно, при данной схеме эманационных измерений, статистические погрешности определений абсолютного содержания радона и торона, обусловленные только флюктуациями распада, могут колебаться от целиком приемлемых 4–

25% к запредельным значениям в тысячи процентов! При таких условиях низкие и умеренные концентрации эманаций в почвенном воздухе могут быть определены разве что на качественном уровне.

Выводы

1. Выполненные исследования подтверждают, что эманационные аномалии, зафиксированные во время профилирования, в большинстве случаев являются *аномалиями эманирования – т.е. связаны с напряженным состоянием горных пород или грунтов.* Об этом свидетельствует равномерное распределение в последних изотопов радия.
2. Рассчитанные по данным о содержании радия и по экспертным оценкам плотности и пористости грунтов кажущиеся коэффициенты эманирования для радона в среднем намного ниже приводимых в литературе. Одной из причин этого может быть некорректное измерение содержания эманаций во время профилирования *(подсасывание атмосферного воздуха в бурки, статистические погрешности счета α-излучения за очень короткие отрезки времени, невыдержанность условий отбора проб воздуха по профилю, погрешности эталонирования и т.п.)*. Значительно уменьшить статистические погрешности при измерениях радона можно за счет увеличения времени экспозиции.
3. В отличие от $K_{эм}$Rn, расчетный $K_{эм}$Tn близок к литературным данным. В то же время корреляция между концентрациями ^{220}Rn в почвенном воздухе и содержанием ^{228}Ac в грунте едва достигает 19%, что тоже свидетельствует о преимущественно эманационной природе тороновых аномалий.
4. Поскольку по принятой методике эманационных измерений концентрация торона определяется, в конечном счете, как разность между суммарным эффектом и концентрацией радона, погрешности определений одной эманации существенным образом влияют на погрешности определения второй. Относительные погрешности определения содержания торона обычно выше, чем погрешности определения содержания радона.

Литература

1. *Вовк И.Ф. Радиолиз подземных вод и его геохимическая роль. – М. : Недра, 1979. – 238 с.*
2. *Гудзенко В.В., Дубинчук В.Т. Изотопы радия и радон в природных водах. – М. : Наука, 1987. – 156 с.*
3. *Новиков Г.Ф. Радиометрическая разведка. – Л. : Недра, 1989. – 407 с.*
4. *Чердынцев В.В. Уран-234. – М. : Атомиздат, 1969. – 308 с.*

К ОЦЕНКЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ЛАНДШАФТОВ ПРОДУКТАМИ ДЕЛЕНИЯ ПО ИХ НАКОПЛЕНИЮ БИОТОЙ

В.В. Гудзенко[1], Т.А. Голикова[1], Г.И. Гудзенко[2]

[1]Институт геологических наук НАН Украины, Киев, Украина, Vadymgudz@ukr.net
[2]Научно-инженерный центр радиогидрогеологических полигонных исследований, Киев, Украина

LANDSCAPES' CONTAMINATION ASSAY OF THE FISSION PRODUCTS ACCUMULATED BY BIOTA

V.V. Gudzenko[1], T.A. Golikova[1], G.I. Gudzenko[2]

[1]Institute of Geological Sciences NAS of Ukraine, Kiev, Ukraine
[2]Scientific and Engineering Center for Radiohydrogeological Field Research, Kiev, Ukraine

Abstract. *Low areal contamination with ^{90}Sr and ^{137}Cs may be assayed by their concentration's measurements in the natural accumulators, such as moss, ashes of wood or terrestrial mollusc's shells. These parts of the biota had been used during the investigation of so called Hydropark – two islands in the middle of the Dniper-river practically in the centre of Kyiv-city. Significant accumulation of the fission products by shells (^{90}Sr only) and ashes (both nuclides) confirmed.*

На протяжении нескольких лет изучалось накопление продуктов деления отдельными элементами биоты с целью их возможного использования для мониторинга радиоактивного загрязнения окружающей среды. В частности доказана возможность использования раковин наземных моллюсков в качестве селективных накопителей ^{90}Sr [1]. Подтверждена высокая концентрационная способность мхов относительно накопления (не селективного, в отличие от раковин моллюсков) как ^{90}Sr так и ^{137}Cs, а также космогенного ^{7}Be [2]. Материалом для исследований служили пробы, отбиравшиеся на территории Киева, а именно на днепровских островах. Полученные результаты представляют определенный интерес с экологической точки зрения, так как на исследованной территории находится Гидропарк – место массового отдыха горожан. Здесь сосредоточены пляжи, спортивные площадки, кафе, рестораны и т.д.

Если внешнее облучение от продуктов деления, выпавших в результате атмосферного переноса или перенесенных водным путем после Чернобыльской аварии, не представляет серьезной опасности для отдыхающих, игроки в футбол на многочисленных самодельных площадках, возможно, получают более существенные дозы облучения за счет вдыхания пыли, поднимаемой при

Таблица 1. *Природные и искусственные радионуклиды в почвах южного острова Гидропарка, Бк/кг*

Нуклид	^{90}Sr	^{137}Cs	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Диапазон изменений	26–248	43–651	8–88	5–63	137–382
Серднее арифметическое	104,46	266,25	23,5	19,06	233,8

игре, особенно в сухую погоду. Есть основания полагать, что подобная радиологическая ситуация складывается и в других местах массового отдыха, локализованных в пойме Днепра в пределах Киева.

Гидропарк расположен практически в центре города на двух островах ближе к левому берегу Днепра. Общая площадь двух островов Долобецкого (северного) и Предмостной слободки (южного) составляет примено 2,5 км^2 Острова сложены современными аллювиальными отложениями, преимущественно песчаными. Территория частично залесена. Сравнительно большие площади занимают кустарники, а также луга. Остатки пойменных лесов представлены большей частью лиственными породами, хотя встречаются и островки хвойных (насаженных сравнительно недавно).

В первые послеаварийные годы был составлен ряд карт территории города разных масштабов, которые отражали мощность дозы гамма-излучения [3], или, в лучшем случае, плотность выпадения ^{137}Cs [4]. Карта, воспроизведенная в [3], составлена преимущественно по результатам аэрогаммасъемки, выполненной силами Госкомгидромета СССР. В то же время карта [4] – это результат лабораторных гамма-спектрометрических измерений проб, отобранных с незаасфальтированных территорий города силами сотрудников нескольких организаций.

Плотность выпадений ^{137}Cs на территории Гидропарка по состоянию на 1990 год колебалась от 7 до 196 кБк/м^2 (в отдельных пунктах). Массовых измерений ^{90}Sr в грунтах не проводилось. Считалось, что для южного следа выпадений в пределах Киева этот параметр уступает соответствующим показателям ^{137}Cs в 5 раз.

Весной 2006 г. на территории южного острова были отобраны около двух десятков совмещенных проб, каждая из которых включала раковины наземных моллюсков (преимущественно – виноградных улиток), пятисантиметровые по мощности колонки грунта и листья растений, которыми улитки питались. В нескольких случаях удалось отобрать пробы древесины.

Концентрации ^{90}Sr в раковинах и образцах грунтов измерялись с помощью селективного β-радиометра РУБ-91. Кроме того грунты исследовались с помощью одноплатного γ-спектрометра СЭГ-50 с детектором ДГДК-80, имевшего разрешение менеее 2 кэВ по линии ^{137}Cs. Обобщенные результаты измерения грунтов представлены в таблице 1.

Вычисленные по этим данным плотности выпадений (при условии что плотность почв принята равной 1,8 кг/дм^3) составляют соответственно 9,4 и 24,0 кБк/м^2 для ^{90}Sr и ^{137}Cs. Т.е. плотность выпадений радиостронция уступает соответствующему показателю радиоцезия всего в 2,5 раза.

Способность растений накапливать некоторые элементы хорошо известна. Это явление лежит в основе геоботанических методов поисков полезных ископаемых и фитомелиорации. Существуют определенные комплексы растений (как травянистых так и древесных), специализированных на те или иные химические элементы. С целью повышения чувствительности метода собранные растения озоляются, а полученный пепел исследуется на содержание определенного элемента или их комплекса. Подавляющее большинство химических элементов (металлов) поступает в растения через корневую систему. Это достаточно принципиальный момент, ведь наличие в золе растений продуктов деления (^{137}Cs и ^{90}Sr), поступивших в окружающую среду вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, предполагает наличие водорастворимых форм радионуклидов в корнеобитаемом слое. Спустя более 20 лет после аварии говорить о сколько-нибудь существенном атмосферном переносе и, соответственно, загрязнении растений путем адсорбции нуклидов лиственной массой, не приходится. Исключением могут быть, разве что, лесные пожары в ближней зоне ЧАЭС.

Иными словами, наличие ^{137}Cs и ^{90}Sr в золе растений в начале третьего десятилетия после аварии является следствием вертикальной миграции их водорастворимых соединений из корнеобитаемого слоя, куда они поступили с сухими или влажными выпадениями ранее. Подвижность ^{90}Sr в почвенных разрезах, вообще говоря, превышает соответствующий показатель ^{137}Cs, несмотря на более высокую растворимость соединений последнего. Близость ионого радиуса Cs^+ к размеру межслоевых промежутков глинистых минералов приводит к быстрому перехвату соединений этого элемента на путях фильтрации. Впрочем, как будет показано ниже, соединения цезия все же присутствуют в верхнем слое почв.

Классические методы геоботанических поисков предполагают озоление обрзцов в специальных печах, чтобы предотвратить возможные загрязнения проб. Иногда можно использовать пепел костров, остающихся в местах массового отдыха. Некоторые результаты измерений проб подобного типа, отобранных на территории Гидропарка в 2003–2004 гг., приведены в таблице 2.

Поскольку в остатках костров часто присутствал песок, высушенные пробы просеивались сквозь сита с диаметрами отверстий 1 и 2 мм. Песок чаще всего сосредоточивался во фракции <1 мм. Максимальная активнсть обычно сосредоточена во фракции 1–2 мм. Для проб древесины, озолявшихся в условиях лаборатрии, разделение на фракции не производилось.

Хотя концентрации всех трех радионуклидов, представленных в таблице 2, колеблются весьма значительно, как очевидно и плотность выпадений продуктов деления в Гидропарке, представляет интерес сравнение средних значений для неразделенных проб, а также для двух фракций – <1 и 1–2 мм.

При совершенно очевидном сходстве распределе-

Таблица 2. *Продукты деления и ^{40}K в золе костров и некоторых образцов, озоленных в лаборатории, Бк/кг*

№	Место отбора, характеристика материала	Фракция мм	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
4032	Северная часть Долобецкого острова	Не разделено	668±67	8831±525	2555±830
4044	400 м на ЮВ, пепел хвойных пород	<1	418±40	220±49	450±22
		1–2	1104±109	2696±202	2408±530
4070	Восточная часть Долобецкого острова, берег пролива	<1	1030±37	705±55	575±58
		1–2	452±49	1036±106	516±180
То же	Тонкие обугленные ветки, озоленные в лаборатории		643±66	1902±185	1064±415
- " -	То же, толстые ветки		нд	6380±443	нд
4071	300 м на ВЮВ от пробы 4070	<1	104±12	88±24	225±101
		1–2	211±20	309±34	735±59
То же	Тонкие обугленные ветки, озоленные в лаборатории		239±29	600±56	3683±2243
- " -	То же, толстые ветки		нд	1077±196	нд
4137	Там же, где проба 4044, лиственные деревья	Не разделено	371±64	1226±67	1734±204
4221	Южный остров, западный берег озера. Пепел лиственных пород	То же	292±26	673±75	3315±331

Примечание: нд – нет данных.

Таблица 3. *Средние арифметические значения концентраций радионуклидов в разных фракциях проб золы костров и озоленной древесины, отобранных в Гидропарке*

Нуклид	^{137}Cs	^{90}Sr	^{40}K
Фракция			
Неразделенная	441	2956	2470
Меньше 1 мм	517	338	423
1–2 мм	589	1543	1220

ния между фракциями техногенного ^{90}Sr и природного ^{40}K, которые, впрочем, оба являются изотопами биогенных элементов, поведение ^{137}Cs заметно иное. Помимо различий в плотности кварцевого песка – существенного компонента фракции <1 мм, и частиц пепла, определяющих плотности фракции 1–2 мм и неразделенных проб, повидимому сказываются различия в миграционной способности двух нуклидов. Во фракции <1 мм могут присутствовать нерастворимые соединения радиоцезия, сохранившиеся в верхнем слое почвы с момента выпадений. В золе же таких соединений не может быть по определению.

В двух случаях исследовались совсем молодые и заведомо более старые ветви одних и тех же деревьев. Более старые ветви содержали заметно больше радиостронция. Причиной этого явления могут быть различия во времени их формирования. Максимальная концентрация водорастворимых форм ^{90}Sr в корнеобитаемом слое совпала со временем наращивания древесины толстых (на момент отбора) веток. Ко времени формирования тонких ветвей (опять таки на момент отбора пробы) эта концентрация по тем или иным причинам уменьшилась.

С первого взгляда на таблицу 2 очевидно, что концентрации ^{90}Sr и ^{40}K в остатках костров и озоленных в лабораторных условиях образцах древесины заметно превосходят соответствующий показатель ^{137}Cs. Если воспользоваться данными таблицы 1, коэффициенты накопления радионуклидов исследуемыми пеплами будут колебаться в пределах 0,84–84,5; 0,96–15,8 и 0,39–4,15 соответственно для ^{90}Sr, ^{40}K и ^{137}Cs.

Таким образом, максимальные коэффициенты накоплени ^{90}Sr пеплом древесных растений в отдельных случаях даже превосходят соответствующие показатели раковин сухопутных моллюсков [1].

Еще одним мощным концентратором радионуклидов являются мхи. Их эффективность относительно накопления техногенных и природных радионуклидов, выпадающих из атмосферы, подтверждена, в частности [2]. В отличие от мхов, растущих на крышах строений, и, безусловно, не имеющих гидравлической связи с почвами, мхи, растущие на стволах живых или отмерших деревьев, или на грунте, весьма вероятно такую связь имеют. Т.е. кроме атмосферных выпадений, которые адсорбируются развитой поверхностью растений, в накоплении ими радионуклидов могут участвовать восходящие потоки из корнеобитаемого слоя деревьев-носителей. Кроме того, в отличие от мхов, растущих на крышах, в той или иной степени близких к горизонтальной плоскости, мхи на деревьях часто растут на вертикальных стволах – соответственно их возможность перехватить сухие или мокрые выпадения из атмосферы в этом случае несколько уменьшается. Использовав данные таблицы 1, можно рассчитать коэффициенты накопления радионуклидов мхами. Результаты измерений и вычислений представлены в таблице 4.

На основании выполненных измерений была построена сводная таблица коэффициентов накопления радионуклидов листвой, мхами, золой костров (древесиной) и раковинами виноградных улиток. Отчетливо сознавая, что детальность проведенных работ весьма низкая, тем более что в ходе исследований прошлых лет неоднократно отмечалась чрезвычайная пестрота плотностей выпадений чернобыльских радионуклидов на

Таблица 4. *Радионуклиды во мохах Гидропарка, Бк/кг сухой массы (С) и коэффициенты накопления (К)*

Место отбора, характер образца	Дата отбора	^{40}K		^{137}Cs		^{90}Sr	
		С	К	С	К	С	К
Южный остров, восточная часть. На стволе упавшего дерева.	14.11.2004	303	1,30	574	2,6	356	3,1
Там же. На земле	09.02.2006	нпо	–	231	1,0	419	3,7
Северный остров. На стволах растущих американских кленов. Высота отбора 40–80 см	01.04.2007	154	0,66	470	2,1	339	3,0

Таблица 5. *Средние значения коэффициентов накопления (относительно почв) продуктами деления и калием для отдельных элементов экосистемы Гидропарка*

Нуклид	Субстанция			
	Листья деревьев	Мхи	Раковины улиток	Пепел костров (древесина)
Стронций-90	3,24	3,27	13,46	12,12
Цезий-137	0,26	1,9	–	2,30
Калий-40		1,14	–	7,84

территории города, мы тем не менее считаем что нам удалось отметить основные тенденции накопления радионуклидов биотой. Обобщенные данные о коэффициентах накопления для территории Гидропарка представлена в таблице 5.

Выводы

Выполненные исследования подтвердили существование заметного загрязнения ландшафтов Гидропарка долгоживущими продуктами деления чернобыльского происхождения. Средний коэффициент накопления ^{90}Sr раковинами сухопутных улиток на исследуемой территории примерно вдвое уступает результатам, полученным ранее в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС [5], что объясняется различием форм существования этого нуклида в окружающей среде на различных удалениях от станции. Как раковины сухопутных моллюсков, так и древесина (пепел костров или озоленные в лабораторных условиях образцы) могут быть использованы для мониторинга радионуклидного загрязнения территорий, в той или иной степени подверженных влиянию выпадений после Чернобыльской аварии. В отличие от классического опробования почв, загрязненность которых может меняться во времени в связи с пенетрацией, результаты опробования естественных концентраторов обеспечивают большую чувствительность, и, возможно, консервативность, а в случае использования раковин, позволяют заменить дорогостоящие радиохимические или β-селективные измерения ^{90}Sr простым β-счетом, т.к. других бета излучателей раковины практически не содержат. Накопление радионуклидов мхами, растущими на деревьях и на земле, оказалось менее значительным по сравнению с другими естественными концентраторами в подобных ландшафтах.

Литература

1. *Гудзенко В.В., Лозицька Н.Й., Добровольський С.Є. Моніторинг забруднення денної поверхні стронцієм-90 // Вісник Київського національного Університету. – Геологія. – 2006. – Вип.38–39. – С.65–68. – (Укр).*
2. *Гудзенко В.В. Мхи как концентраторы некоторых техногенных и космогенных радионуклидов // Экологическая химия. – 2007. – 16(2). – С.85–90.*
3. *Радіаційна карта Києва // газета "Прапор комунізму". – 1989, 17 березня, №63. – Укр.*
4. *Карта щільності забруднення грунтів цезієм-137 території м. Києва за станом на грудень 1990 р. // Спеціальний випуск газети "Вечірній Київ". – Вересень 1991 року. – (Укр).*
5. *Гудзенко В.В. Миграция продуктов деления в окружающей среде: биогеохимический аспект // Экологическая химия. – 2007. – 16(4). – С.97–112.*

ПРОГНОЗ МИГРАЦИИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ПРИ ГЛУБИННОМ ЗАХОРОНЕНИИ НА ПОЛИГОНЕ “СЕВЕРНЫЙ”

В.И. Гунин

Центр моделирования геосистем “МоГеос”, Улан-Удэ, Россия, vigunin@list.ru

THE FORECAST TO MIGRATION FLUID NUCLEAR WASTE UNDER DEEP ZAHORONENII ON FIRING RANGE “NORTH”

V.I. Gunin

Centre of modeling of the geological systems “MoGeos”, Ulan-Ude, Russia

Abstract. *With the help of three-dimensional mathematical model, designed by author, is made forecast of migration FRW (the fluid radioactive waste) at burying them in deep horizons on firing range “Severniy” of mountain-chemical combine in Krasnoyarsk edge. The forecast is based on the literary data. Two series of calculations are spend: 1 – with account of thick convection, dependent from concentration of salts; 2 – with the account of thick convection, dependent from concentration of salts and heat-allocation from radioactive disinteration, and with the account of sorptions radionuclide. Results of modeling have shown that there is a real threat of environmental contamination long-living unsorptioning radionuclides, which can be stood by stream of underground waters on terrestrial surface in the field of unloading, приуроченной to valley of the river B. Tel. Concentration of radionuclides, stood on a surface by underground waters, through 60–50 years from upper and through 150 years – from lower horizon, can form 0,2–0,3% from source (dumping). For prevention of this carrying out in the near time to develop actions for sedimentation radionuclides on geochemical barriers.*

Введение. В статье с помощью численного эксперимента на основе трехмерной математической модели тепломассопереноса в пористых средах, разработанной автором, сделан прогноз миграции жидких радиоактивных отходов (ЖРО) при захоронении их в глубокие горизонты на полигоне “Северный” Горно-химического комбината в Красноярском крае. Прогноз основывается на данных, приведенных в [2–4], где представлены результаты оценки последствий при долговременной миграции РАО на данном полигоне. Эта оценка сделана по результатам моделирования миграции радионуклидов, которое проводилось независимо тремя организациями: институтом ВНИИПИ промтехнология Минатома РФ, институтом Минералогии и Геохимии РАН (ИГЕМ) и Международным институтом прикладного системного анализа (МИПСА). Для сценария, предполагающего относительную неизменность современных геологических, гидрогеологических и других условий, влияющих на миграцию флюидов в подземной гидросфере, сделан вывод, что это захоронение ЖРО не представляет ни краткосрочного риска облучения населения, ни долгосрочной опасности загрязнения поверхностных вод. Все три организации для моделирования использовали Американские пакеты программ MODFLOW, MT3D, MOC3D и некоторые свои разработки. Все эти пакеты реализуют квазитрехмерные модели, то есть плоские одно- или многослойные, не позволяющие рассчитать вертикальные скорости перемещения ЖРО внутри пласта. К тому же, при решении прогнозной задачи гидродинамика и массоперенос рассчитывались отдельно на разных моделях, а теплоперенос вообще не учитывался. Такой подход не позволяет определить свободноконвективную составляющую скорости переноса, зависящую от температуры и концентрации солей, которая в этой задаче имеет существенное влияние на распространение ЖРО.

Основная часть. Данный прогноз сделан на сопряженной трехмерной математической модели, с использованием сквозного счета. Эта модель в терминах функции тока, температуры, давления и концентрации в векторном виде выглядит так:

$$\Delta\Psi = k\nabla\rho,\ \Delta P=F,\ V= rot\Psi + k\nabla P,$$

$$dT/dt = \alpha\Delta T + M,\ dC_i/d\,t = \lambda\Delta C_i + N_i,\ \rho =\rho\ (T,C), \qquad (1)$$

где Ψ – векторная функция тока; ρ – плотность флюида; V – вектор скорости фильтрации; T – температура среды; k, α, λ– коэффициенты фильтрации, температуропроводности, дисперсии; P – давления (напор); C_i – концентрация i-го вещества; M – источник-сток тепла; N_i – источник-сток i-го вещества; F – функция плотности источников; Δ – оператор Лапласа; ∇ – оператор Гамильтона (“набла”); $d/dt = \partial/\partial t + u\partial/\partial x + v\partial/\partial y + w\partial/\partial z$ – оператор полной производной, u, v, w, – проекции вектора скорости на координатные оси x, y, z. На основе конечно-разностных схем, разработан пакет программ на языке Fortran для персональных компьютеров, позволяющий решать широкий круг задач тепломассопереноса в пористых средах. Подробное описание модели и методики расчета сделано в работе [1].

Полигон глубинного подземного захоронения ЖРО Горно-химического комбината “Северный” расположен на водоразделе рек Енисей и Большой Тель. Полигон эксплуатируется с 1967 г. К настоящему времени в два водоносных горизонта полигона захоронено около 5 млн $м^3$ ЖРО, суммарная активность которых, приведенная с учетом радиоактивного распада к 1995 году, составляет около 260 млн Ku. Отходы включают в себя наряду с радиоактивными продуктами деления также нерадиоактивные химические компоненты переработки облученного ядерного топлива. В гидрогеологическом отношении полигон “Северный” расположен в пределах древней эрозионной впадины в докембрийских кристаллических породах, которая заполнена юрскими отложениями с чередованием водоносных (пески, песчаники) и водоупорных (глины) горизонтов. Максимальная мощ-

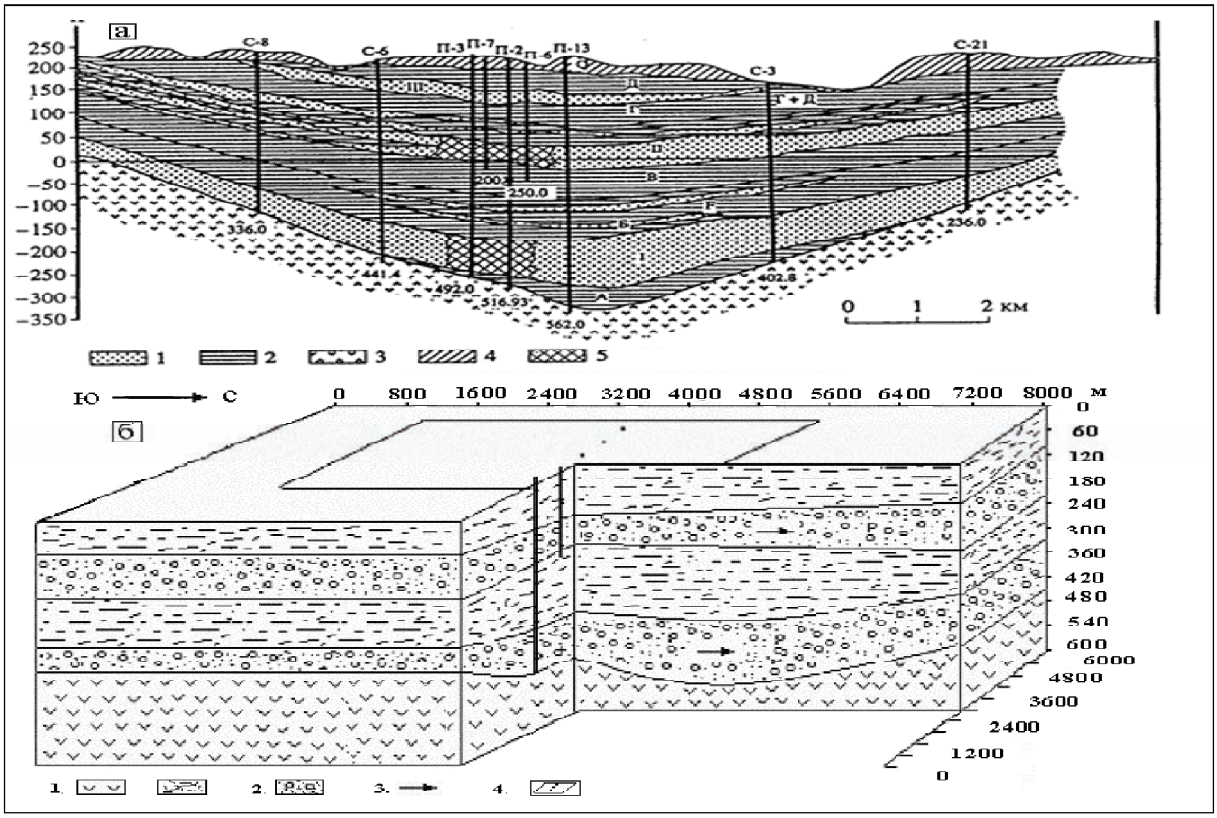


Рис. 1. *а – Схематический геологический разрез через полигон "Северный": 1 – пески и песчанники; 2 – слабо проницаемые глинистые породы; 3 – кристаллические породы докембрийского фундамента; 4 – четвертичные отложения; 5 – зоны локализации отходов. б – Схематический блоковый разрез полигона "Северный": 1 – слабопроницаемые пласты; 2 – пласты коллекторы; 3 – направление потока подземных вод; 4 – контур полигона с рядом скважин. Правая граница блока является областью разгрузки в реку Б. Тель*

ность юрских отложений – 550 м. Для захоронения ЖРО используют водоносные горизонты I и II, расположенные в центральной части полигона на глубинах соответственно 370–465 и 180–280 м (рис. 1а). В Горизонт I нагнетают отходы, условно относимые к высокоактивным (ВАО), и отходы средней активности (САО). Отходы низкой активности (НАО) закачивают в Горизонт II. САО закачиваются с 1967 г. в нижний горизонт через 7 скважин с суммарным расходом 550 м^3/сут с общей концентрацией солей 240 г/л. С 1972 г. начинают закачивать ВАО порциями по 1000–2000 м^3 1–2 раза в год. С 1968 г. осуществляется захоронение НАО в верхний горизонт с расходом 600 м^3/сут, через 4 скважины и концентрацией солей 10 г/л [2, 4]. Естественная скорость фильтрации подземных вод 5–6 м/год в горизонте I и 10–15 м/год в горизонте II [5].

Для решения поставленной задачи был выбран блок в декартовой системе координат размером 8000×6000×600 м, покрытый объемной сеткой с переменным шагом от 10 до 1000 м. По вертикали были выделены два хорошо проницаемых пласта мощностью и коэффициентами фильтрации соответственно, нижний – 100 м и 0,7 м/сут, верхний – 80 м и 1,5 м/сут. Промежуточный слабопроницаемый слой мощностью 160 м, подстилающий нижний и перекрывающий верхний с коэффициентом фильтрации 0,001–0,0001 м/сут. Для всех пластов пористость равнялась 0,1, с юга на север задавался транзитный поток со скоростью фильтрации 5 м/год в нижнем и 10 м/год в верхнем.

Для водоносных горизонтов задавалась частичная разгрузка в перекрывающие горизонты под руслом реки Большой Телль [4]. Схематичный блоковый разрез полигона показан на (рис. 1б). Были выполнены две серии прогнозных расчетов.

Для сравнения с результатами, полученными в работах [2, 3], была выполнена серия прогнозных расчетов без учета сорбции и тепловыделения от радиоактивного распада, но с учетом плотностной конвекции, зависящей от концентрации солей. Линзы отходов задавались в виде мгновенного источника, размер которого соответствовал современному положению ЖРО в обоих пластах-коллекторах. Начальный момент времени соответствовал началу движению линзы отходов за счет естественного потока после прекращения закачки ЖРО. Концентрация солей для I пласта принималась равной 240 г/л, а для II – 10 г/л, параметр дисперсии равнялся 0,1 м. Расчеты проводились на 500 лет с шагом по времени 1 год.

Расчеты показали, что время достижения линзой отходов области разгрузки и выхода загрязнений в поверхностные воды обратно пропорционально действительной (истинной) скорости движения, а концентрация заг-

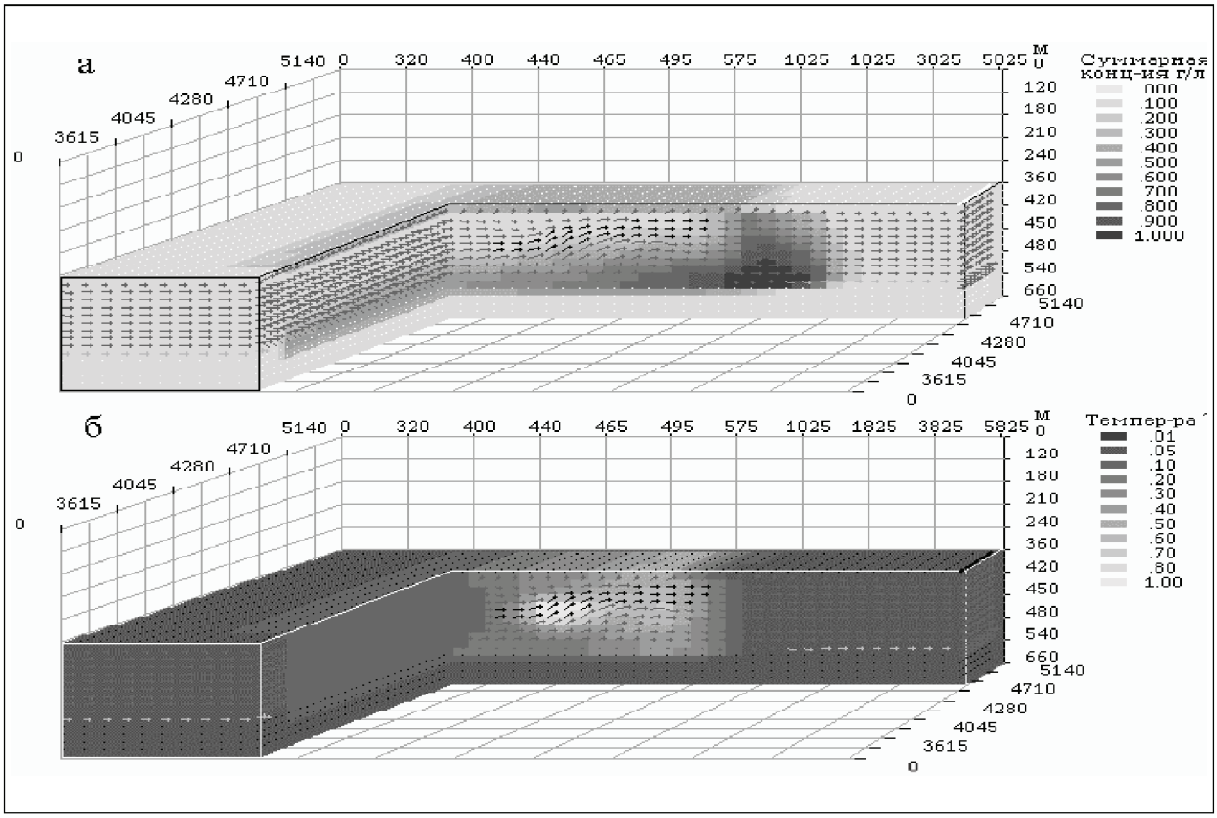


Рис. 2. *Образование вихря в тыловой части линзы отходов водоносного горизонта I, при разогреве среды выше 80 °С на 8400-е сутки после прекращения закачки. Срез вдоль кровли горизонта, α=0,01 сут$^{-1}$, β=0, V_{max}=12 м/год; а – распределение обшей концентрации в линзе отходов, C_{max}= 180 г/л; б – распределение температуры, T_{max}=120 °С*

рязнений в ней обратно пропорциональна этой скорости и параметру гидродисперсии. При заданных объемах закачки, параметрах пластов-коллекторов и указанных выше скоростях фильтрации транзитного потока, линза отходов достигает области разгрузки в реку Большой Тель через 100 лет в нижнем горизонте и через 50 лет – в верхнем. При сочетании всех факторов, способствующих разбавлению, концентрация долгоживущих, не сорбируемых радионуклидов, вышедших на поверхность земли при разгрузке подземных вод, может составлять 0,3–0,5% от исходной (закачиваемой). Из-за ограничений на размеры публикации для этой серии расчетов представлены только краткие результаты. Для второй серии расчетов сделан более подробный анализ.

Следующая серия расчетов была выполнена с учетом сорбции РАО и плотностной конвекции, зависящей от концентрации солей и тепловыделения. Выделяемое тепло, при распаде радионуклидов, задавалось в виде источника, интенсивность которого зависела от их суммарной концентрации (активности). Суммарная удельная активность на момент закачки принималась в пределах от 1 до 10 ku/л для ВАО и 0,07 ku/л для САО [2–4], а средняя удельная активность равнялась 0,136 ku/л. Объем породы вмещающий радионуклиды с концентрацией 1 ku/л по расчетам автора при распаде ВАО нагреваются примерно на 6 °С/год, а при распаде САО с концентрацией 0,07 ku/л – примерно на 0,42 °С/год. В процессе разбавления и распада теплогенерация уменьшается. Расчеты проводились на 100 лет с шагом 1 сут. В расчетах контролировалось три функции концентрации: общая – для расчета плотностной конвекции; радионуклидов САО и ВАО в растворе и сорбированных породами для определения интенсивности источников теплогенерации.

Так как в этой серии расчетов температура меняется в большом диапазоне, то для определения плотности флюида и его вязкости использовались уравнения состояния $\rho=\rho(P,T)$ и $\nu=\nu(P,T)$, реализованные в табличной форме. Пока не существует достоверных данных о сорбционных свойствах пород в отношении радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cz, составляющих основную часть САО и ВАО, поэтому проверялся диапазон от возможности миграции их со скоростью движения подземных вод до полной сорбции в окрестности закачных скважин. Для описания сорбции-десорбции использовалось уравнение вида:

$$\partial N/\partial t = \alpha(C-\beta N), \quad (2)$$

где, C, N – текущая концентрация вещества в растворе и породе; α – константа скорости сорбции 1/сут; β – безразмерный коэффициент распределения вещества в равновесных условиях, $\beta = C_0/N_0$; где, C_0, N_0 – соответствующие предельные равновесные концентрации в растворе и сорбенте. В данной работе под сорбцией-десорбцией понимается совокупность всех процессов, способствующих выведению рассматриваемого веще-

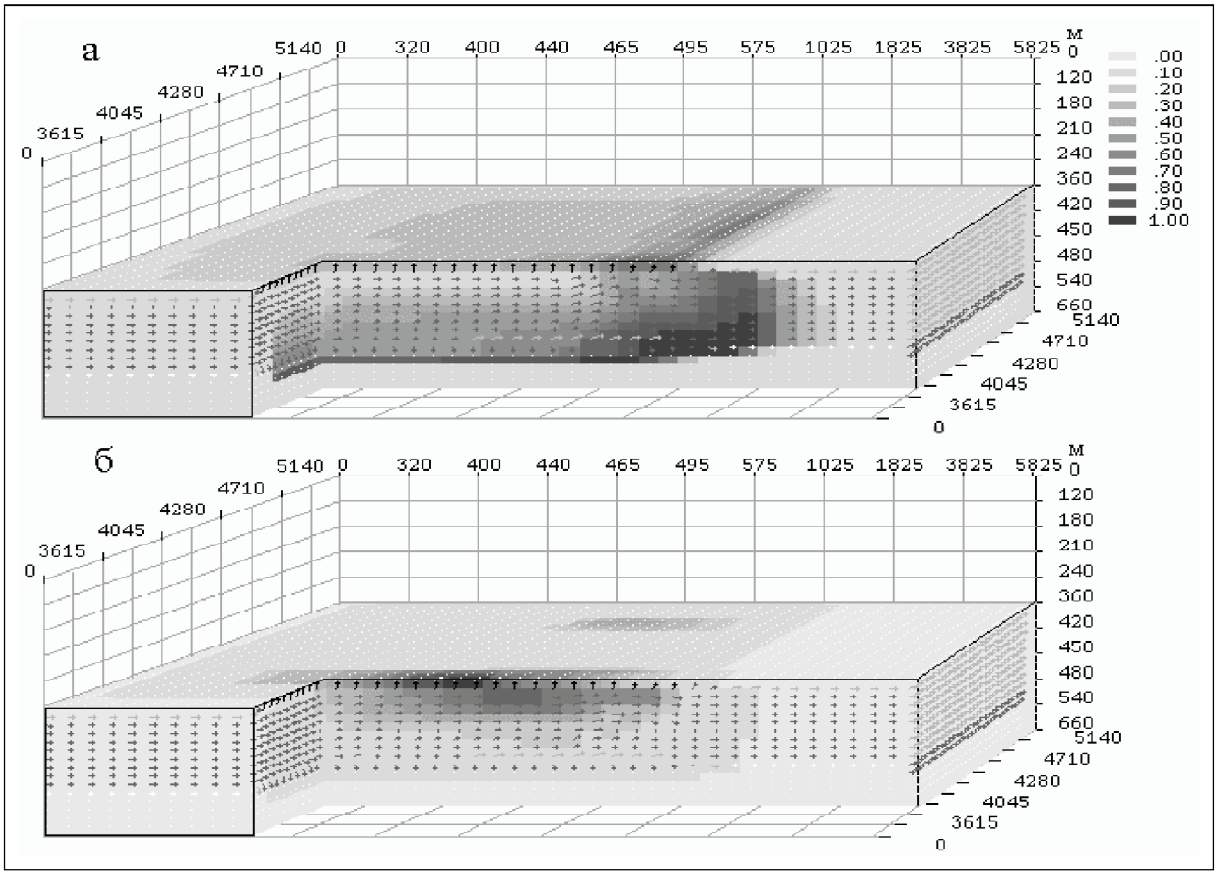


Рис. 3. *Расположение линзы не сорбируемых отходов и сорбируемых радионуклидов на 50-й год после начала закачки в горизонт I. Срез вдоль кровли горизонта, a=1 сут$^{-1}$, b=0,1, V_{max}=20 м/год; а – распределение общей концентрации в линзе отходов, C_{max}=230 г/л; б – распределение сорбируемых радионуклидов, C_{max}=0,5 ku/л*

ства из раствора и закреплению в породе или, наоборот, выведению из породы в раствор.

Результаты расчета показывают, что при закачке ВАО и САО формируется линза высокоминерализованных отходов, которая за счет высокой плотности постепенно опускается к подошве пласта, двигаясь по потоку к области разгрузки. По мере продвижения происходит разогрев отходов за счет радиоактивного распада и их частичное разбавление. На скорость и степень разогрева системы большое влияние оказывают параметры сорбции. Так, при условии β=0 (бесконечная сорбция) и α=1, все радионуклиды сорбируются в непосредственной близости от закачных скважин. Это приводит к сильному разогреву отходов и вмещающих пород до температуры 250 °С, превышающей температуру кипения для заданной глубины уже при удельной активности отходов около 0,04 ku/л. В этом случае паровая область формируется после прекращения закачки (так как температура закачиваемых отходов 20 °С сдерживает разогрев), имеет небольшие размеры (только в области сорбции) и существует около 5 лет. При этом образуется конвективная ячейка, в которой отходы распределяются по всей мощности пласта, частично выносятся в перекрывающий и подстилающий, осаждаются в области пара и на границе вода-пар, что приводит к снижению концентрации загрязняющих веществ. На 100-й год после начала закачки температура в области разогрева снижается до 50 °С. Если α=0,1 сут$^{-1}$, то область сорбции расширяется до 30–50 м. Плотность сорбированных радионуклидов уменьшается, что приводит к снижению температуры разогрева, а паровая область может образоваться при удельной активности более 0,2 ku/л и существовать около 10 лет.

При уменьшении коэффициента а до 0,01–0,001 сут$^{-1}$ область сорбции основной массы радионуклидов расширяется до 400–1000 м, максимальная температура системы достигает 120 °С через 50 лет от начала закачки, а на 100-й год снижается до 60 °С. При повышении температуры среды до 80 °С и выше образуется вихрь, размазывающий тыловую часть линзы (так как тепловая волна движется с меньшей скоростью) по всей мощности пласта, при этом скорость движения отходов в области разогрева возрастает в 2,5–3 раза за счет уменьшения вязкости, что приводит к более сильному (до 1,5 раз) их разбавлению (рис. 2). Даже при таких малых константах скорости сорбции все количество радионуклидов постепенно сорбируется породами по мере продвижения линзы к области разгрузки. Так, при α=0,001 сут$^{-1}$ уже на расстоянии 2 км от области закачки концентрация радионуклидов в линзе отходов снижается в 10^6 раз.

Если принять α=1 и β≠0, то на сорбцию-десорбцию

основное влияние будет оказывать коэффициент распределения β, характеризующий емкостные свойства пород. При β=1, концентрация радионуклидов в растворе и породе за все время продвижения линзы отходов примерно одинаково, а скорость их продвижения за счет сорбции-десорбции уменьшается в 1,5 раза и через 150 лет от начала закачки они достигают области разгрузки при концентрации выше допустимой равной $n\times10^{-4}$ ku/л. Максимальная температура среды в этом случае достигает 40 °С на 35-й год от начала закачки. Скорость продвижения волны сорбции-десорбции и концентрация радионуклидов, достигших области разгрузки, с уменьшением коэффициента β снижается, а максимальная температура разогрева вмещающей среды увеличивается.

Так, при β=0,5, 0,25 и 0,1 максимальное значение концентрации радионуклидов, достигших области разгрузки через 250, 350 и 500 лет, составляет примерно 10^{-5}, 10^{-6} и $n\times10^{-10}$ ku/л соответственно, а максимальные температуры разогрева вмещающей среды – около 50, 60 и 80 °С на 30–40-й год от начала закачки и уже на 60–100-й год опускается до 20 °С. Если β=0,01, то волна сорбируемых радионуклидов за 1000 лет продвигается всего на 600–900 м от области закачки, при этом концентрация радионуклидов в породе составляет около 10^{-10} ku/л, а в растворе около 10^{-12} ku/л. Вмещающая среда разогревается до 130 °С и на 100-й год снижается до 40 °С. При $\beta\to0$, картина приближается к описанной выше для условий α=1, β=0. Все эти результаты получены для варианта средней суммарной удельной активности 0,136 ku/л (рис. 3). Для наиболее вероятного варианта, когда α=1, β=0,1 [6] и при всех значениях удельной активности для ВАО (от 1 до 10 ku/л) максимальная температура среды может подняться до 170 °С, а на 100-й год после начала закачки опуститься до 80 °С.

Заключение. Полученные выше результаты показывают, что существует высокая вероятность выхода на поверхность несорбируемых и слабосорбируемых радионуклидов. Имеются данные, что при малых концентрациях (равновесных с концентрацией природных, стабильных изотопов в породах) радионуклиды не сорбируются или почти не сорбируются [7], поэтому возникает проблема создания искусственных барьеров, предотвращающих дальнейшее их распространение и выход на поверхность. В настоящее время разработаны физико-химические и геохимические барьеры, которые могут обеспечить задержку миграции загрязнений.

На основе изложенного выше материала можно сделать следующие выводы.

1. Существует реальная опасность выноса долгоживущих несорбируемых радионуклидов (с концентрацией 0,3–0,5% от закачиваемой) на поверхность в области разгрузки подземных вод, приуроченной к долине реки Б. Тель.
2. Сорбция уменьшает вероятность выноса радионуклидов на поверхность. При малых константах скорости сорбции и бесконечной емкости пород вероятность выхода их на поверхность близка к нулю.
3. При наиболее реальных параметрах сорбции-десорбции (α=1, β=0,1), скорость движения концентрационной волны радионуклидов уменьшается в 5 раз по сравнению со скоростью движения несорбируемых веществ. В этом случае через 500 лет после начала закачки радионуклиды все равно могут достигнуть области разгрузки при концентрациях выше допустимых ($n\times10^{-10}$ ku/л).
4. Температурный фактор оказывает значительное влияние на миграцию ЖРО. При средней удельной активности радионуклидов разогрев ускоряет продвижение отходов - ухудшает ситуацию, а при высокой способствует разбавлению и выносу их в перекрывающий и постилающий горизонты – улучшает ситуацию.
5. В ближайшие 10–20 лет необходимо разработать и приступить к реализации мероприятий по локализации линзы отходов и предотвращению возможного выхода радионуклидов в поверхностные водотоки.

Литература

1. *Гунин В.И. Новая трехмерная математическая модель тепломассопереноса в пористых средах и ее возможности // Геоэкология. – 2003. – №4. – С. 355–370.*
2. *Паркер Ф.Л., Рыбальченко А.И., Величкин В.И. и др. Анализ долговременных последствий глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов на горно-химическом комбинате, Красноярский край: 1. Основной сценарий // Геология рудных месторождений. – 1999. – Т.41, №6. – С.467–484.*
3. *Паркер Ф.Л., Рыбальченко А.И., Величкин В.И. и др. Анализ долговременных последствий глубинного захоронения жидких радиоактивных отходов на горно-химическом комбинате, Красноярский край: 2. Гипотетический сценарий // Геология рудных месторождений. – 2000. – Т.42, №2. – С.122–140.*
4. *Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. – М. : ИздАТ, 1994.*
5. *Рыбальченко А.И, Пименов М.К., Курочкин В.М. др. Захоронение жидких радиоактивных отходов – практические результаты и последствия для окружающей среды // Геоэкология. – 1999. – №2. – С.128–132.*
6. *Зубков А.А., Макарова О. В., Данилов В.В. и др. Техногенные геохимические процессы в песчаных пластах-коллекторах при захоронении жидких радиоактивных отходов // Геоэкология. – 2002. – №2. – С.133–144.*
7. *Лехов А.В., Шваров Ю.В. О скорости миграции радионуклидов в подземных водах // Водные ресурсы. – 2002. – Т.29, №3. – С.270–278.*

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ И ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ГРИБАМИ В ЛЕСАХ КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ

Д.В. Дементьев, А.Я. Болсуновский

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, radecol@ibp.ru

ACCUMULATION OF RADIONUCLIDES AND HEAVY METALS BY MUSHROOMS IN THE FORESTS OF THE KRASNOYARSKII KRAI

D.V. Dementyev, A.Ya. Bolsunovsky

Institute of Biophysics of Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Krasnoyarsk, Russia

Abstract. *The aim of the study is to investigate accumulation of radionuclides and heavy metals by mushrooms from the forest soil in the 30-km area around the Mining-and-Chemical Combine (the Krasnoyarskii Krai). The* Suillus granulatus *and* S. luteus *mushrooms have been found to be the best bioindicators in this area. The level of ^{137}Cs concentration in these species can reach 10 kBq/kg dry mass, exceeding the standard limit accepted in Russia. The ^{137}Cs transfer factor (TF) by the mushrooms varies 5-fold among the sites that receive radionuclides from different sources. Content of heavy metals in mushroom fruiting bodies decrease in the following sequence: Zn < Fe < Sr ~ Cu < Mn < Ni < Cr < Cd.*

Одним из основных источников радиоактивного загрязнения природной среды на территории Красноярского края является Горно-химический комбинат (ГХК) Росатома, расположенный в районе г. Железногорск на правом берегу р. Енисей (рис. 1). Кроме того территория Красноярского края подвержена техногенной нагрузке в результате деятельности крупных промышленных предприятий, являющиеся источниками поступления тяжелых металлов в окружающую среду.

Среди территорий, подвергшихся загрязнению, значительную часть занимают лесные массивы. Поскольку грибы играют большую роль в круговороте биогенных элементов и очистке экосистем от тяжелых металлов и радионуклидов, то вполне оправдана постановка вопроса об использовании их в качестве биоиндикаторов загрязнения окружающей среды [1, 5]. В лесных экосистемах основным источником питания грибов является субстрат, на котором они растут, чаще всего это почва и древесина.

Целью данной работы является изучение закономерностей накопления гамма-излучающих радионуклидов и тяжелых металлов макромицетами.

Поступление радионуклидов в результате деятельности ГХК происходит по двум путям: локальное аэрозольное загрязнение территорий и загрязнение поймы р. Енисей, в том числе через вынос загрязненных радионуклидами донных отложений во время паводков [6]. Объектами исследований в лесных экосистемах центральной части Красноярского края стали почва и 12 видов грибов. Пробы отбирались, на следующих участках (рис. 1): фоновый – "Красноярск" (0 км), загрязненный только в результате глобальных аэрозольных выпадений; участки "Железногорск" (66 км), "Атаманово (село)" (88 км), "Балчуг (село)" (98 км), загрязненные в результате глобальных выпадений и аэрозольных выбросов ГХК; пойменные участки р. Енисей ниже сброса ГХК – "Атаманово (остров)" (88 км) и "Балчуг (берег)" (98 км) с водным путем поступления техногенных радионуклидов, в основном за счет выноса загрязненных радионуклидами донных отложений во время паводков.

В полученных пробах определяли содержание гамма-излучающих радионуклидов на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США) в лаборатории радиоэкологии Института биофизики СО РАН. Тяжелые металлы определяли в аналитической лаборатории Института биофизики СО РАН на атомно-абсорбционном спектрометре AAS-IN (Carl Zeiss).

Для определения формы нахождения радионуклидов в свежих пробах почвы и грибов использовали метод последовательного химического фракционирования. Фракционирование почвы проводили по схеме описанной Клемтом [9]. Для фракционирования грибов использовали модифицированную схему фракционирования растений [7], в которой выделялись 3 фракции: обменно-адсорбционная, органическая и минеральный остаток. Для интерпретации результатов последовательного химического фракционирования почвы и грибов было предложено считать радионуклиды, оставшиеся в нерастворимом остатке, – "фиксированными", остальную часть, перешедшую в раствор, – "подвижными".

Радионуклиды в почве. Для выяснения зависимости накопления радионуклидов плодовыми телами грибов от уровня загрязнения почв были отобраны пробы грунта. По результатам лабораторных спектрометрических измерений на участках "Железногорск", "Атаманово (село)", "Балчуг (село)", в верхнем 10 см слое почв из техногенных радионуклидов зарегистрирован только ^{137}Cs. Его удельная активность в почвах в зоне ГХК в 2–3 раза превышает фоновое значение участка "Красноярск" и достигает 100 Бк/кг.

В пойменных почвах участка "Атаманово (остров)" гамма-спектрометрический анализ показал наличие: ^{60}Co – до 160 Бк/кг, ^{137}Cs – до 1800 Бк/кг, ^{152}Eu – до 400 Бк/кг, ^{154}Eu – до 60 Бк/кг, ^{155}Eu – до 12 Бк/кг и ^{241}Am – до 25 Бк/кг. Такое разнообразие радионуклидов в пойменных почвах р. Енисей возникло в результате выноса донных отложений, загрязненных радионуклидами, во время сильных паводков. Проведенные исследования показали крайне неоднородное распределение радионуклидов в почвах участка "Атаманово (остров)" – средняя удельная активность ^{137}Cs в центре острова в 2,5 раза ниже, по сравнению с его береговой частью. Весь измеренный интервал содержания ^{137}Cs составляет 400–

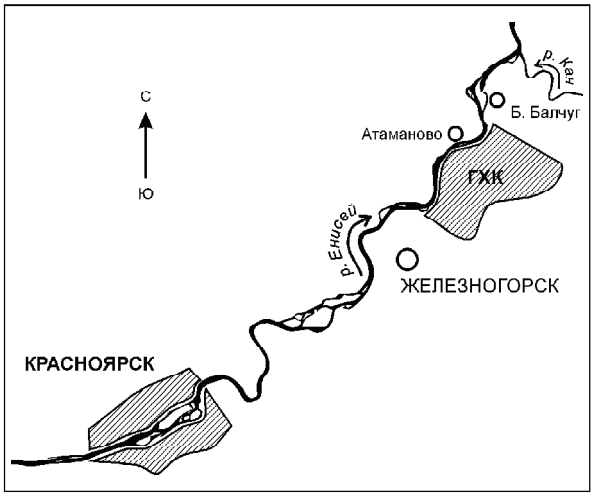


Рис. 1. *Карта-схема районов отбора проб*

Таблица 1. *Исследованные виды грибов*

Семейство	Латинское название
Boletaceae	*Boletus edilus* Bull.: Fr.
	Leccinum scabrum (Bull.:Fr.) S.F. Gray
	Suillus granulatus (L.: Fr.) Roussel
	Suillus luteus (L.: Fr.) Roussel
Cantharellaceae	*Cantharellus cibarius* Fr.
Hydnaceae	*Hydnum repandum* L.: Fr.
Russulaceae	*Lactarius deliciosus* (L.: Fr.) S.F. Gray
	Lactarius resimus (Fr.: Fr.) Fr.
	Russula foetens Pers.: Fr.
	Russula vesca Fr.
Tricholomataceae	*Armillaria mellea* (Vahl: Fr.) Kumm
	Lyophyllum gambosum (Fr.) Sing

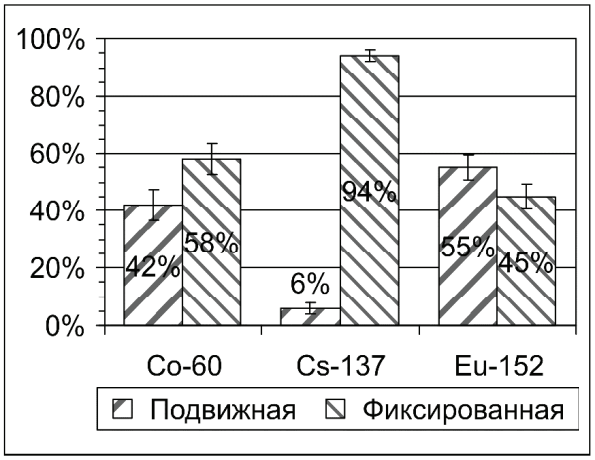


Рис. 2. *Подвижность радионуклидов в почве участка "Атаманово (остров)" по результатам последовательного химического фракционирования*

1800 Бк/кг. Неоднородность распределения ^{137}Cs, хоть и не столь значительная, наблюдается и на других участках. Подобная же неоднородность распределения характерна и для других техногенных радионуклидов.

Из всего запаса радионуклидов в почвах, грибами и растениями может усваиваться только та часть, которая находится в почвенном растворе или может перейти в этот раствор. С помощью последовательного химического фракционирования была определена доля подвижных радионуклидов в почвах, которая потенциально может усваиваться организмами. По результатам фракционирования получено, что более 90% ^{137}Cs в почве находится в фиксированном состоянии (рис. 2). Для ^{60}Co и ^{152}Eu доли подвижной и фиксированной части одинаковы.

Радионуклиды и тяжелые металлы в грибах. В исследованных 12 видах грибов (табл. 1) из техногенных гамма-излучающих радионуклидов, присутствующих в почвах, накапливается только ^{137}Cs, для которого наблюдается ярко выраженная видовая зависимость и видовые различия в уровнях накопления достигают двух порядков величины. Так для грибов, собранных в районах с аэрозольным поступлением радионуклидов ("Железногорск", "Атаманово (село)", "Балчуг"), удельная активность ^{137}Cs изменяется от единиц до сотен Бк/кг [1]. На участке "Атаманово (остров)" удельная активность ^{137}Cs в грибах разных видов изменяется от 100 до 10000 Бк/кг.

Из изученных видов грибов, биоидикативные свойства в накоплении радионуклидов проявляют *S. granulatus* и *S. luteus*, между которыми не выявлено достоверного различия в накоплении ^{137}Cs.

Из полученных данных следует, что в пределах одного района удельная активность ^{137}Cs в плодовых телах грибов может отличаться в несколько раз, что может быть обусловлено "пятнистым" характером загрязнения территорий, а также неоднородностью почвенного покрова. Средняя удельная активность ^{137}Cs в масленке зернистом из районов, подверженных только аэрозольным радиоактивным выбросам ГХК, в 2–4 раза выше содержания ^{137}Cs в грибах контрольного района "Красноярск" (табл. 2). На пойменных участках удельная активность ^{137}Cs в *S. granulatus* и *S. luteus* достигала 10200 Бк/кг, что превышает установленный российскими нормативами предел (2500 Бк/кг по [2]) и сопоставимо с уровнями накопления, наблюдаемые на отдельных участках 30-км зоны Чернобыльской АЭС [3].

Исследование возможного концентрирования ^{137}Cs в частях плодовых тел *S. granulatus* и *S. luteus* показало, что удельная активность ^{137}Cs в шляпках в 1,7–2,3 раза выше, чем в ножках. При определении степени связывания ^{137}Cs с биомассой *S. granulatus* и *S. luteus* установлено, что ^{137}Cs в них распределяется аналогично ^{40}K. Нами не было выявлено разницы в распределении ^{137}Cs в грибах, собранных в районах с разными источниками поступления ^{137}Cs. Наибольшая доля ^{137}Cs и ^{40}K находится в обменно-адсорбционной фракции (от 56 до 71% общего содержания радионуклида). В органической фракции содержание ^{137}Cs и ^{40}K варьирует от 23 до 37%.

В минеральном остатке остается менее 6% радионуклидов накопленных грибами и, следовательно, при отмирании плодового тела большая часть ^{137}Cs быстро станет доступной для усвоения другими организмами.

Способность грибов накапливать радионуклиды из почвы характеризует коэффициент накопления (КН):

$$КН = A_f/A_s,$$

где A_f – удельная активности радионуклида в плодовом теле гриба, A_s – удельная активности радионуклида в почве. Рассчитанные средние значения коэффициентов накопления для ^{137}Cs и ^{40}K совпадают и составляют 3,0±0,3 (табл. 3). Для проб маслят из районов с водным источником поступления ^{137}Cs в почву отмеченная выше линейность в накоплении ^{137}Cs нарушается. Здесь значения коэффициента накопления ^{137}Cs возрастают более чем в 5 раз.

Проведенные исследования накопления радионуклидов грибами подтверждают, что грибы видов *S. granulatus* и *S. luteus* являются аккумуляторами радиоцезия. Величина изменения рассчитанных значений КН ^{137}Cs совпадает с полученными ранее данными других исследователей [8].

В грибах видов *S. granulatus* и *S. luteus*, показавших наибольшую способность к аккумуляции ^{137}Cs, были проведены исследования по накоплению ими тяжелых металлов. Было проанализировано несколько проб с пойменного участка "Атаманово (остров)" и фонового, по радиоактивному загрязнению, района "Красноярск". Полученные данные показали, что в данных видах больше всего содержится Zn (до 100 мг/кг сухой массы) и Fe (до 70 мг/кг), содержание других металлов уменьшается в ряду Sr (до 14 мг/кг) ~ Cu (до 12 мг/кг) < Mn (до 4,6 мг/кг) < Ni (до 0,8 мг/кг) < Cr (до 0,5 мг/кг) < Cd (до 0,3 мг/кг). В грибах, собранных в разных районах, концентрация большинства металлов достоверно не отличается, за исключением Cu, для которой наблюдается двукратное уменьшение содержания в грибах в районе "Красноярск", и Cd, концентрация которого в грибах фонового района в 5–7 раз ниже, чем на участке "Атаманово (остров)", где содержание Cd в грибах превышает ПДК (0,1 мг/кг по [2]). По данным, полученным другими исследователями, было отмечено, что данные виды способны аккумулировать такие металлы как Zn, Pb, Mn, в меньшей степени Fe [4]. В дальнейшем необходимо рассчитать коэффициенты накопления тяжелых металлов с целью выявления их возможного концентрирования в плодовых телах грибов.

Определение степени связывания металлов с биомассой *S. granulatus* и *S. luteus* позволило разделить накопленные плодовыми телами грибов металлы на две группы (рис. 3):

Таблица 2. *Удельная активность ^{40}K и ^{137}Cs в S. granulatus and S. luteus, Бк/кг сухой массы*

Поступление РН в почву	Место отбора	^{40}K (среднее)	^{137}Cs (среднее)	^{137}Cs (max)
Аэрозольное	"Атаманово (село)"	1210±40	160±20	304
	"Балчуг (село)"	1440±200	230±30	360
	"Железногорск"	1270±60	180±20	325
	"Красноярск"	1310±70	53±7	130
Водное	"Атаманово (остров)"	1130±100	5200±550	10200
	"Балчуг (берег)"	930±50	1700±50	1800

Таблица 3. *Коэффициенты накопления (КН) ^{40}K и ^{137}Cs в грибах с участков с аэрозольным и водным источниками поступления радионуклидов*

Поступление РН в почву	Место отбора	КН ^{40}K	КН ^{137}Cs
Аэрозольное	"Атаманово (село)"	2,7	3,0
	"Балчуг (село)"	3,3	2,9
	"Железногорск"	3,2	3,4
	"Красноярск"	2,9	2,7
	Среднее значение	3,0±0,3	3,0±0,3
Водное	"Балчуг (берег)"	2,1	4,7
	"Атаманово (остров)"	2,0	10–16

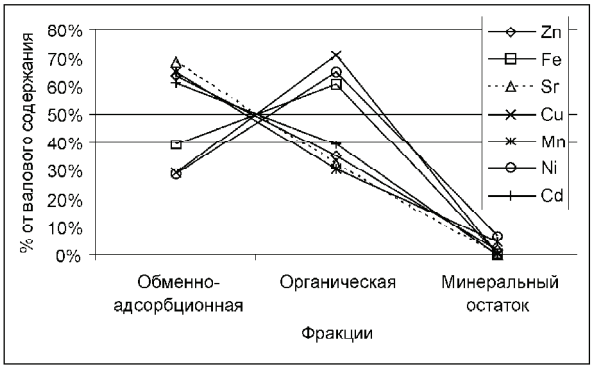


Рис. 3. *Распределение металлов по степени связывания с биомассой* S. granulatus *и* S. luteus

1) Cd, Zn, Sr, Mn – преимущественно (60–70%) находятся в обменно-адсорбционной фракции;
2) Cu, Ni, Fe – преимущественно (60–70%) связаны с органической фракцией.

Распределение металлов по группам необходимо в дальнейшем учитывать при оценке степени их токсичности при употреблении таких грибов в пищу человеком.

Проведенные исследования по накоплению тяжелых металлов и радионуклидов в грибах, собранных в разных районах в зоне влияния радиоактивных сбросов ГХК показали, что наилучшими биоиндикаторами загрязнения территории техногенным ^{137}Cs, являются *S. granulatus* и *S. luteus*, накапливающие максимальные

активности ^{137}Cs, не зависимо от источника его поступления в почву. Содержание тяжелых металлов в плодовых телах данных видов грибов уменьшается в ряду Zn < Fe < Sr ~ Cu < Mn < Ni < Cr < Cd.

Благодарности. Авторы благодарят с.н.с. лаборатории радиоэкологии к.х.н. Л.Г. Бондареву за помощь в проведении химического анализа проб. Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ-ККФН №09-04-98002

Литература

1. *Болсуновский А.Я., Дементьев Д.В., Бондарева Л.Г. Оценка накопления техногенных радионуклидов грибами в зоне влияния Красноярского Горно-химического комбината // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т.46, №1. – С.67–74.*
2. *Гигиенические требования безопасности и пищевой ценности пищевых продуктов: Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы (СанПиН 2.3.2.1078-01).*
3. *Зарубина Н.Е. Многолетняя динамика накопления радионуклидов грибами-макромицетами после аварии на Чернобыльской АЭС // Радиоэкологические исследования в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС (к 20-летию аварии на Чернобыльской АЭС) / под ред. А.И. Таскаева и др.. // Тр. Коми НЦ УрО РАН. – Сыктывкар, 2006. – №180. – С.152–167*
4. *Иванов А.И., Костычев А.А. Характер накопления некоторых металлов и мышьяка в базидиомах грибов порядка Boletales // Микология и фитопатология. – 2007. – Т.41, Вып.6. – С.500–505*
5. *Чураков Б.П., Зырянова У.П., Пантелеев С.В. и др. Тяжелые металлы в представителях различных эволюционных групп грибов // Микология и фитопатология. – 2004. – Т.38, Вып.2. – С.68–77.*
6. *Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // J. Alloy. Compd. – 2007. – №444–445. – P.495–499.*
7. *Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophytes of the Yenisei River (Elodea canadensis) // J. Environ. Radioactivity. – 2005. – No.81. – P.33–46.*
8. *Gillett A.G., Crout N.M.J. A review of ^{137}Cs transfer to fungi and consequences for modelling environmental transfer // J. Environ. Radioactivity. – 2000. – No.48. – P.95–121.*
9. *Klemt E., Spasova Y., Zibold G., et al. Deposition of artificial radionuclides in sediments of the river Yenisei // Environmental Radioactivity in the Arctic and Antarctic / P. Strand, S. Ase (eds). – Norway, 2002. – P.67–70.*

УРАН И ТОРИЙ В ТКАНИ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ ЖИТЕЛЕЙ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

О.А. Денисова[1], Н.В. Барановская[2], Г.Э. Черногорюк[1], Е.В. Калянов[1]

[1]ГОУ ВПО Сибирский государственный медицинский университет Росздрава, Томск, Россия, oadeni@sibmail.com

[2]Томский политехнический университет, Томск, Россия, dgazn@narod.ru

URANIUM AND THORIUM IN TIREOID GLAND TISSUES OF PEOPLE OF TOMSK REGION

O.A. Denisova[1], N.V. Baranovskaya[2], G.E. Chernogoryuk[1], E.V. Kalyanov[1]

[1]Siberian State Medical University, Tomsk, Russia

[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *In this article U and Th contents in a thyroid tissue for nodal colloid goiters, benign adenomas, autoimmune thyroidites, malignant neoplasms are investigated. There was excess of them for some forms in comparison with the standard. In the knot capsule Th contents were much higher than they were for the knot tissue. We found significant negative correlations between Th levels and age in patients. If there are high concentrations of the investigated radioactive nuclides in environment their accumulation and negative influence on the thyroid gland are possible that is well shown on the example Tomsk region.*

Тема патологии щитовидной железы (ЩЖ) довольно часто упоминается в связи с радиоактивностью. Для построения тиреоидных гормонов необходим йод, который железа избирательно накапливает в своих фолликулах. Данный микроэлемент может представлять радиоэкологическую опасность, особенно два его изотопа: йод-131 и йод-129, антропогенными источниками которых являются заводы по переработке облученного ядерного топлива, АЭС и атомные взрывы [6]. Учитывая, что на большинстве территорий Российской Федерации имеется дефицит йода той или иной степени выраженности [1], существует опасность поглощения радиоактивного йода с последующим облучением органа. В нашей стране толчком для поведения многочисленных исследований касательно роли радиоактивного йода в возникновении тиреоидной патологии послужила авария на Чернобыльской АЭС в 1986 г. Этот вопрос продолжает быть актуальным и в наши дни, как показали результаты исследований, в зоне влияния ЧАЭС у населения наблюдается суммация патологии щитовидной железы, увеличение частоты встречаемости узлового зоба, кист, аутоиммунного тиреоидита и рака щитовидной железы [5, 9, 10].

Данные по другим радиоактивным изотопам в литературе представлены скудно, нам удалось обнаружить лишь единичные указания на подобное воздействие. Так, например, эксперименты показали, что уран способен избирательно сосредотачиваться в щитовидной железе подопытных животных и способствовать развитию гипофункционального состояния, вызывать морфологическую картину паренхиматозного зоба. С течением времени при выведении урана из организма, изменения восстанавливались [3]. По данным М.Я. Собко [8],

существует определенная связь между зобной эндемией и избытком во внешней среде стронция. Этот вопрос изучался в условиях очагов Львовской области, Киргизии, частично в Читинской области, где В.В. Ковальским [4] также установлена избыточность этого элемента, правда, применительно к очагам уровской болезни, а последние, как известно, не всегда территориально совпадают с зобными очагами.

В Томской области существуют предпосылки воздействия не только радиоактивного йода, но и других элементов, таких как Th, U. Кроме того, ранее мы выявили, что патология данного органа чаще встречается в зонах воздействия Томск-Северской промышленной агломерации [11].

Исходя из вышеперечисленного, целью нашего исследования было выявить данные элементы в ткани щитовидной железы, а также определить возможную связь с патологическими состояниями.

Таблица 1. *Содержание химических элементов в ЩЖ с разной формой патологии в мг/кг, M±m, (min и max)*

Хим. элемент	Формы патологии щитовидной железы				Контроль, n=11
	УКЗ, n=41	Аденомы, n=30	АИТ, n=18	Рак, n=8	
Th	0,02±0,01 0,01–0,11	<0,005	0,022±0,012 0,007–0,12	0,018±0,006 0,007–0,038	<0,005
U	<0,1	0,20±0,019 0,2–4,5	0,21±0,019 0,2–0,37	<0,1	<0,1

Примечание: для расчета на сырую массу использовался коэффициент усушки 2,5.

Материалы и методы

В исследование были включены пациенты, оперированные в Томской областной клинической больнице, Томском НИИ онкологии СО РАМН. Необходимыми условием отбора являлись постоянное проживание на территории Томской области в течении, как минимум, 20 лет. Критерии исключения: работа по специальности, связанной с профессиональными вредностями химической природы, тяжелая соматическая патология, прием препаратов микроэлементов. Было исследовано 103 больных. Возраст пациентов составлял 20–75 лет (50±12,1 лет), из них 97 (94,2%) женщин и 6 (5,8%) мужчин. Пациентам проводилось ультразвуковое исследование ЩЖ аппаратом “Aloka-1100” с линейным датчиком 7,5 МГц. Лабораторное исследование включало в себя измерение уровня ТТГ, свободного Т4 и АТ-ТПО в сыворотке крови иммуноферментным анализом. Все пациенты были разделены по патологии на 4 группы.

1. Узловой коллоидный зоб (УКЗ), n=41, из них 2 мужчин; медиана возраста составила 51±2 лет, уровень ТТГ – 1,15±0,12 мЕД/л.
2. Аутоиммунный тиреоидит (АИТ), n=18, из них 1 мужчина; медиана возраста составила 53±2 лет, уровень ТТГ – 1,3±0,5 мЕД/л).
3. Рак, n=8, включая 1 мужчину; медиана возраста составила 47±3 лет, уровень ТТГ – 1,24±0,24 мЕД/л.
4. Аденомы, n=36 включая 2 мужчин; медиана возраста составила 47,7±3 лет, уровень ТТГ – 0,94±0,2 мЕД/л.

По возрасту, уровню ТТГ и Т4, половому составу группы достоверно не различались ($p<0,05$). Группой сравнения явились лица с нормальной структурой и функцией щитовидной железы, умершие от случайных причин, 9 женщин и 1 мужчина, медиана возраста составила 47,5±3 лет.

Всего отобрано 113 проб щитовидных желез. Определение Th, U, а также широкого ряда других химических элементов проводилось нейтронно-активационным анализом с использованием СОС в лаборатории ядерно-геохимических методов исследования кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета.

Обработка полученных результатов проводилась с помощью пакета программ STAISTICA 6,0. Критерий U Манна–Уитни использовали для сравнения независимых выборок, при изучении связи признаков проводили расчет коэффициента ранговой корреляции Спирмена. Критический уровень значимости принимали равным 0,05. Данные в таблицах представлены в виде средней величины и ошибки средней (M±m). Содержание химических элементов в ЩЖ с разной формой патологии в мг/кг, M±m, (min и max).

Результаты исследования и их обсуждение

Анализ по всему массиву данных показал, что элементы Th, U больше, чем в половине проб определяются в следовых количествах. Сопоставление с литературными данными [12] показало, что содержание урана в щитовидной железе как с патологическими признаками, так и без патологии у жителей Томской области выше. Так, автором приведены значения для нормальной железы $4,52 \cdot 10^{-5}$% и в железе эмбриона – $5,04 \cdot 10^{-4}$%, в то время как у жителей Томской области содержание этого элемента составляет в патологически измененной 0,68 и нормальной – 0,75 мг/кг живого вещества [7].

Анализ распределение этих элементов показал, что оно неравномерное, особенно тория, имеются несколько пиков концентраций, что может говорить об них как об элементах-загрязнителях. Средние содержания изучаемых радиоактивных элементов в ткани разных форм патологически-измененной щитовидной железе выше, чем в контроле (табл. 1), чаще встречаются аномально-высокие значения.

При построении геохимических рядов оказалось, что Th является специфичным для аутоиммунного тиреоидита [2]. Распределение изучаемых элементов не зависело от функционального состояния щитовидной железы, т.е. уровня гормонов, следовательно, непосредственно данные элементы не влияют на их синтез. В группе желез, отличающихся повышенным объемом, достоверно фиксируется повышенное содержание как Th, так и U, что свидетельствует о собственно струмоген-

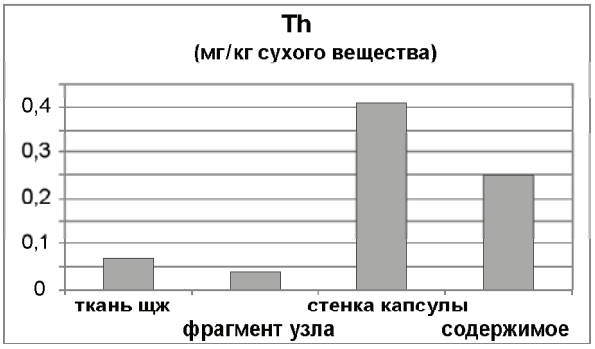


Рис. 1. *Торий в разных тканях щитовидной железы*

ном действии данных элементов, что уже было показано для урана [3]. Нами выявлена отрицательная тенденция накопления элементов с возрастом, статистически достоверная для Th.

Кроме того, мы проанализировали фрагменты разных тканей щитовидной железы одного пациента: неизмененная ткань железы, ткань узла доброкачественной аденомы, стенка капсулы и содержимое капсулы. Материал представляет значительный интерес. Мы не получили разницу концентраций для урана в различных тканях, концентрация которого была, однако, выше предела определения. Тогда как для тория характерно некоторое снижение концентрации в ткани узла по сравнению с окружающей тканью. Кроме того, выявлены более высокие концентрации данного элемента в стенке капсулы и в содержимом капсулы, которые в 3–10 раз выше, чем в тканях как аденомы, так и неизмененной ткани щитовидной железы (рис. 1).

Эта закономерность может быть связана с разной аккумулирующей способностью разных тканей: щитовидной железы и соединительной. Полученные данные свидетельствуют о защитной роли соединительной ткани, которая способна накапливать радионуклиды и не допускает попадания их в узел или в какой-либо орган.

При корреляционном анализе, можно выделить следующие положительные ассоциации: U с Sm, Au, La, Ca, Sb; Th с Cr, Fe, Sb, Hf ($r=0,3–0,5$; $p<0,05–0,01$), а также отрицательную связь с Se. Разделение микроэлементов в разные группы при корреляционном анализе свидетельствует как об особенностях химических свойств элементов, так и о возможном однотипном источнике поступления этих элементов в окружающую среду и далее в организм человека. Эта группа ассоциаций указывает, что, возможно, их источником являются предприятия ядерно-топливного цикла, либо нефтеперерабатывающий комбинат.

Таким образом, для урана и тория гистогематический барьер щитовидной железы представляет, по-видимому, сложно проходимую преграду, но при высоких концентрациях последних во внешней среде возможны и их накопления и негативное влияние на данный орган, что хорошо демонстрируется на примере Томской области. Большую опасность в будущем представляет тенденция к накоплению радиоактивных элементов в ткани железы молодых людей.

Благодарности

Авторы выражают благодарность заведующему кафедрой геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета, профессору, д. г.-м. н. Л.П. Рихванову за помощь, ценные советы и научное руководство.

Литература

1. *Дедов И.И., Свириденко И.Ю. Стратегия ликвидации йоддефицитных заболеваний в Российской Федерации // Проблемы эндокринологии. – 2001. – №6. – С.3–12.*
2. *Денисова О.А. Микроэлементы внешней среды и тиреоидная патология жителей Томской области : автореф. дис. ... канд. мед. наук. – Томск, 2007. – 24 с.*
3. *Зидрашко Т.М. Влияние азотнокислого урана на морфологию и функцию щитовидной железы : автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Тернополь, 1963. – 12 с.*
4. *Ковальский В.В. Геохимическая среда и жизнь. – М. : Наука, 1982. – 76 с.*
5. *Лягинская А.М., Осипов В.А. Сочетанное влияние радиации и йодного дефицита на беременность и плод // Гигиена и санитария. – 2005. – №2. – С.27–32.*
6. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
7. *Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Игнатова Т.Н. К геохимии живого вещества // Материалы IV Международной научно-практической конференции "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде" / Семипалатинский гос. пед. инт, 19-21 октября 2006 г. Т.1. – Семипалатинск, 2006. – С.19–40.*
8. *Собко М.Я., Козаков С.Б. Связь минерального состава почвы и эндемической зобной болезни // Врачебное дело. – 1961. – №5. – С.116–117.*
9. *Хмельницкий О.К., Хмельницкая Н.М. Роль цитогенетического и гистологического исследований в диагностике заболеваний щитовидной железы у лиц, подвергшихся воздействию радиации // Вопросы онкологии. – 2004. – Т.50, №6. – С.697–699.*
10. *Шилин Д.Е. Узловая патология щитовидной железы у детей и подростков в йоддефицитных регионах йодного контроля // Проблемы эндокринологии. – 2000. – №5. – С.28–34.*
11. *Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих, Н.В. Барановская и др. – Томск : Курсив, 2006. – 216 с.*
12. *Hoffman J. Bioelement Uran im Pflanzen – und Tierreich sowie im menschlichen Organismus. // Biochemische Zeitschrift. – Berlin : Springer, 1943. – Bd.313, Heft 5–6. – S.377–387.*

УРАНОВЫЕ ОТХОДЫ И ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ В КЫРГЫЗСКОЙ РЕСПУБЛИКЕ

Б.М. Дженбаев, Б.Т. Жолболдуев

Биолого-почвенный институт НАН КР, Бишкек, Кыргызская Республика, bekmamat2002@mail.ru

URANIUM WASTE AND PROBLEMS OF RADIATING SAFETY IN THE KYRGYZ REPUBLIC

B.M. Dzhenbaev, B.T. Zholbolduev

Bishkek Biologo-soil institute NAN KR, Kyrgyz Republic

Abstract. *In report materials questions of the reference with the radioactive waste, connected with extraction of uranium and products of its processing are considered. Types of radioactive anomalies are specified in state territories. The basic priorities of technical cooperation with the international organizations are resulted.*

На территории Кыргызстана находится большое число радиоактивных источников (около 1200). Радиоактивные источники хранятся в долгосрочных складских помещениях, которые были построены в 1965 году по проекту РАДОН, схожие с такого рода обычными помещениями в других республиках бывшего Советского союза.

Кыргызстан сталкивается с серьезными проблемами радиоэкологического характера, связанные с добычей урана и его перерабатывающей деятельностью в стране. Три из одиннадцати самых больших предприятий бывшего Советского союза для переработки урана расположены на территории Кыргызстана. Одно из них – Кара-Балтинский горнорудный комбинат, который попрежнему функционирует. С 1950-х годов по настоящее время Кара-Балтинский горнорудный комбинат, перерабатывал урановый концентрат месторождений Кыргызстана и Казахстана.

После провозглашения независимости в 1991 г. Кыргызстан начал сотрудничество с международными организациями: ООН, ЕС, МВФ, МАГАТЭ и др.

В качестве приоритетов технического сотрудничества с МАГАТЭ на среднесрочный период Кыргызстаном были обозначены следующие области:

I. Реабилитация последствий добычи урана и его перерабатывающей деятельности.
II. Здоровье: улучшенная ядерная диагностика и услуги радиотерапии.
III. Управление знаниями и рациональное использование ядерных технологий.

Следующие действия требуют немедленного рассмотрения: дать радиоэкологическую оценку; оценить объем реабилитационных работ; разработать регулирующую инфраструктуру по радиационной защите, способной управлять ситуацией, на долгосрочный период.

Повышенная радиоактивная аномалия в республике, отмеченная на природно-техногенных участках, установлена трех типов:

1) природные аномалии радиоактивности рыхлых отложений связаны с пластами радиоактивных бурых углей юрского возраста.
2) техногенные аномалии, в сотни раз превышающие фон, приурочены к огороженным бетонной стеной отвалам серого тонкозернистого вещества.
3) активность техногенных аномалий отстойников в десятки раз выше фона.

О ВОЗМОЖНОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ЭПИГЕНИТИЧЕСКОГО ОРУДЕНЕНИЯ НА ЮГЕ ОМСКОЙ ОБЛАСТИ (ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ГДП-200, 2009)

Ж.А. Доля, Г.М. Шор

ABOUT POSSIBILITY OF FORMATION EPIGENITICHESKY ОРУДЕНЕНИЯ IN THE SOUTH OF THE OMSK REGION

Z.A. Dolja, G.M. Shor

Omsk prospecting expedition, Omsk, Russia
Karpinsky Russian Geological Research Institute, St.-Petersburg, Russia

Abstract. *In materials the new data confirming presence of ore process in cretaceous and more ancient formations is cited. In the studied sedimentary horizons are assumed presence of ancient valleys in which signs of development of processes forming uranium ores are established.*

Проблема окислительного эпигенеза урана на территории Омской области, по-существу, впервые была поставлена в статье Г.М. Шора (2001) в связи с оценкой перспектив ее урановосности. В статье охарактеризованы зоны грунтового, поверхностного и возможного пластового окисления. В последующие годы эта пробле-

ма получила дальнейшее развитие в работах ВСЕГЕИ, проводимых совместно с Омской ГРЭ (Л.Г. Русинова, Г.М. Шор, Р.В. Шипов, Ж.А. Доля).

В южной части Омской области вблизи границы с Казахстаном в породах бещеульской свиты на территории листа N-42-XVIII отмечаются желтые прослои и пятна, которые можно диагностировать, как проявление окисления. Восточнее на листах N-43-XIX и XX желтые пятна в алевритах и гнездах песков в алевритах могут также трактоваться в качестве зон грунтового и пластового окисления. Граница распространения пластово-окисленных пород в бещеульской свите проведена условно.

Граница выклинивания зоны окисления в таволжанской свите предварительно закартирована (желтоцветные пятна) в ее приподошвенной части разреза. Именно к этой части разреза упомянутой свиты тяготеет подавляющее большинство радиоактивных аномалий и, что особенно важно – наиболее значительные из них.

Две охарактеризованные границы выклинивания зон пластового окисления контролируются современными гидрогеологическими условиями и связаны с инфильтрационными потоками, развивающимися со стороны складчатого Казахстана.

Обстоятельные работы были проведены при комплексной геолого-гидрогеологической съемке масштаба 1:200000 на территории листа N-42-XVIII в 1963 г.

Анализ материалов радиометрических работ показал, что наибольшей активностью обладают глины с большим содержанием растительной сечки и с прослоями лигнита. Минимум активности приурочен, как правило, к прослоям песков и алевритов, лишенных скоплений органического вещества и сульфидов. Увеличение активности наблюдается в приконтактовой зоне неогеновых и палеогеновых пород. Максимальные значения гамма-активности приурочены к кровле абросимовской свиты и составляет 25–36 мкр/ч. Ряд аномалий и повышенных значений гамма-активности в кровле абросимовской свиты были выявлены при каротаже скважин. В приконтактовой зоне таволжанской и абросимовской свит выявлена Козельщинская аномалия.

Отложения абросимовской свиты характеризуются невысокой интенсивностью излучения, превышающей фон пород в 1–1,5 раза, а содержание урана колеблется от $2x10^{-4}$ до $9x10^{-2}$%. Интервалы повышенных значений гамма-активности обычно небольшие. Глубина залегания интервалов не превышает 30–40 м.

Участки аномальных и повышенных значений гамма-активности имеют повсеместное распространение. Более повышенные содержания урана прослеживаются в виде неширокой полосы в широтном направлении на восток от сс.Козельщино, Андрюшевка, Манак.

Из всех аномалий, выявленных в процессе работ на территории листа N-42-XVIII (юг области), наиболее заслуживает наибольшего внимания Козельщинская аномалия, расположенная у западной рамки листа.

Аномалия выявлена в отложениях низов таволжанской и верхов бещеульской свит и оконтурена в меридиональном направлении изогаммой 15 мкр/ч, имея ширину 150 м. Скважиной 20 вскрыт слой лигнита на глубине 30,3–31,5 м, содержащей уран в количестве до $6x10^{-2}$%. С целью детализации аномалии пробурены скважины, глубиной по 35 м каждая на расстоянии 50–100м к востоку, югу, западу и северу от скважины 20. На литологическом разрезе в интервале 28,3–30,5 осадки таволжанской свиты представлены глинами с прослоями алевритов, которые сменяются по разрезу переслаиванием песка и алеврита. Породы содержат лигнитизированные растительные остатки. Повышенные активности пород по скважинам приурочены к глинам таволжанской свиты на глубинах 26,0–26,30 и 28,3–30,5 м, в то время как максимальное содержание урана по люминисцентно-перловому анализу зафиксированы в отложениях абросимовской свиты. Содержания урана в пробах, отобранных в интервале 26,0–32,5 м составили соответственно $3x10^{-4}$–$9x10^{-2}$%. Показательно присутствие ванадия от 0,01 до 0,03%. В скважинах наблюдается сдвиг между значениями гамма-активности по каротажу и содержанием уран.

Ранее (Плуман, 1959) по результатам массовых поисков на территории Омской области установлены еще две аномалии Московская и Пикетная.

Московская аномалия расположена в пригороде г. Омска, на глубине 55–60 м установлена максимальная гамма-активность 58 мкр/ч. Пикетная аномалия расположена на северном берегу Камышловского лога. На глубине 37,5–40 м в алевритах таволжанской свиты отмечена аномалия в 120 мкр/ч. Аномалия выявлена в 1989 г. Омской ГРЭ при поисковых работах на россыпи титана и циркония. Обе аномалии требуют дальнейшего изучения.

Исследования, начатые в 1963 г., были продолжены при проведении ГДП-200 листов N-42-XVIII, N-43-XIX,-XX,-XIX в 2004–2009 гг.

В рамках договора №707 с ВСЕГЕИ проводилось изучение керна из скважин 4У, 5У, 7У (N-43-XX), характеризующего одну из возможных геологических обстановок локализации уранового оруденения в позднемиоценово-раннеплиоценовую эпоху аридизации климата с зонами грунтового и поверхностного окисления, сформированными в эту эпоху многочисленными аномалиями.

По результатам проведенных исследованиий очевидно, что урановорудный процесс проявлен достаточно отчетливо и сопровождается спектром повышенных концентраций ряда химических элементов (V, Ni, Co и др.). Источник рудного вещества – вероятно, Кокчетавское поднятие (Казахстан).

Аномалии упомянутого типа установлены на Русско-Полянской площади в 3 пробуренных скважинах. Они располагаются на контакте отложений таволжанской и бещеульской свит и абросимовской и бещеульской свит неогена. Последние обогащены углефицированными остатками растений вплоть до прослоев бурых углей, содержат сульфиды и карбонаты.

По полевым данным нижняя граница зоны окисления в скважине 4У (N-43-XX) установлена на глубине 53,5 м. В лимонитизированных породах содержание урана на уровне 1,5–2 кларков. Максимум урана (до 37,5 г/т) наблюдается в черных алевритах, содержащих углефицированную органику, чуть ниже границы зоны окисления.

В интервале 52,5–52,4 м наблюдается точечная лимонитизация, по-видимому, связанная с сульфидами. В первично сероцветных породах наблюдается карбонатизация. На границе выклинивания зоны окисления и в кровле первично сероцветных пород проявлен биогенный барьер, сопровождаемый точечной лимонитизацией и карбонатизацией. Урану сопутствуют (%): никель (0,1), кобальт (0,02), молибден (0,0001).

В скважине 5У (лист N-43-XX) выклинивается зона окисления отмечается на глубине 58,5–62,0 м. Максимальная активность 17–20 мкр/ч. На глубине 62 м отмечаются темно-серые до черных алевриты, содержащие органическое вещество, проявление сульфидов и карбонатно-биогенный восстановительный барьер. Содержание урана в зоне окисления составляет 4–4,02 г/т. На границе выклинивания зоны окисления оно увеличивается до 11,2–16,7 г/т. И наконец, на глубинах 60,6–61,5 м достигает максимума 20,3–22,3 г/т. На глубине 59,5–60,3 м, в зоне первично сероцветных пород отмечается незначительное повышение содержания серебра.

В скважине 7У (N-43-XX) изучен интервал 57–66,5 м. На каротажной диаграмме 2 пика. Верхний пик кривой ГК – 17 мкр/ч, нижний – более 20 мкр/ч. Граница зоны выклинивания расположена на глубине 58м. Максимальный пик активности приурочен к углю. Содержание урана в зоне окисления от 3,59 до 4,16 г/т и сорбируется в лимонитах. Вниз по разрезу содержание урана падает, но остается повышенным. Не исключено, по мнению Г.М. Шора, что это ореол наложенных концентраций, но, возможно и содержания в первично-сероцветных породах. Это позволяет предполагать наличие в абросимовско-бещеульской толще возможного первичного источника рудного вещества наложенных процессов. В зоне окисления на глубине 57,5 м установлено повышенное содержание серебра – 0,4 г/т. С максимумами урана (48,4 г/т) связаны ванадий (0,1%), хром (0,1%), серебро (1г/т), циркон (0,4%), ниобий (0,05%). Здесь выделяются три группы элементов: первая, связанная с россыпями (титан, цирконий, ниобий, хром, серебро); вторая – с сорбционными процессами на гидроокислах железа (железо, серебро); третья - хемогенного происхождения (ванадий, хром, серебро).

Приведенные данные показывают, что в отложениях миоцена отчетливо проявлен урановорудный процесс, связаные с эпохой аридизации климата в павлодарское время. Не следует исключать возможности образования рудных тел в регионе на границах выклинивания поверхностно-грунтовых зон окисления такого типа как на месторождениях Харат, Хайрхан в Монголии.

При проведении ГДП-200 на территории листов N-42-XVIII, N-43-XIX,-XX,-XXI впервые была поставлена задача о поисках уранового оруденения в базальных горизонтах палеодолин келловей-ранневаланжинского возраста.

Изучение было начато с наземных геофизических исследований. Учитывая, что методика электромагнитного зондирования методом становления поля с целью геокартирования, продуктивных на уран горизонтов до глубины 800–1000 м, наиболее эффективно может быть установлена на основе многоразносных зондирований от закрепленного источника с пространственно асинхронно работающими сканерами-приемниками и генератором тока, синхронизированными по PPS-сигналу GPS-системы, для поставленной задачи использован незаземленный источник ЭМ-поля с дипольным моментом $M=(2,5\text{-}5)x10^6$ Ам^2, что обеспечило необходимую глубинность и качество исследований.

Съемка проводилась по профильной системе наблюдений от закрепленного источника. В качестве генераторной петли использовался незаземленный квадратный контур со стороной 1000 м, изготовленный из медного провода с погонным сопротивлением 3 Ом/м. В качестве измерительной антенны использовался квадратный контур со стороной 100 м. Расстояние между соседними генераторными петлями составило 1 или 2 км. Шаг по профилям составлял 200 м, максимальный разнос – 1000, либо 1500 м, в зависимости от расстояния между геологическими профилями, с тем чтобы не нарушить их непрерывность. Всего было отработано четыре профиля общей протяженностью 61 км, количество точек наблюдений – 22.

При анализе глубинной части одного из разрезов выявлена врезанная в допалеозойское основание предположительно палеодолина. Ширина долины 2500 м, глубина около 150 м. Анализ всех разрезов позволил наметить перспективный Джончиликский участок, в пределах которого пробурено четыре скважины.

В скважине 2 на каротажной диаграмме в интервале от 400,0 до 415,0 м выявлена аномалия достигающая 51,8 мкр/ч. Данный интервал по возрасту предположительно древнее нижнего мела. Ниже, в интервале 441,2–449,0 м, представленным красными калиевошпатовыми гранитами, отмечается повышенное содержание свинца – 140 г/т, мышьяка – 43 г/т, тория – 12 г/т и циркония – 633 г/т.

На каротажной диаграмме в скважине 8 в интервале 567,0–570,0 м значения гамма-активности достигают 42 мкр/ч. Здесь скважиной вскрыты алевролиты серые, весьма разрушенные и песчаник темно-серый, мелкозернистый. Предполагаются зоны окисления кирпично-красного цвета.

Спектральным анализом определены повышенные содержания элементов в данном интервале (в г/т): цирконий – 1000; цинк –500; ванадий – 300; титан – 6000; ниобий – 50. Содержание золота не превышает 0,08 г/т. В скважине в интервале 468,0–468,5 м отмечены высокие содержания золота – 0,5 г/т.

Анализ каротажных диаграмм скважины 9 показал повышение гамма-активности (до 48 мкр/ч) в интрузивных образованиях палеозоя, представленных гранит-порфирами. Несомненно интересен интервал керна 286,90–291,55 м. По полевому описанию отложения в нем представлены желтыми кварцево-полевошпатовыми песками с пятнами лимонитизации до 3 см в диаметре, что свидетельствует о наличии зоны окисления.

Скважина 10 пробурена в створе между скважинами 8 и 9. На глубине 524,6 м вскрыты гранит-порфиры. По петрографическому описанию порода серовато-бурого цвета, крепкая, мелкокристаллическая, с хорошо выраженными порфировыми выделениями. В интервале 480–

520 м на каротажной диаграмме отмечается повышение гамма-активности пород до 36 мкр/ч.

В этой скважине определенный интерес представляет нижняя часть разреза с глубины 468м и до забоя (531 м).

В интервале глубин 484–506,1 м выявлены наиболее высокие содержания урана от 10,2 до 16,4 г/т и тория – от 30,5 до 50,4 г/т, гамма-активность – до 36 мкр/ч. Отмечено повышенное содержание никеля.

В интервале 481–506,1 м установлены высокие содержания в г/т: циркония – 800, гафния – 50, ниобия – 60, церия – 100, иттрия – 60, олова – 10, цинка – 300. Повышенные содержания свойственны элементам, участвующим в механогенной миграции.

Полученные данные подтверждают наличие рудного процесса в меловых (покурский горизонт) и более древних образованиях.

Таким образом, для верхнеапт-сеноманского и келловей-ранневаланжинского горизонтов результате проведенных работ ГДП-200 обоснованно предполагаются палеодолины, а в них установлены признаки развития урановорудных процессов.

РАДИОГИДРОГЕОХИМИЧЕСКОЕ РАЙОНИРОВАНИЕ ЮГА КРАСНОЯРСКОГО КРАЯ И РЕСПУБЛИКИ ХАКАСИЯ

В.А. Домаренко

Томский политехнический университет, Томск, Россия, domarenkova@ignd.tpu.ru

RADIOHYDROGEOCHEMICAL TERRITORIAL ZONING OF THE SOUTH OF KRASNOYARSK REGION AND KHAKASS REPUBLIC

V.A. Domarenko

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *Wide spread radiohydrogeochemical territorial zoning was conducted based on the mapping of radiohydrogeochemical conditions (factors, criteria). Choosing basic zoning principles, as the major zoning indicators, defining radioactive water formation conditions and their behavior in different environments were accepted as the following: radioactivity level (specific activity), radioactive water components, spatial-genetic connection with radioactive sources.*

Рассматриваемая территория расположена на стыке четырех крупнейших гидрогеологических структур: Западно-Сибирской и Восточно-Сибирской артезианских, Енисейской и Саяно-Алтайской сложных складчатых гидрогеологических областей [5].

Первые сведения о радиоактивности природных вод территории юга Красноярского края приводятся в отчетных материалах Радиевого института Академии наук СССР им. В.Г. Хлопина, проводившего исследования в 1951 г. Были опробованы поверхностные воды рек Туба, Оя, Шушь, Табота, Абакан, Аскиз, Уйбат; озер Малый Кызыл-Куль, Черное, Тагарское и подземные воды из колодца в районе г. Абакана.

В последующие годы (до 1993 г.) изучением радиоактивности природных вод занимались специалисты спецуправления “Енисейстрой”, подразделений Березовской экспедиции (ныне ССП “Березовгеология”) и Центральной Спецпартии Красноярского геологического управления.

Первые результаты радиологического контроля источников водоснабжения приведены в докладе Главного врача ФГУ Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае С.В. Куркатова “Оценка санитарно-гигиенического состояния питьевого водоснабжения населения Красноярского края”. Основные выводы специалистов санитарного надзора сводятся к тому, что в 45% случаев общая α-активность проб превышает норматив 0,1 Бк/кг (отобрано 400 проб из 150 источников), а в 26% она более 1 Бк/кг [8]. Данные материалы послужили основанием для выполнения научно-исследовательской работы по радиогидрогеохимическому районированию масштаба 1:500 000, которая была осуществлена специалистами Горногеологического предприятия №53 “Феникс” под руководством В.А. Домаренко (отв. исполнитель В.В. Кузьмин) по заказу ФГУ “Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае (Главный врач С.В. Куркатов, заместитель главного врача по РРЦ В.В. Коваленко, заведующий отделением радиационной гигиены Л.В. Панкратов).

Радиогидрогеохимическое районирование обширной территории было проведено на основе картографического отображения радиогидрогеохимических условий (факторов, признаков, критериев и др.) [1, 3, 6].

При выборе основных принципов районирования было принято, что в качестве основных показателей, определяющих условия формирования радиоактивных вод и их поведение в различных обстановках, выступают: уровень радиоактивности (удельная активность); состав радиоактивных вод; пространственно-генетическая связь с источниками радиоактивности.

Анализ данных радиоактивных свойств природных вод, развитых в регионе, показывает, что радиоактивные воды связаны с самыми разнообразными горными породами, в разной степени обогащенными радиоэлементами, а также теснейшим образом – с химическим составом подземных вод и их динамикой, которые в свою очередь определяются условиями формирования и развития геологических структур.

Таблица 1. *Средние значения Σα-, Σβ-активностей в подземных водах Южных районов Красноярского края и Республики Хакасия*

№ пп	Наименование гидрогеологической структуры	Кол-во проб	Σα, Бк/л	Σβ, Бк/л
I	Артезианские бассейны			
I.1	Чебаково-Балахтинский (Северо-Минусинский)	67*/59	0,603	0,807
I.2	Сыдо-Ербинский	5/5	0,108	0,509
I.3	Южно-Минусинский	95/68	0,725	0,816
I.4	Усинский	–	н.д.	н.д.
	Средневзвешенное значение		0,651	0,800
II.	Гидрогеологические массивы			
II.1	Восточно-Саянский	16/16	0,389	0,549
II.2	Кузнецко-Алатаусский	–	н.д.	н.д.
II.3	Западно-Саянский	8/8	0,254	0,475
	Средневзвешенное значение		0,343	0,524
III.	Южные районы края в целом		0,623	0,723
IV.	Артезианские бассейны края в целом		0,405	0,747
V.	Гидрогеологические массивы края в целом		0,179	0,698
VI.	Территория Красноярского края в целом		0,272	0,734
	Природные вариации для средней полосы России [3]		0,04–0,40	0,35–2,00
	Допустимый уровень для США		0,56	н.д.
	Допустимые уровни для России		0,1	1,0

Примечание: * – в знаменателе – число проб с Σα, в числителе – число проб с Σβ.

Таким образом, при решении вопроса о выборе принципов радиогидрогеохимического районирования, учитывались: 1) геолого-структурная позиция; 2) литолого-петрографический состав комплексов горных пород; 3) динамика подземных вод; 4) минерализация (ионно-солевой состав).

Из анализа фактических данных по радиоактивным источникам устанавливается, что главнейшими комплексами пород, с которыми связаны радиоактивные воды в регионе, являются: 1) вулканические образования щелочно-кислого состава; 2) терригенно-карбонатные отложения. При этом радиоактивные воды формируются в указанных комплексах не только при повышенном содержании в них радиоактивных элементов, но и при благоприятных гидрогеохимических и гидродинамических условиях при рядовой концентрации последних.

Главной причиной, по нашему мнению, определяющей химический состав подземных вод, является их связь с горными породами. Исключительное разнообразие состава пород, через которые проникает вода с поверхности в глубину, и длительное их взаимодействие создают возможность перехода в водные растворы самых разнообразных химических элементов и соединений.

Процесс этот протекает достаточно сложно и обусловлен, с одной стороны, общим химическим составом вод (их агрессивностью), что предопределяет интенсивность взаимодействия их с вмещающими породами, с другой же стороны, значительную роль играет открытость (замкнутость) системы "вода–порода", а именно, наличие горизонтов слабо фильтрующих или практически водонепроницаемых слоев и водоупоров, наличие (отсутствие) связи водоносных комплексов с земной поверхностью и атмосферой.

Согласно общепринятым схемам вертикальной гидрогеодинамической и гидрогеохимической зональности, подземные воды по глубине залегания подразделяются на три зоны:

1) интенсивного водообмена (до 0,3–0,5 км);
2) затрудненного водообмена (до 1,0 км);
3) весьма затрудненного водообмена (до 2,5 км).

Нами рассматривается только первая – зона интенсивного водообмена, по которой имеется достаточная информация и которая является основным источником питьевого водоснабжения изученной территории.

Для районов с гидродинамическими условиями, характерными для первой зоны, формирование радиоактивных вод зависит преимущественно от степени растворения и выщелачивания радиоактивных элементов и условий их миграции в подземных водах.

С учетом разнообразного литолого-фациального состава водовмещающих горных пород, различной степени их метаморфизма и основываясь на возрастном принципе, на территории Южных районов края и Республики Хакасия выделяется ряд водоносных комплексов в гидрогеологических массивах и межгорных артезианских бассейнах.

В границах проводимых исследований они представлены Кузнецко-Алатаусским (M_I), Восточно-Саянским (M_{II}) и Западно-Саянским (M_{III}) гидрогеологическими массивами, внутри которых выделяется ряд массивов более высокого порядка – Изыкский (M_I^1), Лутагский

(M_{II}^1), Кунгусский (M_{II}^2), Хайдымский (M_{II}^3), Тумановский (M_{II}^4), Усинский (M_{III}^1) и межгорные артезианские бассейны – Чебаково-Балахтинский (Северо-Минусинский) (A_{II}^1), Сыдо-Ербинский (A_{II}^2), Южно-Минусинский (A_{II}^3) и Усинский (A_{III}^1).

Многолетний опыт проведения радиогидрогеохимических исследований в различных гидрогеологических структурах показывает, что фоновые содержания радиоэлементов в различных водоносных комплексах близки. Было установлено, что подземные воды характеризуются повсеместно одинаково низкими фоновыми содержаниями радона (26–30 Бк/л), а на формирование фоновых содержаний урана в существенно влияют климатические особенности района.

Гамма-активность различных пород района в общем низкая (от 5–9 до 10–20 мкР/ч). Различные осадочные отложения впадин девон-карбонового возраста, метаморфические породы протерозоя и кембрия, основные и средние вулканиты девона имеют примерно одинаковую (5–10 мкР/ч) гамма-активность. Гамма-излучение гранитоидов и кислых эффузивов девона несколько выше (10–20 мкР/ч). Исключение составляют щелочно-габброидные образования неясного происхождения, обладающие повышенной радиоктивностью.

Поскольку средние содержания урана в различных породах района в общем близки, следовало бы ожидать и примерно одинаковые фоновые концентрации урана в подземных водах различных водоносных комплексов. Однако наблюдается возрастание концентраций урана в водах в направлении от горных частей Кузнецкого Алатау и Западного и Восточного Саян к пониженным участкам Минусинских впадин, что связано, очевидно, с дренированием и промыванием комплексов пород гидрогеологических массивов и накоплением его в артезианских бассейнах.

По расчетам фоновых значений урана для различных ландшафтов Минусинских впадин получены следующие данные: зона среднегорной тайги – 0,008 Бк/л; лесостепные окраинные части впадин и предгорья – 0,06 Бк/л; степные зоны впадин – 0,08 Бк/л. В результате обработки материала по радиологическому контролю источников питьевого водоснабжения получены следующие особенности поведения суммарной альфа- ($\sum\alpha$) и бета-активностей ($\sum\beta$) в подземных водах исследуемой территории, которые представлены в таблице 1 [7].

Анализ табличных данных показывает, что в подземных водах бассейнов Южных районов края и Республики Хакасия наблюдаются максимальный средний уровень $\sum\alpha$-активности по сравнению со всеми изученными гидрогеологическими структурами на территории Красноярского края, который превышает допустимый уровень $\sum\alpha$-активности в водах, более чем в 6 раз по нормам СанПиН 559-96[4], и в 1,2 раза допустимый уровень для вод США. Низкий уровень $\sum\alpha$-активности в подземных водах Сыдо-Ербинского бассейна (0,108 Бк/л) очевидно связан с недостаточной изученностью бассейна (один населенный пункт), так как радиогидрогеохимическим опробованием здесь выявлены водопункты с максимальным содержанием урана в подземных водах для всей территории Красноярского края – 11,322 Бк/л.

Средняя $\sum\alpha$-активность подземных вод Минусинских впадин также превышает природные вариации $\sum\alpha$-активности подземных вод средней полосы России.

Рассматривая $\sum\alpha$-активность в подземных водах гидрогеологических массивов, получается, что она выше почти в 2 раза для всех массивов территории края, но в целом близка к среднему уровню для всех гидрогеологических структур края и находится в пределах природных вариаций.

Анализ распределения $\sum\beta$-активности в водах бассейнов и массивов площади показывает, что $\sum\beta$-активность в бассейнах выше, нежели в массивах, и в целом близка к средним значениям $\sum\beta$-активности в водах для всех гидрогеологических структур края и не превышает допустимые уровни СанПиН 559-96.

Сравнительно низкие значения$\sum\beta$-активности и более высокие значения $\sum\alpha$-активности в водах территории работ по отношению к природным вариациям $\sum\alpha$, $\sum\beta$-активности в подземных водах средней полосы России можно объяснить следующим образом:

– подземные воды средней полосы России в основном развиты в бассейнах платформенного типа, где достаточно уверенно развиты все три геодинамические зоны циркуляции вод. По-видимому, в эксплуатируемые водоносные горизонты для питьевого водоснабжения в этих районах наблюдается подток вод из зон затрудненного водообмена, обогащенных радием, что в свою очередь увеличивает общую $\sum\beta$-активность вод;
– климатические особенности Минусинских впадин благоприятствуют, в первую очередь, развитию здесь урановых вод и, как следствие, большую $\sum\alpha$-активность подземных вод. В этой связи радиоактивность территории Минусинских впадин более корректно сравнивать с данными по подземных водам южной полосы России.

Корреляционный анализ поведения урана-238, радона-222, $\sum\alpha$, $\sum\beta$-активностей в подземных водах межгорных бассейнов показывает, что положительная корреляционная связь устанавливается только между ураном и $\sum\alpha$-активностью с силой R_S=+0,79 и при уровне доверия 95%. График зависимости в координатах $\sum\alpha$ (уран-238) носит прямолинейный характер и описывается уравнением вида:

$$\sum\alpha = 0{,}3\,(U\text{-}U^{238}) + 0{,}514.$$

Приведенное уравнение безусловно требует корректировки в процессе дальнейших исследований с целью набора статистически значимых значений.

Согласно классификации природных радиоактивных вод и условиям их формирования с учетом гидрогеологических, гидродинамических, гидрохимических, геолого-структурных, радиогидрогеохимических особенностей, на рассматриваемой территории выделяются следующие типы радиоактивных вод .

В гидрогеологических массивах (Кузнецко-Алатауский, Восточно-Саянский, Западно-Саянский) выделяются преимущественно воды простого состава:

– радоновые, связанные с *нормальным содержанием радиоактивных элементов в породах* (НС), приуро-

ченные к массивам кислых магматических пород в условиях интенсивного водообмена с окислительной обстановкой. В геолого-структурном плане они циркулируют в трещиноватых зонах коры выветривания, тектонических трещинах и зонах дробления. Содержания радона в этих водах, как правило, невелики – до 400 Бк/л.

– радоновые воды, связанные с *нормальным рассеянным содержанием радиоактивных элементов в породах* (РС), циркулируют также в зоне свободного водообмена, в условиях окислительной обстановки, в зоне тектонических нарушений, дробления, тектонических контактов среди массивов кислых магматических пород. Концентрация радона здесь повышается до 1500 Бк/л, редко более.
– урановые воды, связанные с *нормальным рассеянным содержанием радиоактивных элементов в породах* (РС), формируются в тех же обстановках, что и радоновые воды, связанные с РС. Отличительной особенностью их является высокое содержание урана – до 2 Бк/л при небольшой концентрации радона – первые десятки Бк/л.

В межгорных артезианских бассейнах (Чебаково-Балахтинский, Сыдо-Ербинский, Южно-Минусинский) формируются радиоактивные воды более сложного состава, по сравнению в гидрогеологическими массивами, что вызвано климатическими особенностями межгорных впадин (смена гумидного климата на субаридный), пестрым химическим составом подземных вод, наличием как окислительной, так и восстановительной обстановок, циркуляцией вод как в зоне интенсивного, так и затрудненного водообмена. К этому необходимо добавить пестрый литологический состав водоносных комплексов, фациальную изменчивость разреза литифицированных осадочных отложений, а также наличие в разрезе впадин более 20 урароносных горизонтов.

Сложность и многообразие причин обогащения вод радиоактивными элементами в межгорных артезианских бассейнах рассматриваемой территории, а также отсутствие информации по радию в водах, на сегодняшний день, выделение конкретных типов радиоактивных вод в масштабе исследований является проблематичным.

Очевидно, радиохимический состав вод здесь формируется в результате композиции различных групп вод, связанных как с НС, РС, так и связанных с рудными концентрациями радиоактивных элементов в породах (РК).

Проведенные радиогидрогеологические исследования на участках в урановым оруденением (Чалгыз-Хырское, Приморское, Кызынджульское, Юрган, Тумнинское месторождения урана) показывают, что уран хорошо мигрирует в водной среде от рудных тел на расстояние до нескольких километров. Отличительной особенностью радиохимического состава подземных вод на месторождениях урана Минусинского прогиба является низкий уровень концентрации радона в водах, омывающих рудные тела.

Анализ полученных материалов в процессе обобщения фондовых, санитарно-эпидемиологических и литературных материалов, освещающих географо-физические, геолого-структурные, гидрогеологические, радиогидрохимические и другие особенности территории исследований, позволяет сделать следующие выводы:

1. Процессы мобилизации урана с выносом в гидросферу обусловили его низкие фоновые концентрации в подземных водах гидрогеологических массивов – 0,008 Бк/л. Хорошая промывистость раскрытых гидрогеологических структур, интенсивное выщелачивание урана как из горных пород, так и его проявлений, развитие здесь большого числа кислых магматических образований, гумидность климата способствуют тому, что в гидрогеологических массивах формируются преимущественно радиоактивные воды радоновой специализации. Урановые воды, как правило, формируются в массивах на участках с урановой минерализацией и занимают подчиненную роль.
2. Возобновляемые запасы подземных вод в Алтае-Саянской гидрогеологической области составляют приблизительно 62 м^3/с, можно оценить масштабы переноса урана в межгорных артезианских бассейнах. Учитывая, что среднее содержание урана в подземном химическом стоке со стороны горного обрамления составляет – $6\cdot10^{-7}$г/л (0,008 Бк/л) и время становления бассейнов Минусинской впадины (верхний девон – 370 млн лет), то количество урана, перемещенного пластовыми водами, оценивается величиной 62 м^3/с х 370 млн лет х $6\cdot10^{-10}$ т/м^3 = $434\cdot10^6$ т, т.е. намного превышает прогнозные запасы во всех урановых месторождениях [2]. Эта цифра не оставляет сомнений в потенциальной возможности образования месторождений из обычных фоновых вод инфильтрационного генезиса.
3. Совершенно не изучено поведение тория в подземных водах рассматриваемого региона. Характер поведения тория в подземных водах крайне необходимо изучать в связи с перспективой использования тория в качестве энергетического сырья.
4. Обращает на себя внимание тот факт, что при формировании радиационно-гигиенических нормативов (СанПиН-559-96) не были учтены известные данные о радионуклидном составе природных вод. Утвержденные контрольные уровни по $\sum\alpha$, β-активности являются неоправданно завышенными и не имеют никакого серьезного обоснования. Обычная природная вода, особенно подземная, превышает контрольный уровень $\sum\alpha$-активности в 80–90% случаев, т.к. естественный природный фон по этому показателю составляет для средней полосы России 0,04–0,36 Бк/л, а для Южных районов Красноярского края – 0,108–0,725 Бк/л.

Дальнейшее изучение радиоактивных свойств подземных вод в регионе рекомендуется провести на основе выполнения ряда направлений, а именно: радиогидрогеохимическое картирование масштаба 1:50000 (1:25000); постановка радиационно-гигиенических исследований на площадях с максимальными концентрациями радиоэлементов в водах; изучение радиологических свойств лечебных минеральных вод региона; ради-

ационно-гигиенические исследования рапы и донных осадков соленых и горько-соленых озер.

Литература

1. *Альтовский М.Е. Методические указания по составлению гидрогеологических карт масштабов1:1000000 – 1:500000 и 1:200000 – 1:100000. – М. : Госгеолтехиздат, 1960.*
2. *Андерхилл Д.Х., Бойцов А.В., Наумов С.С., Тарханов А.В. Мировые запасы, производство и потребление урана – Красная книга 1999 // Уран на рубеже веков: природные ресурсы, производство, потребление : тез. докл. межд. симп. по геологии урана. – М., 2000.*
3. *Бахур А.Е., Малышев В.И., Мануилова Л.И., Зуев Д.М. Система и методы контроля радиоактивности природных вод // Разведка и охрана недр. – 1998, ноябрь.*
4. *Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. Санитарные правила и нормы. СанПиН 2.1.4.559-96/. – М. : Госкомсанэпиднадзор России, 1996.*
5. *Природные условия Красноярского края. – М. : Академия Наук СССР, 1961.*
6. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во Том. политехн. ун-та, 1997.*
7. *Кузьмин В.В., Домаренко В.А. Отчет о результатах научно-исследовательской работы: "Радиогидрогеохимическое районирование территорииюжных районов Красноярского края и Республики Хакасия масштаба 1:500000". – Красноярск ; п. Сушиновка, 2001.*
8. *Куркатов С.В., Торотенков Н.А., Комиссарова Н.В. Оценка санитарно-гигиенического состояния питьевого водоснабжения населения Красноярского края. – Красноярск : Центр государственного санитарно-эпидемиологического надзора в Красноярском крае, 1999.*

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ПРИКАСПИЯ

С.Н. Досбергенов

Казахский научно-исследовательский институт почвоведения и агрохимии,
г. Алматы, Казахстан, saparov@nursat.kz

RADIOACTIVE POLLUTION SOIL THE CASPI REGION

S.N. Dosbergenov

Institute of Soil Sscience and Agrochemistry after U.U. Uspanov, Almaty, Kazakhstan

Abstract. *Sites of radioactive pollution of a soil cover break ecological balance ecosystem and sanitary-ecological condition of region. Under dry deserted climate radionuclides are inactive, practically are not born from a soil structure and collect in humus horizon, representing the big danger to alive organisms.*

Радиоактивное загрязнение появенного покрова Прикаспия фиксируется на полигонах испытания ракето-ядерного оружия, местах добычи, переработки и хранения редкоземельных руд, а также на технологическом оборудовании нефтепромыслов Озен-Жетыбайского месторождения.

На стыке Атырауской и Западно-Казахстанской областей около 50 лет (до 1991 г.) действовали Государственный центральный, Государственный летно-испытательный, Азгирский атомный полигоны. Последние два полигона известны как Капустин Яр, центр которого находится в Атырауской области на общей площади 1,4 млн га (Курмангазинский, Жылыойский, Кызылкогинский районы).

Ракетно-ядерный полигон Капустин Яр был создан в 1949 г. на общей площади 605 млн га. На полигоне испытано 177 образцов военной техники, уничтожено 619 ракет СС-20, выброшено в атмосферу и поступило в почву свыше 30 тыс. т высокотоксичных веществ. Ядерные взрывы на полигоне производились с целью отработки технологии создания в теле соляных куполов подземных емкостей для хранения различных отходов, в том числе радиоактивных. На соляно-купольном массиве Большой Азгир в 1969–1979 гг. в 11 скважинах на глубине от 61 до 1500 м проведено 17 ядерных взрывов общей мощностью от 1,1 до 100 килотонн тротилового эквивалента. На ракетном полигоне Тайсойган взорвано 24 тыс. ракет, в том числе 19 тыс. – СС-20.

В результате ракетно-ядерных испытаний значительная территория почвенного покрова оказалось загрязненной радионуклидами тяжелыми металлами, остатками ракетного топлива (гептил, самин, меланж), замусорена обломками ракет.

Содержание цезия-137 в почвах превышает ПДК(530 Бк/кг) в 10 раз и более (табл. 1). Причем гамма-излучение здесь изменилось от 10 до 100 мкР/ч. Концентрация плутония-238 в почвах колеблется от 0,02 до 0,6 Бк/кг, плутония-239 и 240 – 1,6–5,9 Бк/кг, что в 2 раза выше их фонового содержания (глобальное веподение в среднем равно 1,15).

Мониторинговые наблюдения показали: средняя мощность дозы гамма-излучения на бурных почвах по Азгирского полигона составила 6–16 Мкбэр/ч, песчаных барханах – 4–6, такырах –12–15, местами – 18. Средняя плотность потока бета-частиц равна 6–10 част/см^2 мин.

Таблица 1. *Содержание радионуклидов в почвах площадки ядерного взрыва А-1 на полигоне Азгир, Бк /кг*

Проба	Калий-40	Радий-226	Торий-232	Цезий-137
102-1	190	27	73	702
102-2	676	25	43	2242
102-3	111	26	41	5814

Средние значение удельной и объемной активности внешней среды изменяются незначительно (табл. 2).

Таблица 2. *Усредненная суммарная активность внешней среды в районе Азгирского ядерного полигона*

Годы наблюдений	Удельная активность		Объемная активность
	почва, n·10^{-8}, Ки/кг	растительность, n·10^{-9}, Ки/кг сырого веса	вода из источников водоснабжения, n·10^{-11} Ки/л
1965	2,0	7,0	4,0
1966	2,3	8,5	3,5
1968	2,2	8,4	2,3
1970	1,8	6,7	2,5
1976	1,7	6,5	3,2
1978	1,8	6,5	1,6
1980	1,2	6,4	1,9
1983	1,2	5,3	1,4
1984	2,1	5,0	1,9
1986	1,9	14	3,0
1990	2,3	5,1	2,3

Таблица 3. *Факторные значения содержания химических элементов в почвах Азгирского ядерного полигона, мг/кг*

Элемент	Фактор-1 (пробы почв с площадок ядерного взрыва)	Фактор-2 (пробы почв с фоновых территорий вне полигона)
Алюминий	0,930	0,134
Кальций	0,650	0,659
Кобольт	0,829	–0,209
Титан	0,812	–0,061
Ванадий	0,786	–0,426
Цирконий	0,707	0,106
Свинец	0,761	–0,218
Олово	0,804	–0,205
Фосфор	0,570	–0,422
Литий	0,926	–0,143
Стронций	0,249	0,900
Барий	0,726	0,564

Таблица 4. *Распределение радиоактивных элементов в профиле почв (п-109)*

Радиоизотоп	Содержание, %				
	Интервалы глубины, см				
	0–5	5–10	10–20	20–30	30–40
Стронций-90	24	34	42	Не опр.	Не опр.
Цезий-137	13	40	43		–
Цезий-137	64	12	14		2
Цезий-137	79	13	7		Не
Европий	58	26	13		

Наблюдения показали, что в почве и растениях содержание калия-40 составляет до 92% от суммарной активности, цезия-на уровне глобальных выпадений. В почве присутсвует также радий.

Полученные данные (табл. 3) указывают на значительное превышение химических элементов в провах почв с площадок ядерного взрыва по отношению к фоновому (вне полигона).

Исследования покозывают, что максимальное количество радионуклидов аккумулируется в гумусовом горизонте почвы на глубине 0–20 см (табл. 4). При этом поглощение почвой нуклидов находится в прямой связи с содержанием гумуса, поглощенных оснований, pH средины, ила и полуторных окислов, состава почвенных минералов, особенно группы монтмориллонит и гиослюды. Радионуклиды выполняют в почве роль обенных основений. Большое значение имеют такжы химические свойства радионуклидов и степень их растворимости в почвенном растворе. Для одной и той же почвы.

Поглощение нуклидов возрастает в ряду: ^{106}Ru, ^{90}Sr, ^{144}Ce, ^{137}Cs, а прочность их связи с почвой, в ряду: ^{90}Sr, ^{106}Ru, ^{95}Zr, ^{144}Ce, ^{137}Cs [1].

Собранная на техплощадкая ядерного взрыва растительность содержала радионуклидов до 6600 Бк/кг, что указывает на их миграцию из почвы в растения.

Данные таблицы 5 свидетельствует о том, что в составе растительности полигона обноруживается максимум всех элементов, причем содержание их во много раз прывышает порог токсичности. Для растений особенно токсичны кадмий, свинец, цинк, медь, хром, ртуть, мышьяк, которые способны вызывать тяжелые заболевания у животных и человека.

В Нарын-песках, прилежащих к Азгирскому полигону, концентрация цезия превшает ПДК в 137 раз, кадмия – в 80–120, стронция – в 150, свинца – в 80 и нитрата – в 8,8.

Подземные пустоты в соляных куполах объемом от 10000 до 240000 млн м^3, на глубине 165–1500 м и более, оставшиеся после ядерных взрывов, содержат радиоактивные вещества суммарной активностью более 1 млн Кюри альфа-бета-гамма нуклидов.

Проведенные опробования свидетельствуют о заряженности подземных вод биологически вредными веществами, которые относятся к загрязненным отходам первой категории. Загрязнение водоносных горизонтов происходит по трещинам или разломам, образовавшимся в теле соляных куполов при ядерных взрывах. С ними связано просачивание и выход на поверхность альфа-бета-гамма активных элементов и загрязнение окружающей среды, включая грунтовые воды, почвенно-растительный покров и животный мир.

Радионуклиды присутствуют в подземных водах (табл. 6), что свидетельствует об их утечке с водой.

Проведенные в 1992 г. Санкт-Петербургским университетом, исследования на Азгирском полигоне (свх. Балкудуский) установили повышенное количество в почвах и растениях стронция, кобальта, серебра, молибдена, свинца, никеля, магния и марганца, содержание которых превышает порог токсичности для человека и животных (табл. 7).

Таблица 5. *Химически состав растительности на ядерном полигоне Азгир и фоновой территории (мг/кг сухой массы)*

Элемент	На ядерном полигоне (n=65)			На фоновой территории (n=27)			Х полигоне	Критерий	Порог токсичности,
	Среднее (Х)	Минимум	Максимум	Среднее (Х)	Минимум	Максимум	Х фоне	Стьюдента	мг/кг сухой массы
Кремний	96004,2	1120	52200	7135,2	200	20850	1,4	1,7	–
Алюминий	846,5	40	8352	416,6	10	1165	2,1	2,7	–
Магний	2017,8	244,5	5444	2138,9	100	5526	0,9	0,4	700–1400
Кальций	4590,1	405,5	20496	5064,1	200	14440	0,9	0,6	–
Железо	662	26	6264	396,9	25	1312	1,7	1,9	–
Марганец	41,9	4	239,1	44,7	1	100	0,9	0,3	70
Никель	2,3	0,2	23,9	14,0	0,01	5,8	1,7	1,7	6–7
Кобальт	0,8	0,01	8,3	0,4	0,01	1,9	1,9	1,9	2
Титан	36,5	2	624,4	11,7	0,2	46,6	3,1	2,3	380
Ванадий	2,9	0,1	41,8	1,7	0,02	7,5	1,7	1,6	–
Хром	6,0	0,2	68,3	3,1	0,05	9,4	1,9	1,9	–
Цирконий	13,0	1,0	51,2	11,5	0,5	29,5	1,1	0,9	–
Медь	14,1	0,8	68,3	13,8	0,2	41,9	1,0	0,3	25
Свинец	1,9	0,01	17,1	1,6	0,015	7,5	1,2	0,7	5
Цинк	9,2	1,0	36,1	6,5	0,2	20,6	1,4	1,9	100
Олово	0,2	0,01	10,4	0,5	0,01	2,1	1,8	2,1	5
Фосфор	1514,8	4,0	2421	1578,0	34	5622	1,0	0,3	12000
Стронций	45,9	0,01	520,0	67,0	0,01	320,6	0,7	1,2	100
Барий	33,7	0,01	219,3	28,0	0,01	72,2	1,3	1,2	–

Таблица 6. *Содержание радионуклидов в подземных водах Азгирского полигона*

Годы	Цезий-137 в технологических площадках				Стронций-90 в технологических площадках			
	A-I		A-IV		A-I		A-IV	
	Бк/л	Ки/л	Бк/л	Ки/л	Бк/л	Ки/л	Бк/л	Ки/л
1989	–	–	0,21	5,6	–	–	0,075	2,0
1990	161	4,40	0,36	9,7	14,8	4,0	0,03	8,0
1991	141	8,1	0,84	2,3	–	–	–	–

Таблица 7. *Содержание химических элементов в почвах Азгирского полигона, %*

Элемент	Вариация содержания	Элемент	Вариация содержания
Стронций	0,05	Молибден	0,0001–0,0004
Кобальт	0,0005–0,002	Марганец	0,02–0,05
Серебро	$3 \cdot 10^{-6}$	Титан	0,07–0,4
Никель	0,002–0,015	Цирконий	0,01–0,02
Свинец	0,002–0,015	Ниобий	0,003–0,002
Хром	0,002–0,015		

На Азгирском полигоне местами отмечается радиоактивное загрязнене в дозе от 77 до 1500 кюри нуклидов и от 150 до 50000 бетаактивных расшепляющихся радиоактивных веществ. До 80% зегрязнителей приходится на радиоцезий-137 и 18% – на радиостронций-90 при отношении цезия к стронцию от 3,3 до 30,5. Максимальное загрязнение на техплощадках достигает 23 кГк/кг /215.

Общая радиоактивность ядовитых газов (ксенон, криптон, теллур, и др.) на Азгирском полигоне, выброшенных а атмосферу после ядерных взрывов, оценивается в 10 млн Кюри [1].

Среди насиления, прожывающего на территории, прилегающей к Азгирскому и Тайсойганскому полигонам (32 тыс. человек), отмечается высокий уровень заболеваемости анемей, сердечно-сосудистой системы, костной ткани, раком, осложнений беременности и родов у женщин, туберкулезом и, осебенно, психики. Убольшинства жителей ослаблен иммунитет в связи с низким содержанием в крови гемоглобина (иммуноглобулина). Все это свидетельствует о необходимости проведения эффективной дезактивации и рекультивации почвенного покрова полигонов, оргнизации постоянного мониторинга за радиологическим и токсикологическим состоянием территории.

Литература

1. *Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобального выподения. - М. : Атомиздат, 1974. – 215 с.*

БЕРИЛЛИЙ-7 В АТМОСФЕРНЫХ ОСАДКАХ И РАСТЕНИЯХ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

С.В. Дружинин, Г.П. Киселев

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, kiselevgp@yandex.ru

BERYLLIU-7 IN ATMOSPHERIC PRECIPITATION AND PLANTS OF THE ARKHANGELSK REGION

S.V. Druzhinin, G.P. Kiselyov

Institute of Ecological problems in the North, UB the Russian Academy of Science, Arkhangelsk, Russia

Abstract. *This work contains data about quantity cosmogeneous radioactive isotope ^{7}Be in aerosols of air, atmospheric precipitation and plants of the Arkhangelsk region. ^{7}Be collects in a vegetative part of plants. Plants accumulate its big quantity from small concentration in air and atmospheric precipitation for a short time interval.*

^{7}Be – радиоактивный изотоп естественного происхождения. Образуется в верхних слоях атмосферы под действием протонов космического излучения на ядра атомов азота по реакции – $^{14}N(p,2\alpha)^{7}Be$. Молекулы соединений BeO и $Be(OH)_2$, в состав которых входит ^{7}Be, в атмосфере сорбируются аэрозольными частицами размером не более 1,1 мкм или захватываются дождевыми каплями и снегом [4].

По данным, приведенным в работе [4], в основном ^{7}Be поступает на подстилающую поверхность с осадками; менее 10% – сухим путем. Максимум его концентрации наблюдается на высоте от 17 до 20 км. В среднем около 70% ^{7}Be образуется в стратосфере и 30% – в тропосфере. Средняя его концентрация в нижней стратосфере – 0,11 Бк/м^3, верхней тропосфере – $3{,}7\cdot10^{-3}$ Бк/м^3, приземном слое воздуха – 12 атомов / л воздуха и сильно зависит от времени года. Средняя удельная активность ^{7}Be в дождевой воде равна 0,7 Бк/л, в снеге – примерно 0,2 Бк/л талой воды, в атмосферных аэрозолях составляет 1,1–3,0 мБк/м^3 [4].

Активность изотопа ^{7}Be изучалась рядом авторов в некоторых объектах окружающей среды, результаты этих исследований показаны в таблице 1.

Космогенный радионуклид ^{7}Be с атмосферными осадками и аэрозолями поступает на поверхность земли, включается в компоненты природной среды. Так он вводятся в гидросферу, где средняя удельная активность его в озерах и реках – $7\cdot10^{-3}$ Бк/л, поверхностных водах океана – $2\cdot10^{-3}$ Бк/л. Таким же образом ^{7}Be с атмосферными осадками поступает и в верхние слои почвы, но его активность в почвах очень низка [4].

Для определения активности ^{7}Be в атмосферных осадках отобраны пробы в период с ноября 2006 по март

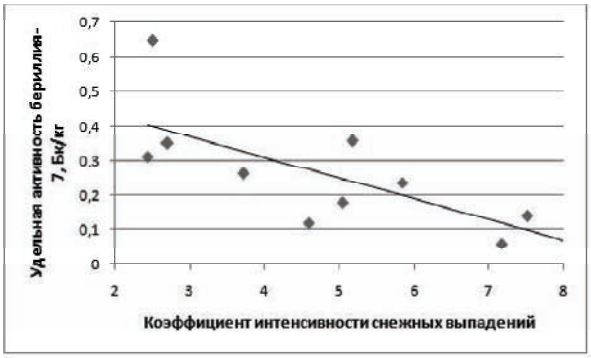


Рис. 1. *Зависимость удельной активности ^{7}Be от коэффициента интенсивности снежных выпадений*

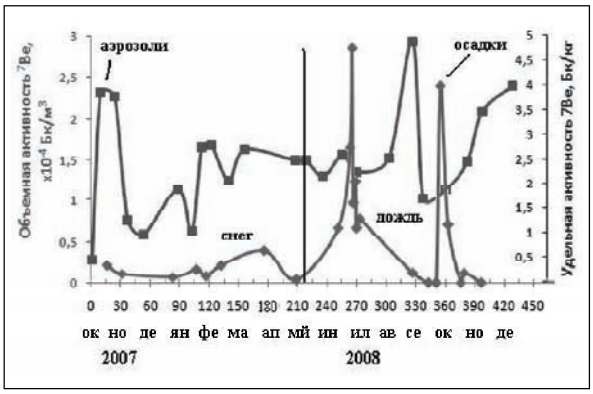


Рис. 2. *Активность ^{7}Be в аэрозолях и осадках в г. Архангельске*

Таблица 1. *Активность ^{7}Be в объектах окружающей среды*

Объект	Объем пробы	Метод концентрирования	Активность ^{7}Be
Атмосферные аэрозоли, Египет [6]	1800 м^3	Прокачивание через фильтр	от 1,1 до 3,0 мБк/м^3
Морская вода, Атлантика [7]	2–4 м^3	Сорбция на Al_2O_3	13,7 Бк/м^3
Снег, Белое море [4]	12–15 л талого снега	Упаривание	от 2,8 до 2,9 Бк/л
Дождевая вода, Швейцария [5]		Соосаждение с $Fe(OH)_3$	от 0,9 до 9 Бк/л

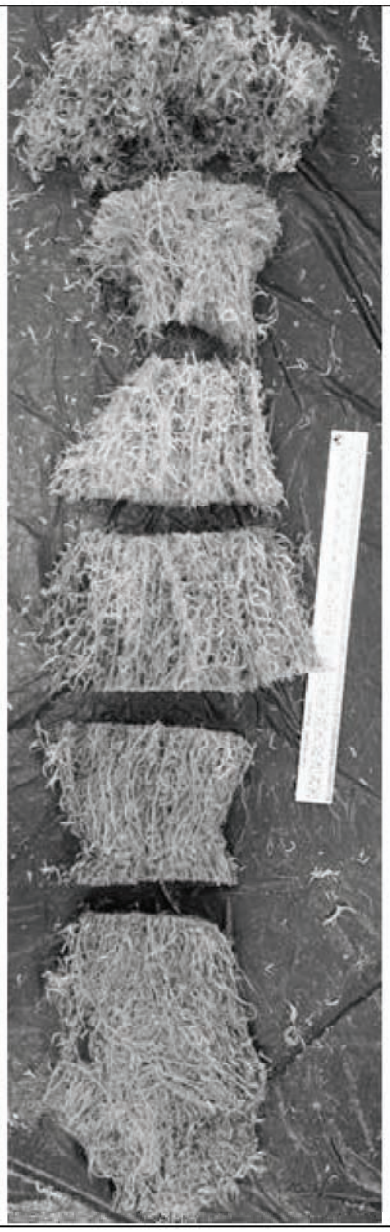
Сфагнум – Sphagnum Дата отбора: 22.10.2007	Активность изотопов, Бк/кг	Сфагнум – Sphagnum Дата отбора: 22.10.2008	Активность изотопов, Бк/кг
	^{7}Be – 251 ^{137}Cs – 65 ^{40}K – 171 ^{226}Ra – 20 ^{232}Th – < 1		^{7}Be – 132 ^{137}Cs – 71 ^{40}K – 211 ^{226}Ra – 8 ^{232}Th – < 1
	^{7}Be – 60 ^{137}Cs – 46 ^{40}K – 190 ^{226}Ra – 17 ^{232}Th – < 1		^{7}Be – 62 ^{137}Cs – 81 ^{40}K – 310 ^{226}Ra – 14 ^{232}Th – < 1
	^{7}Be – < 1 ^{137}Cs – 35 ^{40}K – 141 ^{226}Ra – 11 ^{232}Th – < 1		^{7}Be – < 1 ^{137}Cs – 70 ^{40}K – 292 ^{226}Ra – 16 ^{232}Th – < 1
	^{7}Be – < 1 ^{137}Cs – 34 ^{40}K – 110 ^{226}Ra – 13 ^{232}Th – < 1		^{7}Be – 18 ^{137}Cs – 30 ^{40}K – 166 ^{226}Ra – 11 ^{232}Th – < 1
	^{7}Be – < 1 ^{137}Cs – 20 ^{40}K – 80 ^{226}Ra – 13 ^{232}Th – < 1		^{7}Be – < 1 ^{137}Cs – 32 ^{40}K – 10 ^{226}Ra – 8 ^{232}Th – < 1
			^{7}Be – < 1 ^{137}Cs – 8 ^{40}K – < 1 ^{226}Ra – 19 ^{232}Th – < 1

Рис. 3. *Радиоактивные изотопы в стеблях сфагнума в зависимости от относительного возраста растения*

2007 гг. и с ноября 2007 по ноябрь 2008 гг. в г. Архангельске. Для отбора проб была выбрана стационарная площадка, на которую в период каждого интенсивного выпадения осадков расстилался тент размерами 24 м^2 или бассейн площадью 1,8 м^2. По окончании выпадения снега проба отбиралась с тента в специальную тару (вес отобранной пробы составлял от 13,5 до 49 кг), затем талая, или дождевая вода упаривалась до 1 литра и измерялась в сосуде Маринелли на стинциляционном гамма-спектрометре “Прогресс-2000” с определением в ней активности космогенного радионуклида ^{7}Be.

Несколько проб снега фильтровалась и упаривалась объемом до 1 л, фильтры озолялись до бело-серого состояния и делались измерения одного литра талой фильтрованной выпаренной воды и этой же воды с добавлением золы фильтра. При измерении фильтрованной воды активность ^{7}Be составляла в несколько раз меньше, чем в пробах с добавлением золы. Это указывает на то, что захват ^{7}Be из атмосферы осуществляется аэрозолями, которые в свою очередь захватываются снегом.

В атмосферных осадках в разные периоды времени концентрация ^{7}Be различна. Она зависит от интенсивности выпадения осадков, что подтверждается графиком (рис. 1), чем больше интенсивность выпадения

Таблица 2. *Удельная активность ^{7}Be, ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th в пробах мха Кукушкин лен (дата отбора 19 июня 2008 г.; координаты места отбора N 64° 45.52, E 40° 40.35)*

№ пробы	Масса пробы, г			Зольность, %	Удельная активность изотопов, Бк/кг				
	сухой	озол. черн.	озол. серой		^{7}Be	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
М-К-Л-1-08	581	300	14,84	2,55	216,10	18,74	136,30	4,75	фон
М-К-Л-2-08	640	191	15,82	2,47	51,10	28,47	172,70	2,77	фон
М-К-Л-3-08	300	119	11,58	3,86	23,30	31,22	107,50	3,78	фон

Таблица 3. *Удельная активность ^{7}Be, ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th в пробах мха Кукушкин лен (дата отбора – 10 октября 2008 г.; координаты места отбора – N 64° 45.52, E 40° 40.35)*

№ пробы	Масса пробы, г			Зольность, %	Удельная активность изотопов, Бк/кг				
	сухой	озол. черн.	озол. серой		^{7}Be	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
М-К-Л-1-08	555	193	14,45	2,60	300,5	23,85	208,9	3,14	–0,70
М-К-Л-2-08	561	197	13,55	2,41	34,88	21,77	131,3	9,69	–4,36
М-К-Л-3-08	345	141	8,7	2,52	12,6	32,16	188,7	10,06	–7,70
М-К-Л-сум-08	343	151	8,76	2,55	194,7	29,06	162,4	12,95	1,90
М-К-Л-торф-08	200	100	7,45	3,72	10,1	32,65	58,5	5,59	–2,96

Таблица 4. *Удельная активность ^{7}Be, ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra и ^{232}Th в лишайниках из рода Cladonia, отобранных в октябре 2007 г.*

№пробы	Место отбора	Масса пробы, г			Активность изотопов, Бк/кг			
		сухой	озолен.	^{7}Be	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th
DRJG1-07	Миронова гора	353	88	357,2	103,7	22,9	6,35	<1
DRJG2-07	Урочище Куртяево	263	60	481,2	17,27	31,6	17,36	<1

осадков, тем ниже в них удельная активность ^{7}Be. Коэффициент интенсивности снежных выпадений K = m/t, где m – масса осадков, t – время выпадения осадков.

Максимальная активность ^{7}Be в снеге наблюдалась в период с ноября по декабрь 2006 г (ноябрь – 0,237 Бк/кг, декабрь – 0,312 Бк/кг, ноябрь 2007 г. – 0,357 Бк/кг), минимальная в феврале 2007 г. – 0,007 Бк/кг, с небольшим увеличением в марте 2007 г. – до 0,101 Бк/кг. Исследования же снега показали, что активность ^{7}Be в нем значительно ниже, чем в растениях и составляет от 0,007 до 0,65 Бк/кг, что указывает на слабый поток ^{7}B на поверхность земли со снегом. Для определения активности ^{7}Be и других радиоактивных изотопов в аэрозолях приземного слоя атмосферного воздуха в лаборатории экологической радиологии ИЭПС УрО РАН работает фильтрационная установка, производительностью от 400 до 750 $м^3$/ч.

Метод заключается в фильтрации определенного объема исследуемого воздуха через фильтрующую ткань Петрянова–Соколова, помещенную в фильтродержатели, марлевой основой внутрь, с последующим измерением радиоактивности фильтра или золы, полученной из этого фильтра. Наполненный аэрозолями фильтр Петрянова–Соколова размером 400х400 мм сворачивался и измерялся в геометрии Петри на гамма-спектрометре “Прогресс-2000”, программа которого позволяет измерения гамма-активности фильтра пересчитывать в объемную активность Бк/$м^3$ аэрозолей воздуха. Объемные активности аэрозолей в воздухе г. Архангельска приведены на рисунке 2.

В атмосферных осадках в разные периоды времени концентрация ^{7}Be различна, что показано на рисунке 2. Исследования радиоактивности ^{7}Be в атмосферных осадках и аэрозолях важны для выявления составляющих потока изотопа в природные среды.

Ранее нами проводилось наблюдение за активностью ^{7}Be в хвое ели, мхах, лишайниках и морских водорослях. В ходе наблюдений выяснилось, что поступление ^{7}Be в разные сезоны года в растительность неравномерно, причем, механизм его накопления во мхах и лишайниках не ясен из-за высоких концентраций в растительности и низких концентраций в аэрозолях и осадках [2,3].

Пробы сфагнового мха отбиралась в октябре 2007 г. и октябре 2008 г. на Мироновой горе за г. Северодвинском. Из воды вытаскивались длинные пучки мха, которые разрезались на 5 частей. Каждая такая часть из разных пучков мха набиралась до 3–4 кг сырого веса. Место отбора фиксировалось с помощью спутникового навигатора GPS. Далее в лабораторных условиях пробы высушивалась до воздушно-сухого состояния, чистились от частей других растений, озолялись в муфельной печи при температуре до 400°С, обугливалась, механически уплотнялась и измерялась для определения

удельной активности изотопов. Данные измерения изотопов в стеблях мха приведены в таблице 1.

Возраст мха превышает 10 лет. При скорости роста от 2 до 3 см/год верхняя пятисантиметровая часть имеет возраст около 2 лет. В первой сверху части (активнорастущей) установлены наиболее высокие концентрации ^{7}Be. Во второй части сфагнума возрастом около 4 лет ^{7}Be в 4 раза меньше, чем в верхней части. Полный распад ^{7}Be происходит за 540 дней, то есть, во второй части сфагнума его не должно быть, как это наблюдается в более ранних частях стебля растения. Его присутствие во второй части указывает, что в сфагнуме существует обмен веществами между первой и второй частью (сверху вниз) и, практически, отсутствует между первой и третьей, а так же четвертой и пятой частями. Увеличение концентраций других изотопов снизу вверх указывает, на то, что поток питательных веществ происходит снизу вверх и что питание верхней части сфагнума обеспечивается за счет отмирающих его нижних частей. Здесь мы наблюдаем фракционирование всех изотопов, происходящее в результате роста растения.

Увеличение концентраций других изотопов в сфагнуме снизу вверх указывает на то, что поток питательных веществ происходит также снизу вверх и что питание верхней части сфагнума обеспечивается за счет отмирающих его нижних частей. Здесь мы наблюдаем фракционирование всех изотопов, происходящее в результате роста растения, что видно из рисунка 3.

В растениях накопление ^{7}Be происходит с невероятной скоростью. В пробах, отобранных в октябре 2007 г. и в октябре 2008 г., видно, что максимальная его активность, составляющая 251 и 132,6 Бк/кг соответственно, фиксируется в самой верхней части растения, то есть, растущей части, масса которой невелика по отношению к массе всего растения.

В то же время для мха Кукушкин лен, отобранного на полигоне "Лопоминка", расположенного вдоль дороги на д. Лапоминка в 10–11 км от д. Ижма, распределение радиоактивных изотопов другое, что показано в таблицах 2 и 3.

^{7}Be по стеблю мха распределен следующим образом; в верхней части его количество максимальное, к корневой системе убывает на порядок, то есть, обмен веществ в этом растении происходит как снизу вверх, так и сверху вниз. Таким образом, фракционирование радиоактивных изотопов осуществляется под действием двух противоположно направленных массопереносах. Следует ожидать такое же явление и в других растениях.

Проба М-К-Л-сум-08 является неразделенной на части в отличии от трех верхних проб, представляющих фрагменты стеблей мха кукушкин лен.

Наибольшие концентрации радиоактивных изотопов, определенны в верхней части стеблей кукушкина льна, обусловлены захватом ^{7}Be из атмосферы. В то же время для поддержания роста в эту части растения направлен поток литофильного радиоактивного изотопа ^{40}K и искусственного изотопа ^{137}Cs. Последний поступил на поверхность земли не позднее чернобыльской аварии и мигрирует по растению в процессе его роста. Радиоактивные изотопы, имеющие различные источники являются информативными индикаторами массопереноса в растениях.

Для лишайников, отобранных в этот же период времени так же характерны высокие концентрации ^{7}Be, что показано в таблице 4. К нашему сожалению, исследование радиоактивных изотопов по стеблю лишайника выполнить не удалось из-за сложности сбора одновозрастных проб. Мы предполагаем, что распределение радиоактивных изотопов в лишайниках будет схоже с распределением их в стеблях кукушкина льна.

В лесной подстилке почвы – ^{7}Be не зарегистрировался, в подзолистом горизонте удельная активность ^{7}Be составила 8 Бк/кг, в иллювиальном горизонте так же не зарегистрирован. Это указывает на его низкие концентрации в почвах и на отсутствие его закрепления отмершей органикой.

Определение активности ^{7}Be в атмосферных аэрозолях и осадках позволяет оценить его поступление на поверхность земли. Растения накапливают значительные величины изотопа ^{7}Be из небольших его концентраций в атмосферных аэрозолях и осадках.

Литература

1. *Булдаков В.А., Василенко И.Я. и др. Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества : справ. изд. / под ред. В.А. Филова и др. – Л. : Химия, 1990. – С.77–81*
2. *Варфоломеева К.В., Киселев Г.П., Киселева И.М., Баженов А.В., Зыков С.Б., Дерук А.О., Харева Т.Ю. Основы радиоактивного мониторинга природных сред Архангельского региона : матер. годичной сессии Научного совета РАН по проблемам геоэкологии и гидрогеологии, 23 марта 2006 г. // Инженерно-экологические изыскания в строительстве: теоретические основы, методика, методы и практика / Сергеевские чтения. Вып.8. – М. : Геос, 2006. – С.168–170.*
3. *Варфоломеева К.В., Киселев Г.П., Ластовский А.М. Бериллий-7 в прибрежной зоне Белого моря. Геология морей и океанов : тез. докладов XVI Международной научной школы по морской геологии. Т.1. – М., 2005. – С.71–73.*
4. *Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. – М. : Бином, Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.*
5. *Caillet S., Arpagaus P., Monna F. Factors controlling ^{7}Be and ^{210}Pb atmospheric deposition as revaled by sampling individual rain events in the region of Geneva. Switserland // J. Environ. Radioact. – 2001. – Vol.53. – P.241*
6. *EL-Hussein A., Mohamemed A., Abd EL-Haby M., Ahmed A.A. Diurnal and seasonal variations of short-lived radon progeny concentration and atmospheric temporal variations of ^{7}Be and ^{210}Pb in Egipt // Atmos. Environ. Radioact. – 2001. – Vol.35. – P.43–45.*
7. *Young J.A., Silker W.B. Aerosol deposition velocities on the Pacific and Atlantic oceans calculated from Be-7 measurements // Earth Planet. Sci. Lett. – 1980. – Vol.50. – P.92.*

ОЦЕНКА РИСКА ПРОРЫВА ГОРНЫХ ОЗЕР С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ЕСТЕСТВЕННЫХ УРАН-ИЗОТОПНЫХ ИНДИКАТОРОВ

С.А. Ерохин[1], Т.В. Тузова[2]

[1]Госагентство по геологии и минеральным ресурсам при Правительстве Кыргызской Республики, Бишкек, erochin@list.ru
[2]Институт водных проблем и гидроэнергетики Национальной академии наук Кыргызской Республики, Бишкек, tv_tuzova@mail.ru

ESTIMATION OF THE RISK OF BTAKETHROUGH OF MOUNTIN LAKES APPLYING THE NATURAL URANIUM-ISOTOP INDICATORS

S.A. Erohin[1], T.V. Tuzova[2]

[1]State Geological Agency of Kyrgyz Republic
[2]Institute of Water Problems and Hydro Power of National Academy of Sciences of the Kyrgyz Republic

Abstract. *Results of studying total uranium C content and ratio of its even isotopes $\gamma = {}^{234}U/{}^{238}U$ in the ices and waters of six mountain moraine-glacial lakes of Northern Tien-Shan have been stated in this report. Uranium-isotopic characteristics of main sources of those lakes' feeding have been discovered. Possibilities of use of uranium-isotopic parameters as one of the criteria of danger of moraine-glacial lakes outbursts estimation have been shown.*

Среди опасных природных процессов на территории Кыргызской Республики особой катастрофичностью отличаются селевые потоки, образующиеся при прорывах горных озер. В зону их поражения попадают отработанные урановые и редкоземельные хвостохранилища (Минкуш, Майлису, Каджитсай, Чон-Кемин и др.), населенные пункты, автодороги, линии электропередач и трубопроводы, земледельческие угодья и пастбища. Чтобы предотвратить катастрофические последствия прорывов горных озер, проводится их изучение, которое в Кыргызстане началось в 1966 г. За прошедшие 43 года были обследованы несколько сотен горных озер [1] (рис. 1).

Для этих озер дана оценка прорывоопасности и селеопасности на основе разработанных в процессе обследования критериев, в том числе и с использованием радиоактивных индикаторов [2–5], по которым проводится типизация озер, устанавливается степень (категория) их прорывоопасности, определяется механизм прорыва озера, строится схема прорыва, рассчитывается величина расхода прорывного потока.

По генезису, характеру строения и составу своих плотин горные озера Кыргызстана разделяются на следующие типы (а по особенностям морфологии озерных ванн, по условиям питания и стока – и подтипы): текто-

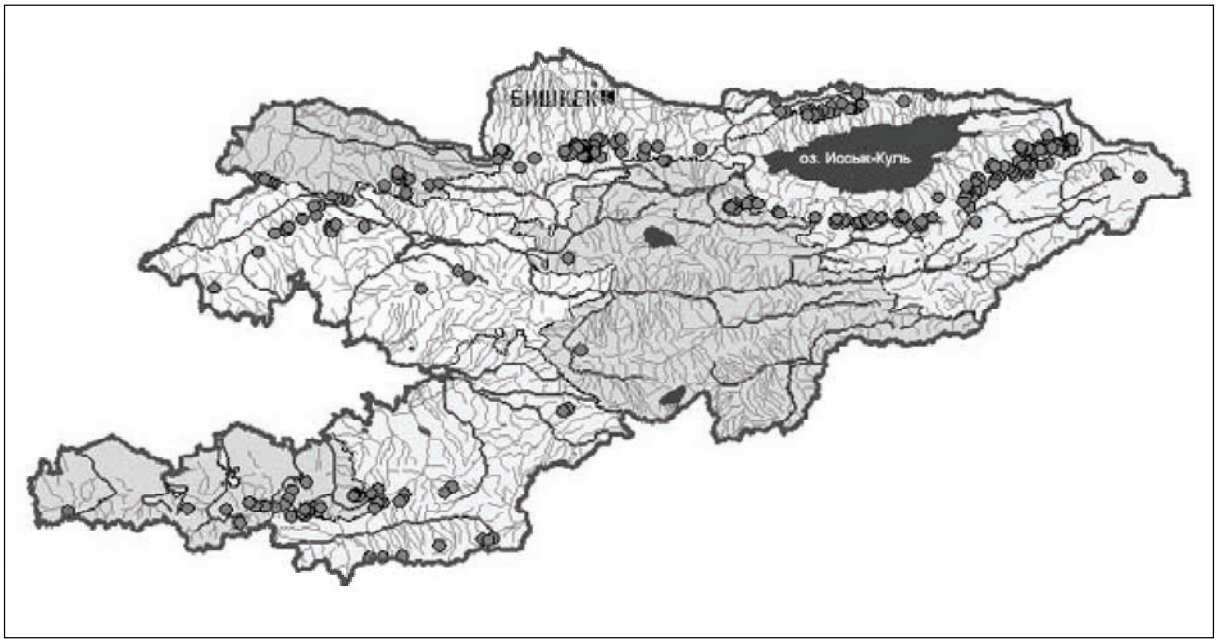


Рис. 1. *Распределение прорывоопасных высокогорных озер на территории Кыргызстана*

нические, ледниковые (термокарстовые, подпруженные, внутриледниковые), моренно-ледниковые (озера внутриморенных депрессий и термокарстовых воронок), моренные, морено-ригельные, ригельные, завальные (завально-обвальные, завально-оползневые и завально-селевые). Из них наиболее прорывоопасными являются морено-ледниковые озера, поскольку они могут прорываться как поверхностным, так и подземным путем при протаивании не только их дамб и плотин, но и сложенной моренными отложениями ванны.

По степени прорывоопасности морено-ледниковые озера можно разделить на три категории:

1) озеро находится в стадии прорыва и требует внимания с целью предупреждения возможных катастрофических последствий прорыва;
2) озеро приближается к стадии прорыва, однако непосредственной угрозы в настоящее время нет. На озере должны быть поставлены режимные наблюдения;
3) озеро имеет предпосылки к прорыву в будущем, однако в настоящее время оно безопасно и должно обследоваться ежегодно в процессе аэровизуальных наблюдений.

Оценка прорывоопасности озер по категориям позволила выработать следующие рекомендации по устранению или уменьшению их опасности:

– проведение наземного обследования плотин наиболее прорывоопасных озер с целью определения механизма прорыва и расчета расхода прорывного потока;
– обследование селевых очагов вдоль русла прорывного потока;
– профилирование селеопасных горных долин с целью определения зон селевого и паводкового поражения;
– проведение профилактических мероприятий против переполнения талыми ледниковыми водами ванны озера;
– строительство селеотводящих дамб, селехранилищ и защитных плотин.

Ранее на основе изучения содержания трития и четных изотопов урана нами [4] показано, что они формируются из трех источников:

1) атмосферные осадки в виде талых вод из снега и "молодых" льдов;
2) талая вода из "древнего" погребенного льда;
3) талая вода ледника из "молодых" и "древних" льдов.

Понятия "молодой" и "древний" лед являются относительными к разрезу морено-ледниковой толщи: более древний лед залегает ближе к подошве разреза. Оказалось, что воды этих трех типов отличаются по содержанию урана и отношению четных изотопов урана в них. В результате опробования воды из источников формирования морено-ледниковых озер на северном склоне Кыргызского хребта в Северном Тянь-Шане с последующим осаждением урана из проб и определением его изотопного состава, установлено следующее [4–6].

Воды атмосферных осадков характеризуются ультранизким содержанием урана и равновесным соотношением его изотопов (общее содержание урана $C = (0{,}4–0{,}6)10^{-6}$ г/л; соотношение $\gamma = {}^{234}U/{}^{238}U = 1{,}02\pm0{,}02$).

Талые воды погребенных льдов отличаются более высоким содержанием урана и неравновесным соотношением его четных изотопов за счет преимущественного выщелачивания из моренных отложений наиболее подвижного дочернего изотопа ^{234}U ($C=2–30)10^{-6}$ г/л; γ отклоняется от равновесия до 15–20%).

В талых водах ледников содержание урана больше чем в воде первого, но меньше чем в воде второго источника, а соотношение его четных изотопов отличается от 1 меньше, чем г в водах второго источника.

Вода в морено-ледниковых озерах по своим значениям C и γ отличается от талых вод ледника и атмосферных осадков тем больше, чем больше в питании озера доля погребенных льдов, слагающих борта и днища озерных ванн и тоннелей каналов стока, что свидетельствует о нестабильности озера и повышении вероятности его прорыва.

Из шести обследованных на изотопный состав урана озер Северного Тянь-Шаня (три озера Тезтор в бассейне р. Адыгене, оз. Атджайлоо в бассейне р. Кегеты, оз. Кашкасу в бассейне р. Ала-Арча, оз. Туюктор в бассейне р. Тон) самые большие отклонения C и γ были обнаружены в водах озер Тезтор-1, Тезтор-3 ($C=23\pm1$ и $6{,}0\pm0{,}2)10^{-6}$ г/л; $\gamma=0{,}93\pm0{,}01$ и $0{,}90\pm0{,}01$, соответственно) и Атджайлоо ($C=1{,}69\pm0{,}05)10^{-6}$ г/л; $\gamma=0{,}89\pm0{,}01$). Первые два озера прорывались уже несколько раз после нашего обследования, последний прорыв был в 2004 г., после чего оз. Тезтор-3 прекратило свое существование. Оз. Атждайлоо прорвалось в 1997 г. и сейчас находится на прорывоопасной стадии развития.

Остальные озера в течение последних 17 лет оставались стабильными. Изотопные параметры в их водах во время опробования на изотопный состав урана (июль-август 1991 г.) были близки к параметрам талых вод ледников: для озера Тезтор-2 $C=(1{,}14\pm0{,}03)10^{-6}$ г/л; $\gamma = 1{,}00\pm0{,}02$; для озера Кашкасу $C=(1{,}39\pm0{,}06)10^{-6}$ г/л; $\gamma = 1{,}06\pm0{,}01$; для оз. Туюктор $C=(1{,}39\pm0{,}06)10^{-6}$ г/л; $\gamma = 1{,}06\pm0{,}01$.

Данных о временных вариациях соотношений четных изотопов урана в водах высокогорных озер к настоящему времени в мире нет. Но постановка режимных наблюдений за такими вариациями крайне необходима, поскольку проведенные нами исследования показали перспективность уран-изотопного метода как для определения источников питания высокогорных озер, так и для оценок риска их прорывов.

Литература

1. *Ерохин С.А. Инженерно-геологическое изучение плотин (моренно-ледниковых комплексов) высокогорных селеопасных озер, селевых очагов и селеопасных горных долин Киргизии / Фонды Госгеолагентства КР. – Бишкек, 2000. – 154 с.*
2. *Ерохин С.А., Шатравин В.И. Гляциальные озера как гидроэкологические объекты и факторы их прорывоопасности // Вода и устойчивое развитие Центральной Азии. Бишкек / Ин-т водных проблем и гидроэнергетики НАН КР ; Фонд "Сорос-Кыргызстан". – 2001. – С.93–98.*
3. *Erohin S.A. Outburst Lake Petrov // Study of the Issik-Kul Lake Hydrodynamics with the Use of Isotopic Methods. – Part II. – Bishkek : Ilim, 2006. – P.132–140.*

4. *Тузова Т.В., Романов В.В., Власова Л.В., Ерохин С.А., Жердев А.А., Шатравин В.И. Уран и тритий в ледниковых озерах Северного Тянь-Шаня // Водные ресурсы. – 1994. – Т.21, №2. – С.236–239.*

5. *Тузова Т.В., Шатравин В.И. Особенности формирования изотопного состава урана во льдах и водах высокогорного литогенеза // Изв. АН КР. – 1994, №3. – С.55–59.*

6. *Tuzova T.V. Investigations of Waters of the Issyk-Kyl Basin with the Use of Uranium Isotopic Method // Study of the Issyk-Kyl Lake Hydrodynamics with the Use of Isotopic Methods. – Part II / Institute of Water Problems and Hydropower, NAS KR:ISTC. – Bishkek : Ilim, 2006. – P.102–108.*

СТАНОВЛЕНИЕ, РАЗВИТИЕ И ПРИМЕНЕНИЕ РАДИОГРАФИЧЕСКИХ МЕТОДОВ АНАЛИЗА В НАУКАХ О ЗЕМЛЕ

С.М. Жмодик[1], А.Г. Миронов[2], Л.П. Рихванов[3]

[1]*Институт Геологии и Минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, zhmodik@uiggm.nsc.ru*
[2]*Геологический Институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия, mironov@gin.bsc.buryatia.ru*
[3]*Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru*

THE FORMATION, DEVELOPMENT AND APPLICATION OF RADIOGRAPHICAL METHODS IN GEOLOGY

S.M. Zhmodik[1], A.G. Mironov[2], L.P. Rikhvanov[3]

[1]*Institute of the Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia*
[2]*Geological Institute SB RAS, Ulan-Ude, Russia*
[3]*Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia*

Для решения актуальных проблем в различных направлениях геологии, геохимии и минералогии кроме данных о валовом содержании анализируемых элементов необходимо располагать сведениями об их пространственном распределении и локальной концентрации в изучаемых объектах. Несмотря на значительный прогресс в создании новых методов и техники для локального анализа осадков, горных пород, руд и минералов, таких как: сканирующая и просвечивающая электронная микроскопия, электронное и ионное микрозондирование, лазерный микроанализ, – в то же время исследования с применением радиографических методов активно проводятся, а методы радиографии в различных ее вариантах активно совершенствуются. В данном случае имеются в виду, прежде всего, методы авторадиографии, при которой излучателем является элемент, входящий в состав исследуемого вещества, а не дефектоскопия (рентгеновские снимки), метод, широко применяемый, например, в литологии, который также часто называют радиографией, хотя, несомненно, правильнее его называть, например, рентгеновской томографией [1].

Согласно ранее общепринятому определению, радиография – это метод исследования различных объектов, использующий воздействие излучения естественного или искусственного (активированного) радиоактивного изотопа на фотослой. Авторадиография – метод, используемый для определения положения и количества радиоактивных элементов в исследуемом веществе по фотографическому воздействию [2], или "радиография" (авторадиография) – это метод получения фотографических изображений в результате действия на фотослой излучений радиоактивных элементов, *находящихся в самом исследуемом объекте* [3–5]. Современное определение сводится к следующему: "Авторадиографией называют метод определения расположения источников ионизирующих излучений (индикаторов химических элементов и соединений) по изображению их дозного поля – авторадиограмме" [6]. В дальнейшем будем использовать термин радиография, подразумевая именно авторадиографию, то есть метод, позволяющий выявлять с помощью ядерных фотоматериалов или твердотельных трековых детекторов пространственное распределение и количественные соотношения естественных радиоактивных элементов или искусственных радионуклидов, находящихся в самом исследуемом объекте, по изображению их дозного поля.

В 1896 г. А. Беккерель фактически впервые применил метод радиографии, с помощью которого была открыта радиоактивность. В 1919 г. Л.В. Мысовский разработал метод выявления следов заряженных частиц в толстослойных фотопластинках [3, 7], что позволило создать радиографические методики, эффективно использованные в биологии и металлургии, а затем и в геологии [3, 8–11]. В 1959 г. с помощью электронной микроскопии были обнаружены следы осколков спонтанного деления урана в слюде, а в 1962 г. – во многих других минералах благодаря обнаруженному эффекту химического травления треков [12–14]. Возможность изучения треков заряженных частиц в различных минералах и материалах в световом микроскопе, благодаря их предварительному травлению, явилось новым этапом в развитии радиографических методов. Возникла целая отрасль создающая неорганические (мусковит, фтор-флогопит) и полимерные (CN, LR, CR, лексан, макрофол) трековые детекторы, позволяющие с высокой эффективностью (до 90,5%) регистрировать альфа-частицы и осколки деления ядер. С другой стороны, активизировались исследования в направлении ядерных реакций, протекающих в результате воздействия различных источников

и при различных режимах активации: нейтронная с фильтрами (кадмий, бор, индий), дейтронная, ионная, протонная и другие. Обобщая существующие на сегодняшний день подходы и разновидности процессов активации и регистрации, можно выделить несколько типов радиографических методов.

I-1. Радиография естественных радиоактивных элементов – урана, тория, радия с использованием рентгеновских пленок (PT, PM, AF), ядерных фотопластинок (MP, A-2), съемных и жидких ядерных эмульсий (A-2, MP, K-106) [15–18]. По существу дела, это фотографический метод, позволяющий достаточно точно устанавливать характер распределения радиоактивных веществ и места их локализации в самых разнообразных объектах: в животных и растительных тканях, в сплавах металлов, минералах и т.д. Фотографический метод позволяет определять величину радиоактивности образца по плотности потемнения фотоэмульсии, вызываемого действием излучения за определенное время, что важно, например, в дозиметрии. В пределах возможностей метода лежит и количественная оценка концентрации радиоактивного изотопа в образце.

В литературе нет единого мнения о названии данного метода. Из всех встречающихся терминов – радиоавтография, авторадиография, радиография и др. – по-видимому, наиболее удачно отражает сущность метода термин *авторадиография.*

При воздействии ядерного излучения на фотоэмульсию и последующей фотографической обработки образуется изображение, которое затем подвергается исследованию. В отдельных случаях может образоваться видимое невооруженным глазом фотографическое изображение (макрокартина), в других изображение можно увидеть, лишь применив микроскоп (микрокартина).

В авторадиографпческом методе рассматривают макро- и микрометод, потому что между ними имеются существенные различия. Так, например, в макрометоде потемнения фотослоя достаточно для проведения визуального анализа или анализа с помощью измерительных приборов. В нем применяются не только специальные фотографические слои, разработанные для авторадиографирования, но и обычные, широко известные фотоматериалы, включая и рентгеновские пленки. Поэтому метод макроавторадиографии более доступен широкому кругу экспериментаторов. Наконец, по затратам времени макрометод имеет существенное преимущество перед микрометодом; результаты его более наглядны.

В свою очередь, микроавторадиографический метод дает весьма подробную картину распределения радиоактивных атомов, что недоступно макрометоду.

Тем не менее, такое деление авторадиографии на два метода во многом условно. И макро-, и микроавторадиографический методы имеют много общего, поэтому порой трудно провести четкую границу между ними.

I-2. Радиография естественных радиоактивных элементов – урана, тория, радия, с использованием твердотельных трековых детекторов (CN, LR, CR), в том числе нитроцеллюлозовой пленки, наносимой на исследуемую поверхность из раствора (Рихванов Л.П., Некрасов М.Д, а.с. №423383 от 14 декабря 1973 г.).В этих случаях преимущественно фиксируются альфа-излучающие компоненты.

II-1. Активационная радиография (бета, гамма и другие) с использованием рентгеновских пленок (PT, PM, AF), ядерных фотопластинок (MP, MK), съемных и жидких ядерных эмульсий (MP, K-106) применяется для изучения пространственного распределения и определения концентраций широкого круга активированных элементов или их радиоактивных изотопов: золото, иридий, серебро, металлы платиновой группы, кобальт, никель, мышьяк, сурьма, тантал, редкоземельные элементы.

II-2. Активационная радиография от осколков деления или альфа-частиц с использованием твердотельных трековых детекторов: мусковит, флогопит, лексан, нитрат целлюлозы, CN, LR, – для изучения пространственного распределения и определения концентраций урана, тория, плутония, америция, бора, лития, бериллия, благородных металлов: золота, платины (при активации много зарядными ионами).

III. Радиография при экспериментальном моделировании геологических процессов породо-, рудо- и минералообразования с применением радиоизотопных индикаторов. В данном случае могут применяться различные пленки, фотопластинки, эмульсии и твердотельные трековые детекторы, поскольку используются радиоактивные изотопы различных элементов: от водорода (тритий), до золота (золото-195, золото-197) и актинидов (уран, торий, плутоний). В истоках данного направления были работы Г.Хевеши, Ф. Панета, С.З. Рогинского, В.Г. Хлопина [3, 11]. Широкий круг экспериментальных исследований по геохимии золота с помощью метода радиоизотопных индикаторов был проведен А.Г. Мироновым с соавторами [19].

В свою очередь, в активационной радиографии по типу активации можно выделить радиографию, проводимую при облучении препаратов нейтронами, заряженными частицами (протоны, дейтроны, гелий-3, альфа, углерод-13 и другие), гамма-излучением. По типу регистрации можно выделить активационную нейтронно-осколочную (n-f радиографию), альфа-, бета-, и другие типы радиографии. Таким образом, авторадиография в большой мере представляет собой исследовательский метод, имеющий большое число вариантов, частных методик, разрабатываемых и применяемых в зависимости от конкретных задач, возникающих при изучении объектов на макро- или микроуровне [15–24 и др.].

В геохимии применение локальных методов исследования необходимо для изучения распределения элементов, находящихся в дисперсном и ультрадисперсном (наноразмерном) состоянии. В последние годы метод авторадиографии успешно используется при исследовании локализации и размерности наночастиц и кластеров благородных металлов. Метод авторадиографии обладает уникальным сочетанием, которое заключается в возможности измерения очень низких концентраций элементов с высокой локальностью на больших площадях исследуемого объекта (n·см^2). Учитывая простоту измерений, наглядность результатов, возможность

работать с различными концентрациями элементов, а также тот факт, что метод позволяет устанавливать пространственное распределение химических элементов в различных геологических объектах, можно с уверенностью говорить о необходимости исследований по разработке новых подходов для использования метода авторадиографии при изучении микронеоднородностей в различных объектах и о важности практического использования этих методик. Метод авторадиографии может широко использоваться в геохимических исследованиях и являться основой для комплексного изучения пространственного распределения и форм нахождения элементов в осадках, породах и рудах, с применением электронной микроскопии (сканирующей и просвечивающей), электронного и ионного микрозонда и других методов локального анализа [20–30 и др.].

Применение методов цифровой обработки активационных авторадиограмм позволяет выделять "полезный сигнал" изображение, отражающее пространственное распределение интересующего элемента в срезе горной породы или руды, а также проводить количественный анализ.

Бета-авторадиограмма представляет собой фотоизображение с различной плотностью почернения в зависимости от концентрации активированных радиоизотопов. Наблюдаемое почернение одной точки на авторадиограмме зависит от содержания элемента в соответствующей точке в образце. Интенсивность почернения может быть скоррелирована с количеством анализируемого элемента [22]. Используя данные микрозондового и нейтронно-активационного анализа, можно производить пересчет плотности почернения в концентрации элементов, получая, таким образом, количественные данные содержания искомых элементов в породах и рудах [25]. После активации природных образцов на бета-авторадиограммах фиксируется значительное количество элементов. Одной из главных проблем, возникающих при обработке таких авторадиограмм, является выделение "полезного сигнала" – изображения, которое отражает пространственное распределение интересующего элемента. Существует несколько подходов к решению проблемы, например:

1) метод вычитания авторадиограмм с введением поправки на количество распавшихся радионуклидов;
2) метод корреляции кривой радиоактивного распада с экспериментальными кривыми, полученными по убыванию плотности почернения в зависимости от времени, прошедшего после облучения образцов (времени остывания).

Нами применялось несколько подходов, но наиболее эффективным оказался метод вычитания. В данной работе показана возможность применения цифровой обработки авторадиограмм для выделения области почернения, соответствующей распределению искомого элемента на авторадиограмме.

В качестве объекта исследования были использованы β-авторадиограммы, полученные с активированного образца золото-пирит-халькопиритовой руды месторождения Каменное через различные периоды времени после нейтронной активации, но с равными экспозициями 1,5 часа. По данным гамма-спектрометрического анализа в данном образце после облучения его тепловыми нейтронами активируются несколько элементов.

Гамма-спектры исследуемого образца свидетельствуют о том, что золото обладает максимальной активностью через 2,2 и 5,5 периодов полураспада ^{198}Au после облучения. С помощью сканирующей электронной микроскопии и микрозондового анализа установлено, что на авторадиограммах Exp2, Exp4 и Exp6 максимальная плотность почернения соответствует самородному золоту в образце. Где: Exp2 – β-авторадиограмма, полученная через 2,6 периода полураспада ^{198}Au после облучения; Exp4 – β-авторадиограмма, полученная через 3 периода полураспада; Exp6 – β-авторадиограмма, полученная через 3,5 периода полураспада. Авторадиограммы фиксируют распределение золота, серы (серый фон), сурьмы и собственных минералов Au в виде микроточек максимального почернения ядерной эмульсии. Пространственное распределение рассеянного золота на авторадиограммах фиксируется в виде участков с высокой плотностью почернения ядерной эмульсии.

Для выделения на площади авторадиограммы участков, соответствующих распределению интересующего элемента, могут быть использованы различные варианты обработки изображений (авторадиограмм) (Ponomarenko et al., 1995; Cole et al., 2002). Наиболее эффективен метод вычитания с введением поправки на количество распавшихся радиоизотопов. Операция вычитания изображения Exp4 из изображения Exp2 позволяет получить картину распределения золота. Произведя операцию деления изображения Exp4 на изображение Exp6, получаем картину, характеризующую во сколько раз интенсивность воздействия на ядерную фотоэмульсию мешающих радионуклидов выше на авторадиограмме Exp4 по отношению к авторадиограмме Exp6. Далее, применяя произведение изображений Exp4 x Exp4/Exp6, вводим, таким образом, поправку на присутствие в изображении Exp4 изображения распределения радиоизотопов в количестве, равном количеству рас-

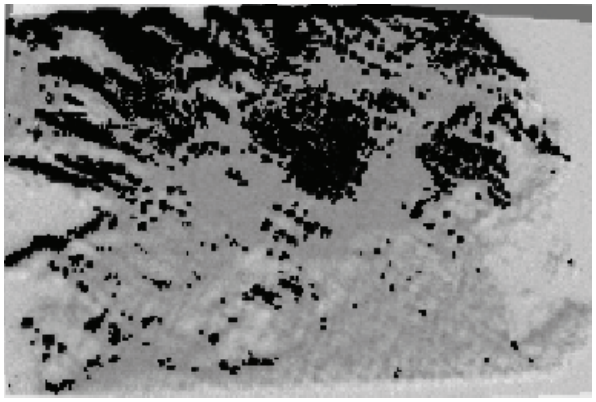


Рис. 1. *Результат математической обработки авторадиограмм Exp2, Exp4 и Exp6. Черный цвет соответствует распределению золота в образце золото-пирит-халькопиритовой руды месторождения Каменное*

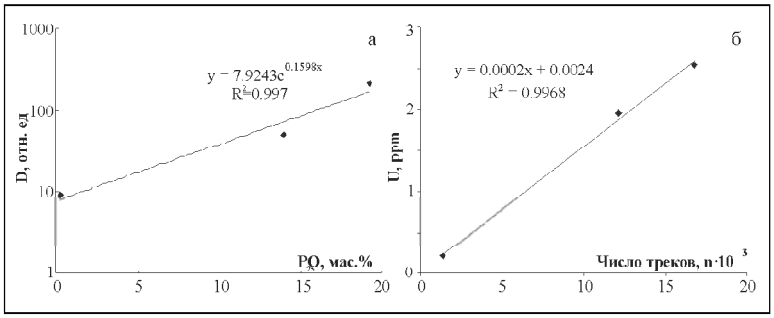


Рис. 2. *Калибровочные кривые, построенные а) по методу внутреннего стандарта; б) по методу внешнего эталона*

павшихся нуклидов за период времени, прошедший между радиографиями Exp2 и Exp4. Следовательно, картина распределения золота (G) получается в результате операций, описываемых уравнением:

$$G = Exp2 - Exp4 \times Exp4 / Exp6$$
$$\text{при } t_{Exp2-Exp4} = t_{Exp4-Exp6}, \quad (1)$$

где $t_{Exp2-Exp4} = t_{Exp4-Exp6}$ – время, прошедшее между авторадиограммами Exp2 и Exp4; Exp4 и Exp6.

Формула (1) основана на использовании величины отношения двух авторадиограмм, полученных через небольшой промежуток времени. A_i/B_i – const для *i*-го радиоизотопа; A_i, B_i – изображения двух последовательно полученных авторадиограмм. Величина отношения интенсивности излучения радиоизотопа в зависимости от времени для каждого радиоизотопа будет постоянной, зависящей от периода полураспада. По величине отношения можно выделить интересующий элемент. После проведения подобных операций получена картина распределения золота (рис. 1).

Естественно, что представленные способы выделения из многокомпонентной системы распределения одного элемента возможны при условии пропорциональности оптической плотности эмульсии и интенсивности излучения [25, 31], а операция вычитания авторадиографических изображений для получения картины распределения искомого элемента имеет смысл при условии линейной зависимости между степенью почернения ядерной фотоэмульсии и временем "остывания" препарата [25]. При выполнении этого условия также можно проводить количественный анализ авторадиограмм. Для определения концентраций элементов по данным бета-авторадиографии используется метод внутреннего стандарта. С помощью методов гамма- и бета-спектрометрии определяется состав радионуклидов. Затем определяется концентрация элемента микрозондовым методом в нескольких точках препарата. Этих данных достаточно для построения калибровочного графика в координатах "концентрация – плотность почернения" методом интерполяции. Полученное уравнение калибровочной кривой используется для перевода значений плотности почернения в концентрации элемента (рис. 2а).

Кроме того, для получения значений концентраций элемента по данным авторадиографии нами использован метод внешнего эталона. Эталоны – различные твердотельные трековые детекторы, содержащие естественную или специально введенную примесь изучаемого элемента. Основным требованием к эталонам является равномерное распределение элемента в объеме эталона. Нами в качестве эталонов при определении урана методом нейтронно-осколочной авторадиографии использовались природные стекла (обсидианы и океаническое базальтовое стекло) с известными концентрациями и равномерным распределением по объему урана, а также высушенный силикатный клей (жидкое стекло) с известным содержанием урана и его изотопным составом [35]. Эталоны облучаются в ядерном реакторе одновременно с исследуемыми образцами. После облучения детекторы подвергаются травлению. Затем производится подсчет треков с использованием микроскопа и пересчет их числа на единицы площади. Зная концентрацию элемента в эталоне до облучения, можно построить калибровочную кривую зависимости плотности распределения треков от концентрации (рис. 2б).

Таким образом, применение цифровых методов обработки авторадиограмм позволяет не только визуализировать пространственное распределение элементов в срезе образца, но проводить их количественную оценку. В целом, использование авторадиографического метода в геологических исследованиях, как экспериментальных, так и натурных, дает новую и ценную информацию, получение которой другими способами бывает не только затруднено, но во многих случаях невозможно, а исследования в области радиографических методов выявляют новые перспективы применения метода [32–34, 36–37].

Благодарности

Работа выполнена при поддержке грантов: РФФИ 08-05-90217; 09-05-00662; Научной школы НШ-5736.2008.5; Президиума СО РАН ИП 10; 29; 31; ОНЗ-5.

Литература

1. *Kyle J.R., Ketcham R.A. In situ distribution of gold in ores using high-resolution X-ray computed tomography // Econ. Geology. – 2003. – Vol.98. – P.1697–1701.*
2. *Пелк С.Р. Авторадиография // Справочник по ядерной физике / под ред. Л.А. Арцимович. – М. : ГосИздат физ-мат. литературы, 1963. – С.542–548.*
3. *Радиография. Фотографический метод исследования радиоактивных объектов и его применение в физике, химии, геологии, биологии и металлургии. – М. : ИД, 1952. – 440 с.*
4. *Брук Б.И. Авторадиографическое исследование металлов, применяемых в судостроении. Л. : Судостроение, 1966. – 304 с.*
5. *Роджерс Э. Авторадиография. – М. : Атомиздат, 1972. – 304 с.*
6. *Бабикова Ю.Ф., Гусаков А.А., Минаев В.М., Рябова Г.Г. Аналитическая авторадиография. – М. : Энергоатомиздат, 1985. – 160 с.*
7. *Баранов В.И., Кречмер С.И. Применение фотопластинок с толстым эмульсионным слоем к изучению распределения радиоактивных элементов в природных объектах // Докл. АН СССР. – 1935. – Т.1, №7/8. – С.543–546.*

8. *Бокштейн С.З., Кишкин С.Т., Мороз Л.М. Исследование строения металлов методом радиоактивных изотопов. – М. : ГосИздатОборонПром, 1959. – 218 с.*
9. *Goodman C., Picton D.C. Autoradiogaphy of ores // Phys. Rev. – 1941. – Vol.60. – P.688.*
10. *Goodman C., Thompson G. A. Autoradiogaphy of minerals // Amer. Mineral. – 1943. – Vol.28. – P.456–467.*
11. *Флеров Г.Н., Берзина И.Г. Радиография минералов, горных пород и руд. – М. : Атомиздат, 1979. – 224 с.*
12. *Флейшер Р.Л., Прайс П.Б., Уокер Р.М. Треки заряженных частиц в твердых телах: принципы и приложения. – Ч.2. – М. : Энергоиздат, 1981. – 264 с.*
13. *Fleischer R.L. Tracks to innovation-interplay between science and technology // Radiation Measurements. – 1997. – Vol.28, No.1–6. – P.763–772.*
14. *Шуколюков Ю.А. Деление ядер в природе. – М. : Атомиздат, [19…]. – 272 с.*
15. *Бовье С.Х.У. Методы работы с ядерными имульсиями // Ядерная геология. – М. : Изд-во иностр. литературы, 1956. – С.71–91.*
16. *Поляков А.И. Геохимия тория в щелочных породах Кольского полуострова. – М. : Наука, 1976. – 165 с.*
17. *Коробков В.И. Метод макроавторадиографии. – М. : Высшая школа, 1967. – 242 с.*
18. *Фотографический метод исследования радиоактивных объектов и его применение в физике, химии, геологии, биологии и металлургии. – М. : Атомиздат, 1968. – 133 с.*
19. *Миронов А.Г. и др. Экспериментальные исследования геохимии золота с помощью метода радиоизотопных индикаторов. – Новосибирск : Наука, 1989. – 281 с.*
20. *Beeson Marvin H. Neutron activation autoradiography of Hawaiian xenoliths // Am. J. Science. – 1980. – Vol.280-A. – P.450–470.*
21. *Potts Ph.J. Neutron activation induced Beta autoradiography as a technique for locating minor phases in thin section application to rare earth element and platinum-group element mineral analysis // Econ. Geol. – 1984. – Vol.79, No.4. – P.738–747.*
22. *Флициян Е.С. Активационно-радиографические методы многоэлементного анализа : дис. … докт. физ.-мат. наук. – Дубна : ОИЯИ, 1995. – 81 с.*
23. *Миронов А.Г. Авторадиографический метод в геологических исследованиях // Авторадиографический метод в научных исследованиях. – М. : Наука, 1990. – С.63–70.*
24. *Рихванов Л.П., Сарнаев С.И., Вертман Е.Г. Повышение эффективности минералого-геохимических исследований на основе использования методов радиографии // Авторадиографический метод в научных исследованиях. – М. : Наука, 1990. – С.88–90.*
25. *Жмодик С.М., Золотов Б.Н., Шестель С.Т. Анализ активационных авторадиограмм золота методом цифровой обработки изображений // Авторадиографический метод в научных исследованиях. – М. : Наука, 1990. – С.82–87.*
26. *Русов В.Д., Бабикова Ю.Ф., Ягола А.Г. Восстановление изображений в электронно-микроскопической авторадиографии поверхности. – М. : Энергоатомиздат, 1991. – 216 с.*
27. *Андриянов А.Ю. Авторадиография с использованием различных источников активации и компьютерных способов обработки для определения благородных металлов в геологических образцах : дис. … канд. физ.-мат. наук. – М. : МИФИ, 2004. – 120 с.*
28. *Zhmodik S.M., Verkhovtseva N.V., Mironov A.G., Ilich R. et al. Mapping of uranium and phosphorus in sediments of Lakes Baikal and Issyk-Kul by neutron-induced autoradiography // Radiation Measurements. – 2003. – Vol.36. – P.567–579.*
29. *Верховцева Н.В. Применение авторадиографического метода в геохимических исследованиях : дис. … канд. геол.-мин. наук. – Новосибирск : ОИГГМ СО РАН, 2006. – 112 с.*
30. *Замятина Ю.Л. Изучение истории поступления радионуклидов в окружающую среду на основе f-радиографического анализа годичных колец деревьев : дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск : ТПУ, 2008. – 112 с.*
31. *Nageldinger G., Flowers A., Schwerdt C., Kelz R. Autoradiographic film evaluated with desktop scanner // Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. A. – 1998. – Vol.416. – P.516–524.*
32. *Cole J.M. Nienstedt J., Spataro G. et al. Phosphor imaging as a tool for in situ mapping of ppm levels of uranium and thorium in rocks and minerals // Chem. Geology. – 2002. – Vol.193. – P.127–136.*
33. *Barthe N., Chatti K., Coulon P. et al. Recent technologic developments on high-resolution beta imaging systems for quantitative autoradiography and double labeling applications / / Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. A. – 2004. – Vol.527. – P.41–45.*
34. *Kolotov V.P., Andryianov A. Yu., Shilobreeva S.N. et al. Development of digital gamma-activation autoradiography for the determination of platinum group element inclusions in geological samples // J. Radio Analyt. Nucl. Chem. – 2007. – Vol.271, No.3. – P.671–678.*
35. *Сарнаев, С.И., Рихванов Л.П. Опыт по созданию эталона для определения урана методом f-радиографии // Радиографические исследования в радиогеохимии и смежных областях. – Новосибирск, 1991. – С.75–77.*
36. *Попова В.И. Нейтронно-активационная радиография минералов. – Миасс : ИМин, 1995. – 188 с.*
37. *Картуков Е.В., Меркулов М.Ф. Электронно-микроскопическая авторадиография. – М. : Энергоиздат, 1982. – 152 с.*
38. *Бахур А.Е., Березина Л.А., Иванова Т.М. Радиографические методы исследования природных техногенных объектов // АНРИ. – 2006. – №4. – С.22–30.*

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВАХ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ

Л.В. Жорняк, Е.Г. Язиков

Томский политехнический университет, Томск, Россия, zhornyak_lina@mail.ru

RADIOACTIVE ELEMENTS IN SOILS OF THE URBANIZED TERRITORIES

L.V. Zhornyak, E.G. Yazikov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *In article the data on distribution of radioactive elements in soils in territory of Tomsk with detailed elaboration in areas of an arrangement of the industrial enterprises is presented. Comparisons of maintenances of the given elements in soils of other cities, settlements of Tomsk area and background territory are spent.*

Почвы содержат широкую гамму радиоактивных элементов естественного и техногенного происхождения [5]. Особое внимание к изучению содержаний радиоактивных элементов вызвано их способностью накапливаться в почвенном покрове как долговременной депонирующей среде и возможностью их поступления по

трофическим цепям в конечном итоге в организм человека.

Изучение радиоактивного фона важно для определения вклада техногенных загрязнителей от предприятий ядерного и топливно-энергетического комплексов.

Первые данные о содержании естественных радиоактивных элементов в почвах приведены в работах В.И. Баранова, Н.Г. Морозовой, К.Г. Кунашевой, Г.И. Григорьева, С.Г. Цейтлина, В.И. Вернадского, Д.Н. Иванова и А.П. Виноградова.

Изучением содержаний радиоактивных элементов в различных типах почв на территории Западно-Сибирской равнины и Алтайского края занимался коллектив авторов: Н.А. Росляков, В.П. Ковалев, Ф.В. Сухоруков и другие [9].

На территории городов Томска и Северска сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ в 1991–1992 гг. была изучена общая радиационная обстановка методами наземной гамма-радиометрической и гамма-спектрометрической съемок [3]. Выявлено, что содержание урана в почвах северной части г. Северска (прилегающей к СХК) выше в 1,5–2 раза, чем в южной. Повышенные уровни накопления тория в почвах г. Северска также отмечены в северной его части и вдоль основных транспортных магистралей города [1].

Основными источниками поступления радиоактивных элементов в почвы Томской области и г. Томска являются Сибирский химический комбинат (СХК), Томская ГРЭС-2, а также котельные промышленных предприятий и частного сектора, работающие на углях. Угли, как природные образования, содержат в тех или иных количествах естественные радиоактивные элементы [4]. При их сжигании происходит концентрирование многих химических компонентов в золошлаках [2, 3]. Содержание урана в почвах района золошлакоотвала до 5 мг/кг, тория – до 14 мг/кг [3]. Также в районе золошлакоотвала ГРЭС-2 фиксируются повышенные значения МЭД (14–16 мкР/ч) [3]. Для г. Томска общая гамма-активность в среднем составляет 10–11 мкР/ч.

Необходимо отметить, что более высокие содержания данных элементов могут быть обусловлены и естественными причинами, связанными с исходным составом почвообразующих пород, а также с нахождением близко к поверхности залежей циркон-ильменитовых песков (Туганское месторождение) и бурых углей (Яйское месторождение и др.), обогащенных радиоактивными, редкими и редкоземельными элементами.

По результатам проведенных нами исследований, почвы г. Томска характеризуются содержаниями урана от <0,8 до 6 мг/кг при среднем значении 2,4 мг/кг, тория – от 2,5 до 16,1 мг/кг при средней величине 7,5 мг/кг, фоновые значения составляют 0,5 и 3,7 мг/кг [11] соответственно (табл. 1). Концентрация урана в почвах г. Томска ниже рекомендуемой ПДК для почв Германии [12], только в районе Академгородка и старого золоотвала Томской ГРЭС-2, достигает значения ПДК и превышает его в 1,2 раза (рис. 1).

Содержание тория в почвах в 2 и более раз выше кларка отмечается также в районе Академгородка и старого золоотвала Томской ГРЭС-2, а к северо-востоку от ОАО "Томский электромеханический завод" концентрация элемента достигает 16,1 мг/кг (рис. 1). Основные ореолы повышенных содержаний данных элементов, относительно средних значений для почв города, фиксируются в восточной части Советского района и северо-восточной части Октябрьского района, что согласуется с данными, полученными А.В. Таловской (2008) по результатам изучения пылеаэрозолей.

Сравнивая средние содержания элементов по районам города, отмечается, что содержание урана в почвах Кировского и Советского районов немного выше средних значений по городу, а тория – в почвах Октябрь-

Таблица 1. *Содержания радиоактивных элементов и их отношения в почвах (данные ИНАА)*

Территория		U, мг/кг	Th, мг/кг	Th/U	Кол-во проб
		m±σ min / max (Кв)	m±σ min/max (Кв)		
г. Томск		2,4±0,1 <0,8 / 6 (1,2)	7,5±0,1 2,5 / 16,1 (3)	3,1	204
Районы	Кировский	2,6±0,2 <0,8 / 6 (1,5)	7,2±0,3 2,5 / 16,1 (5)	2,8	57
	Советский	2,7±0,1 <1 / 5,2 (0,9)	7,4±0,3 3,5 / 14,8 (3,6)	2,7	48
	Октябрьский	2,2±0,1 <1 / 4,5 (1,2)	7,8±0,2 2,7 / 10,6 (2)	3,5	61
	Ленинский	2,4±0,2 <1 / 4,8 (1,2)	7,1±0,2 4,5 / 9,1 (1,2)	3	38
г. Стрежевой [11]		0,8	4,1	5,1	10
г. Северск [6]		2	5,6	2,8	–
Томская область [3]		2,4	8,5	3,5	–
Фон (заказник «Томский») [11]		0,5	3,7	7,4	5
г. Павлодар (Казахстан)		3,4	7	2,1	1
Рекомендуемые ПДК для почв Германии [12]		5	–	–	–
Кларк для почв (по А.П. Виноградову, 1957)		1	6	6	–
Почвы мира (по H. Bowen, 1966)		1	5	5	–

Примечание: «–» – нет данных; m – среднее значение; σ – стандартная ошибка; min – минимальное значение; max – максимальное значение; Кв – коэффициент вариации.

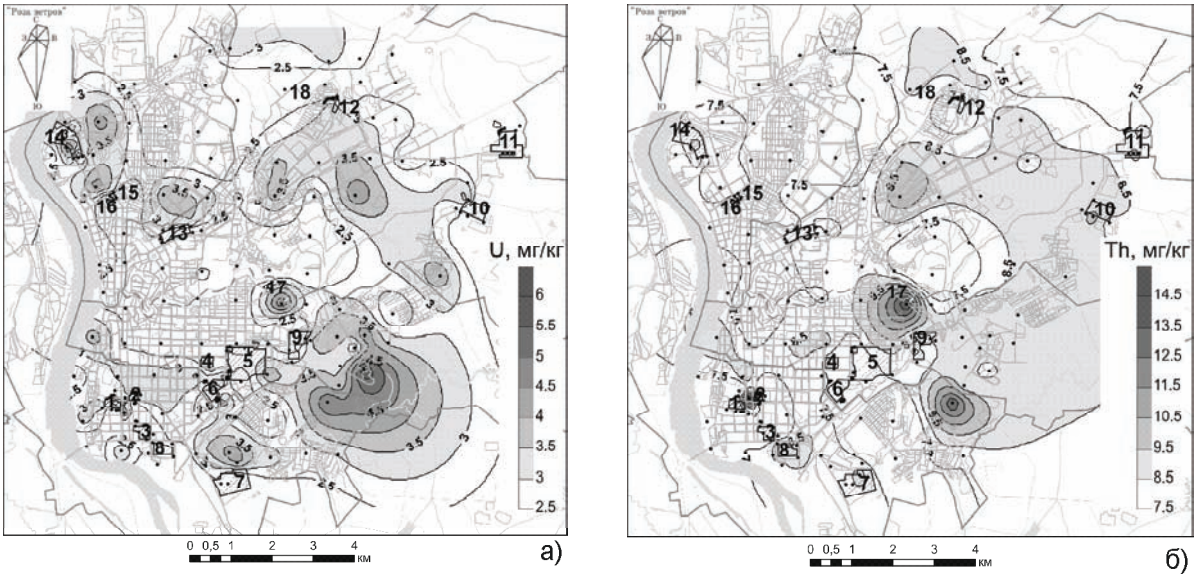


Рис. 1. *Карты пространственного распределения содержания U (а) и Th (б) в почвах на территории г. Томска: 1 – ОАО "Томский электромеханический завод" (ТЭМЗ); 2 – ОАО "Томский электроламповый завод" (ТЭЛЗ); 3 – ОАО "Томский инструмент" (ТИЗ); 4 – ОАО "Манотомь"; 5 – Томская ГРЭС-2; 6 – ОАО "Сибэлектромотор"; 7 – ОАО "Томский радиотехнический завод" (РТЗ); 8 – ООО "Континентъ" (Кирпичный завод); 9 – Эмальпроизводство ЗАО "Сибкабель"; 10 – НПО "Вирион"; 11 – ЗАО "Томский приборный завод"; 12 – Спичечная фабрика "Сибирь"; 13 – ЗАО "Сибкабель"; 14 – ОАО "Томский шпалопропиточный завод"; 15 – ОАО "Фармстандарт-Томскхимфарм"; 16 – Томский дрожжевой завод; 17 – золоотвал Томской ГРЭС-2; 18 – ОАО "ЖБК-100" и ООО "ЖБК-40"*

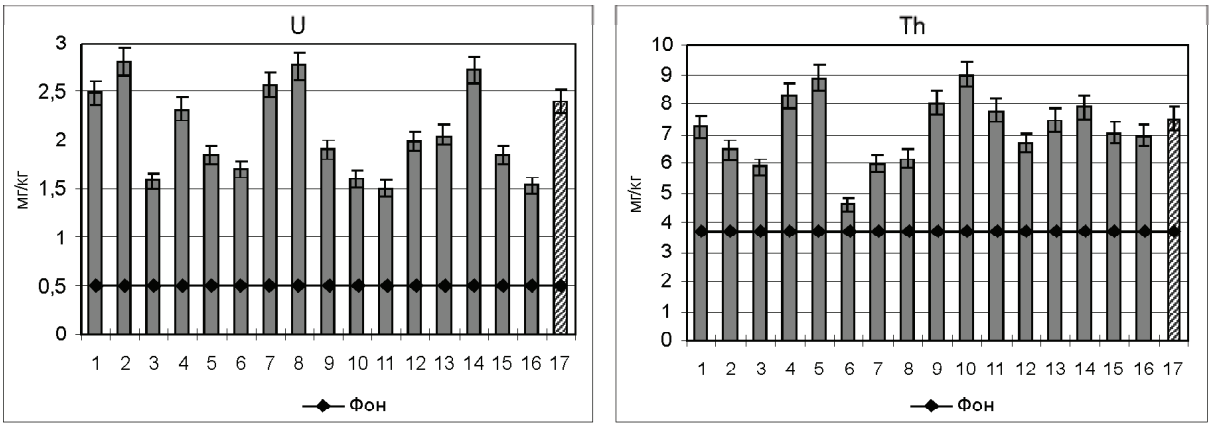


Рис. 2. *Содержание естественных радиоактивных элементов в почвах районов расположения промышленных предприятий г. Томска: Фон – заказник "Томский" [11]; 1 – ОАО "ТЭМЗ"; 2 – ОАО "ТЭЛЗ"; 3 – ОАО "ТИЗ"; 4 – ОАО "РТЗ"; 5 – ООО "Континентъ"; 6 – ОАО "Манотомь"; 7 – Томская ГРЭС-2; 8 – ОАО "Сибэлектромотор"; 9 – Эмальпроизводство ЗАО "Сибкабель"; 10 – НПО "Вирион"; 11 – ЗАО "Томский приборный завод"; 12 – Спичечная фабрика "Сибирь"; 13 – ЗАО "Сибкабель"; 14 – ОАО "Томский шпалопропиточный завод"; 15 – ОАО "Фармстандарт-Томскхимфарм"; 16 – Томский дрожжевой завод; 17 – среднее для г. Томска*

ского района (табл. 1), что соответствует ранее проведенным исследованиям [3].

В почвах районов расположения промышленных предприятий города выявлены следующие особенности: содержание урана около ОАО "Томский электроламповый завод" (2,8 мг/кг) и ОАО "Сибэлектромотор" (2,8 мг/кг) немного выше среднего для г. Томска (2,4 мг/кг). Тория – в почвах около ООО "Континентъ" (8,8 мг/кг) и НПО "Вирион" (9 мг/кг), при среднем для города 7,5 мг/кг. В почвах около всех рассмотренных предприятий содержания данных элементов выше фоновых (рис. 2).

Повышенные содержания урана в районе ОАО "ТЭЛЗ" могут быть связаны с использованием на заводе огнеупорного материала – бакор, состоящего из бадделеита (минерала циркония, содержащего в качестве примесей редкие земли и радиоактивные элементы) и корунда. А на территории ОАО "Сибэлектромотор" еще

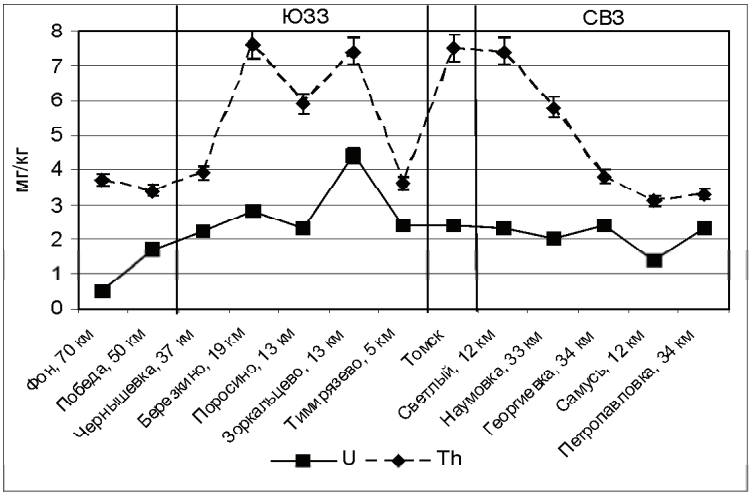


Рис. 3. *Содержание радиоактивных элементов в почвах района исследования: Фон – заказник "Томский" [11]; ЮЗЗ – юго-западная зона; СВЗ – северо-восточная зона; в километрах указано расстояние от г. Томска*

в 1991 г. была обнаружена аномалия – 50 мкР/ч, что, вероятно, нашло отражение в повышенном уровне накопления урана [10]. Более высокие концентрации тория в районе ООО "Континентъ" связаны, вероятно, с использованием в процессе производства циркон-ильменитовых песков.

Сравнительный анализ содержаний рассматриваемых элементов в почвах других городов и сельских населенных пунктов Томского района показал следующее. Содержание данных элементов в почвах г. Томска выше, чем в почвах городов Северска, Стрежевого и выше средних значений в почвах мира по H. Bowen (1966). При этом отмечается, что в почвах г. Томска среднее содержание урана ниже, а тория выше по сравнению с почвами г. Павлодар (Казахстан), расположенного в зоне влияния Семипалатинского полигона. Сравнивая с кларковыми значениями, концентрации естественных радиоактивных элементов в почвах гг. Томска и Павлодар выше кларка (табл. 1).

По мере удаления от г. Томска в северо-восточном направлении и юго-западном, приближаясь к фоновым районам, содержание тория и урана в почвах уменьшается (рис. 3).

Торий-урановое отношение

Величина торий-уранового отношения (Th/U) – важный оценочный показатель состояния почв. В почвах, не подверженных интенсивному техногенному воздействию, этот показатель для большинства генетических типов почв различных природно-климатических зон в отдельных странах и континентах находится на уровне 3–5 единиц [4], что соответствует нормальному отношению тория к урану в большинстве типов геологических образований [7], земной коры и планеты в целом [8]. Снижение торий-уранового отношения может происходить вследствие ряда причин. Это характерно, прежде всего, для почв городских территорий, которые чаще всего представляют собой техногенно-измененные почвы, состоящие из смеси почв и каких-либо материалов (шлак, зола, торф и др.). Величины Th/U отношения меньше 2,5 единиц характерны для почв, подвергшихся влиянию предприятий ядерно-топливного цикла, ГРЭС и ТЭЦ, работающих на углях [4].

Радиогеохимическая типизация почв района исследований по торий-урановому отношению позволила выделить несколько областей, характеризующихся специфическими особенностями содержания радиоактивных элементов в почвенном покрове. Значение Th/U отношения в почвах менее 2,5 единиц (урановая природа) выявлены в западной части Ленинского района, центральной части Октябрьского района, в западной и центральной частях Кировского района, а также в Академгородке. Значение Th/U отношения более 5 единиц (ториевая природа) выявлены на восточной окраине Октябрьского района и в южной части Кировского района. В среднем почвы районов г. Томска характеризуются значением отношения Th/U от 2,7 (Советский район) до 3,5 единиц (Октябрьский район) (табл. 1).

Изучение содержаний радиоактивных элементов в почвах г. Томска на более детальном уровне – в районах расположения промышленных предприятий показало следующее: по показателю Th/U отношения почвы основной группы предприятий относятся к области II со значениями отношений от 2,5 до 5 единиц (смешанная природа); значения меньше 2,5 (область I – урановая природа) отмечены в почвах около заводов "Сибэлектромотор", Электролампового и ГРЭС-2, а значения больше 5 единиц (область III – ториевая природа) – в почвах районов расположения НПО "Вирион" и ЗАО "Томский приборный завод" (рис. 4а).

По результатам исследований почвы городов Стрежевой (5,1), Павлодар (2,1), несколько отличаются от нормального торий-уранового отношения (от 2,5 до 5 единиц) (табл. 1, рис. 4б).

Радиогеохимическая типизация почв сельских населенных пунктов Томского района по торий-урановому отношению позволила выделить 2 области, характеризующиеся специфическими особенностями содержания радиоактивных элементов в почвенном покрове. Значения менее 2,5 единиц (I область, урановая природа) отмечены в почвах населенных пунктов Победа, Чернышевка, Зоркальцево, Тимирязево, Самусь, Петропавловка и Георгиевка. Значения отношений от 2,5 до 5 единиц (II область, смешанная природа) выявлены в почвах населенных пунктов Наумовка, Поросино, Светлый и Березкино (рис. 4б).

Таким образом, специфика почв г. Томска определяется повышенными относительно фона концентрациями естественных радиоактивных элементов, что объясняется, в основном, воздействием выбросов Томской ГРЭС-2 и котельных промышленных предприятий, рабо-

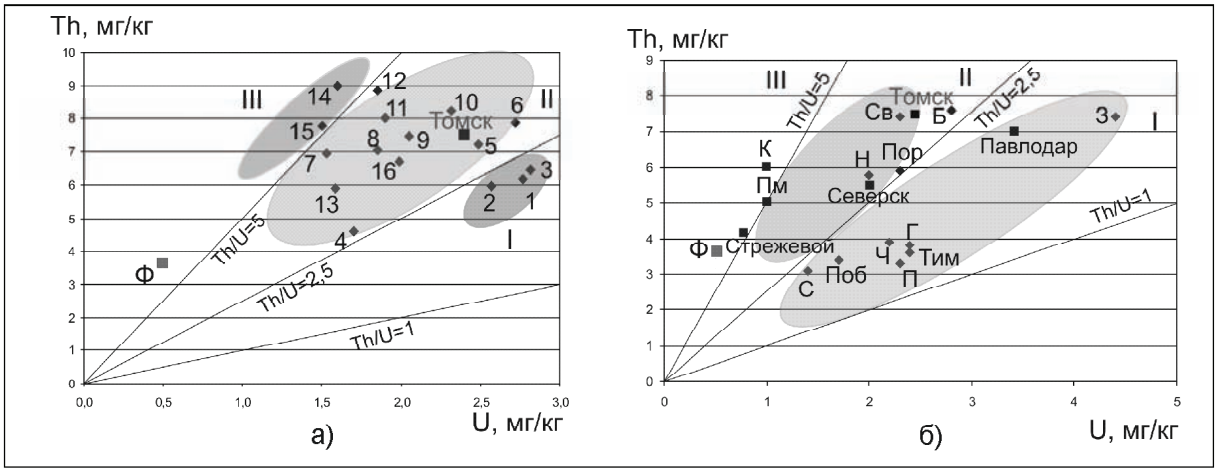


Рис. 4. *Показатель Th/U отношения в почвах: а) районов промышленных предприятий города; б) г. Томска, других городов и населенных пунктов Томского района:* промышленные предприятия: *1 – ОАО "Сибэлектромотор"; 2 – Томская ГРЭС-2; 3 – ОАО "ТЭЛЗ"; 4 – ОАО "Манотомь"; 5 – ОАО "ТЭМЗ"; 6 – ОАО "Томский шпалопропиточный завод"; 7 – Томский дрожжевой завод; 8 – ОАО "Фармстандарт-Томскхимфарм"; 9 – ЗАО "Сибкабель"; 10 – ОАО "РТЗ"; 11 – Эмальпроизводство ЗАО "Сибкабель"; 12 – ООО "Континентъ"; 13 – ОАО "ТИЗ"; 14 – НПО "Вирион"; 15 – ЗАО "Томский приборный завод"; 16 – Спичечная фабрика "Сибирь"; Ф – фон [11];* населенные пункты: *Поб – Победа; Ч – Чернышевка; Б – Березкино; Пор – Поросино; З – Зоркальцево; Тим – Тимирязево; С – Самусь; П – Петропавловка; Г – Георгиевка; Н – Наумовка; Св – Светлый; Пм – среднее для почв мира по H. Bowen (1966); К – кларк для почв по А.П. Виноградову (1957)*

тающих на углях, а также влиянием СХК. По мере удаления от г. Томска в северо-восточном направлении и юго-западном, приближаясь к фоновым районам, содержание тория и урана в почвах уменьшается.

Пониженные значения Th/U отношений (менее 2,5 единиц) выявлены в почвах территорий расположения заводов ОАО "Сибэлектромотор", ОАО "Томский электроламповый" и Томской ГРЭС-2, а также в почвах населенных пунктов Победа, Чернышевка, Зоркальцево, Тимирязево, Самусь, Петропавловка, Георгиевка. Повышенные (более 5 единиц) – в почвах около ЗАО "Томский приборный завод" и НПО "Вирион".

Литература

1. *Архангельский В.В. Уровни накопления и характер распределения радиоактивных и редкоземельных элементов в почвах городских агломераций // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : сб. докл. Первой межд. научно-практ. конф., – Семипалатинск : Семипалатин. гос. ун-т., 2002. – С.239–243.*
2. *Новикова Н.К., Книжников В.А. Гигиенические аспекты содержания радиоактивных и токсичных элементов в твердом топливе и частицах летящей золы // Гигиена и санитария. – 1985. - №3. – С.47–50.*
3. *Рихванов Л.П. Геохимия почв и здоровье детей Томска / Л.П. Рихванов, С.Б. Нарзулаев, Е.Г. Язиков [и др]. – Томск : Изд-во Том. ун-та, 1993. – 142 с.*
4. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
5. *Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. Межд. конф., Томск, 22–24 мая 1996 г. – Томск. Изд-во ТПУ, 1996. – С. 306–308.*
6. *Сарнаев С.И., Рихванов Л.П., Мерзляков А.Л. Оценка экологической обстановки в г. Северске по результатам геохимического исследования природных сред // Природокомплекс Томской области. – Т.1. Геология и экология. – Томск : Изд-во ТГУ, 1995. – С.224–231.*
7. *Смыслов А.А. и др. Радиогеохимические исследования: методические указания. – Л., 1974. – 140 с.*
8. *Тейлор С.Р., Мак-Леннан С.М. Континентальная кора: ее состав и эволюция / пер. с англ. – М. : Мир, 1988.*
9. *Экогеохимия Западной Сибири. Тяжелые металлы и радионуклиды / РАН, Сиб. отд-ние, Объед. ин-т геологии, геофизики и минералогии ; науч. ред. чл.-кор. РАН Г.В. Поляков. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГГМ, 1996. – 248 с.*
10. *Эколого-геохимические исследования на территории предприятия НПО "Сибэлектромотор" и в пределах санитарно-защитной зоны : отчет о НИР / Томский политехн. ун-т (ТПУ); рук. Рихванов Л.П.; исп. Язиков Е.Г., Балабаева Л.М. – Томск: Б.и., 1991ф. – 48 л.*
11. *Язиков Е.Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири : дис. … докт. геол.-мин. наук. – Томск, 2006. – 423 с.*
12. *Kloke A. Contents of As, Cd, Cr, Pb, Hg and Ni in plants grown on contaminated soil // Papers presented to the Symposium on the effects of air-born pollution on vegetation. – Warszawa, 1980.*

THE EFFECT OF AGE AND GENDER ON THE URANIUM CONTENT IN RIB BONE OF HEALTHY RESIDENTS OF UNCONTAMINATED TERRITORY

V. Zaichick[1], V. Karandashev[2], S. Zaichick[3]

[1]Medical Radiological Research Centre of RAMS, Obninsk, Russia, vezai@obninsk.com
[2]Institute of Microelectronics Technology and High Purity Materials, Chernogolovka, Russia
[3] Northwestern University, Chicago, USA

ВЛИЯНИЕ ВОЗРАСТА И ПОЛА НА СОДЕРЖАНИЕ УРАНА В РЕБЕРНОЙ КОСТИ У ЗДОРОВЫХ РЕЗИДЕНТОВ НЕЗАГРЯЗНЕННОЙ ТЕРРИТОРИИ

В. Зайчик[1], В. Карадашев[2], С. Зайчик[3]

[1]Медицинский радиологический исследовательский центр РАМН, Обнинск, Россия
[2]Институт проблем технологии микроэлектроники и особочистых материалов РАН, Черноголовка, Россия
[3] Северо-Западный университет, Чикаго, США

Abstract. *Bone has been suggested as dose monitors for the exposure of human body to elements concentrated in calcified tissues. In accordance with it bone are used in an occupational medicine and environmental health studies. Before analysis of U content in bone can be applied to monitoring environmental exposure it is necessary to establish normal values related to gender, age, inhabitancy and some other factors. The effect of age and gender on U content in rib-bone of 80 apparently healthy 15–58 year old residents of an uncontaminated area (38 women and 42 men) was investigated by inductively coupled plasma atomic mass spectrometry. Mean values (M±SEM) for the mass fraction of U (milligram per kilogram of dry bone) in rib-bone of females, males, and females and males taken together were as follows: 0.0011±0.0001, 0.0014±0.0002, and 0.0013±0.0001, respectively. No clear correlation was found between the U content and age and gender. Our data for U contents in the intact rib bone may serve as indicative normal values for residents of the Central European part of Russia.*

Introduction

According to the studies performed with radionuclides, many chemical elements including the alkaline earth elements (Ba, Be, Ca, Mg, Ra, Sr), rare-earth elements (Sc, Y, La and lanthanides, Ac and actinides), lead and some others are bone-seeking elements. Bone is a tissue where the turnover of these elements is extremely slow and its biological half-lives in bone were estimated to be from few years up to several decades. The long biological half-lives of bone-seeking elements provide bones with several important features making them a tool for environmental monitoring. First, an element level in the bone at any given time is an integral of intake (exposure) over the past several years to decades. Second, bone-seeking elements are accumulated in the bone in larger quantities, than in other tissues of human body and the whole blood. This means that even a low-level exposure can be detected if the exposure has continued for a long time. Third, due to the large weight of a skeleton, the element level in the bone reflects its total body content. Thus, the bone is a suitable index medium for the evaluation of a low-level and a long-term intake (exposure) and the body burdens of bone-seeking elements.

As estimated by E.I. Hamilton [2, 3], 55 to 70% of uranium in the whole human body is concentrated in the human skeleton and bone marrow taken together. According to International Commission on Radiological Protection (Report No 30, 1982), the removal of uranium from a human skeleton is describes by a two-exponential equation, with the fast component exchanging with a biological period T_b equal to 20 days while the slow component with T_b equal to 5000 days [6]. This slow exchanging (about 14 years) can result in an increase of the uranium content in bone tissues with age. The available data show that 54% of uranium in the human body are of vegetable origin, 26% come from animal products, and 20% from water [6]. The analysis of these results suggests that a higher level of uranium content can be expected in the bones of females because of gender preferences in food. Thus, before the determination of U content in the bone can be applied to monitoring environmental exposure, it is necessary to establish normal values related to gender, age, inhabitancy and some other factors [13].

There are a few analytical methods of determining trace U in the bone – colorimetry, fluorimetry, radiochemical neutron activation analysis, and special nuclear techniques, including radiometry [1–3, 7–9, 11, 14]. However, non-intact bones are used in all these methods. In all cases, bone samples are ashed, or are ashed and acid digested followed by uranium separation or extraction. There is evidence that trace elements are lost by in this process [12, 15].

The goals of the present work were (1) to establish a reliable procedure for the routine analysis of bones by inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS), (2) to determine the U mass fraction in rib-bone of healthy women and men – residents of an uncontaminated area in the Central European part of Russia, (3) to examine whether any age- and gender related variation of the U content in the rib-bone exists, and (4) to compare the result of this work with published data on normal levels of U content in the human rib-bone.

The rib-bone was chosen as an object of investigation because the data available show that the U content in the rib-bone is higher than in other skeleton bones [4].

Materials and method

Samples of human rib bone were obtained at

postmortems from intact cadavers (38 female and 42 male, 15 to 55 year old) within 24 h of death. Each death had resulted from automobile accidents, falls, shootings, stabbing, hanging, acute alcohol poisoning, or hypothermia. The majority of samples were taken from the 3rd, 4th, 5th, or 6th rib from the right side. A tool made of titanium and plastic was used to clean samples off soft tissues and blood. Samples were freeze dried until constant mass was obtained. A titanium scalpel was used to cut thin cross-sections of the rib weighing about 50-100 mg.

Rib bone samples were placed in one-chamber autoclaves (Ancon-AT2, Ltd., Russia) to which 1.5 mL of concentrated HNO_3 (*Nitric acid 65%, max. 0.0000005% Hg, GR, ISO, Merck)* and 0.3 mL of H_2O_2 (*pure for analysis*) were added and then heated for 3 h at 160 – 200 °C for the samples to decompose. Then the autoclaves were cooled to room temperature. The solutions from the autoclaves were diluted with deionized water to 20 mL and transferred to plastic measuring bottles. Simultaneously the same procedure was performed in autoclaves without samples and the resultant solutions were used as control samples.

The contents of U in the obtained solutions were determined by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) using the Spectrometer X-7 ICP-MS (Thermo Electron, USA).

The measurements were made at the following spectrometer parameters: RF generator power – 1250 W, nebulizer – PolyCon, spray chamber – cooling 3 °C, plasma gas flow rate – 12 L/min, auxiliary flow rate – 0,9 L/min, nebuliser flow rate – 0,9 L/min, sample update – 0,8 mL/min, resolution – 0,8 M.

The main parameters of mass-spectrum measurements were: detector mode – double (pulse counting and analogous) and scanning mode – Survey Scan and Peak Jumping. The setting for the Survey Scan was: the number of runs – 10, dwell time – 0,6 ms, channels per mass – 10, acquisition duration – 13,2 s. The setting for the Peak Jumping was: sweeps – 25, dwell time – 10 ms, channels per mass – 1, acquisition duration – 34 s.

The element contents in aqueous solutions were determined by the quantitative method using calibration solutions (*High Purity Standards, USA*) with 5, 10, and 100 μkg/L of each element. Indium was used as an internal standard in all measurements.

The detection limit (DL) was calculated as:

$$DL = Ci + 3 \cdot SD$$

where *Ci* – is a mean value of the isotope content for measurements in control samples, and SD – is a standard deviation of *Ci* determination in control samples.

Uncertainties of U determination in rib-bone by ICP-MS expressed as mean relative standard deviation (±RSD) in repeatability study did not exceed 20%.

Nine sub-samples of the National Institute of Standards and Technologies (NIST, USA) standard reference material SRM NIST 1486 Bone Meal, two sub-samples of certified reference materials Tea Leaves INCT-TL-1 and Mixed Polish Herbs INCT-MPH-2 were analyzed simultaneously with rib samples to estimate the precision and accuracy of results. The samples of standard and certified reference materials were treated in the same way as the rib samples.

All rib bone samples were prepared in duplicate and mean values of U contents were used in the final calculation. Using standard programs, the summary of statistics, arithmetic mean, standard deviation, standard error of mean, minimum and maximum values, median, and percentiles with 0,025 and 0,975 levels were calculated for U contents. The reliability of difference in the results between the female and male cohorts as well as between two age groups was evaluated by Student's *t*- test.

Results and Discussion

Table 1 depicts our data for U mass fractions in samples of standard and certified reference materials and the certified values of these materials.

The detected mean for the U content (M±SD) in the certified reference materials Mixed Polish Herbs INCT-MPH-2 obtained in this work was in good agreement with the mean of certified value (Table 1). This indicates an acceptable accuracy of the results on the U content in the intact rib bones samples.

Table 2 represents certain statistical parameters (arithmetic mean, standard deviation, standard error of mean, minimum and maximum values, median, percentiles with 0.025 and 0.975 levels) of the U content in the rib bones of both females and males, taken separately and together.

The comparison of published data [1–3, 7, 8, 11, 14] with our results for U contents in the rib bone of women and men is shown in Table 3. A number of values for U mass fractions were not expressed on a dry weight basis by the authors of the cited references. However, we calculated

Table 1. *ICP-MS data of U contents (M±SD) in Standard or Certified Reference Materials (mg/kg on dry weight basis)*

Standard or Certified Reference Materials	Certi-ficate	This work result
Bone Meal SRM NIST 1486	–	0.0204±0.0018
Tea Leaves (INCT-TL-1)	–	0.013±0.001
Mixed Polish Herbs INCT-MPH-2	0.049	0.050±0.008

M – arithmetic mean; SD – standard deviation.

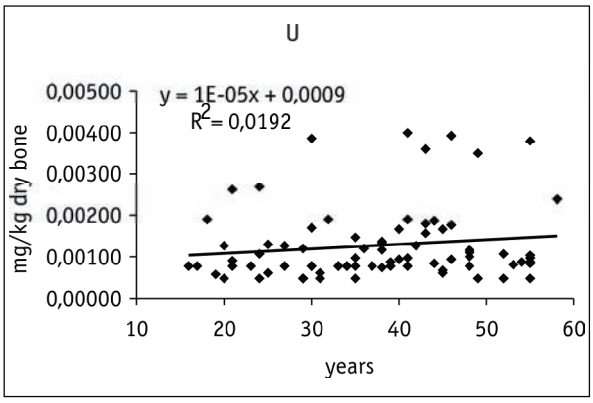


Fig. 1. *Individual data of the U content in the rib-bone and line of trend with age.*

Table 2. *Some statistical parameters of U content (mg/kg on dry weight basis) in the rib bone of healthy females and males aged 15–58*

Group	M	SD	SEM	Min	Max	Med	P0.025	P0.975
Females (n=38)	0.0011	0.0007	0.0001	0.0005	0.0038	0.0009	0.0005	0.0038
Males (n=42)	0.0014	0.0010	0.0002	0.0005	0.0040	0.0010	0.0005	0.0039
Females & Males (n=80)	0.0013	0.0009	0.0001	0.0005	0.0040	0.0010	0.0005	0.0039

M – arithmetic mean; SD – standard deviation; SEM – standard error of mean; min – minimum value; max – maximum value; P0.025 – percentile with 0.025 level; P0.975 – percentile with 0.975 level.

Table 3. *Reference data on the U content (normal level) in the human rib-bone (mg/kg on dry weight basis)*

Reference	Method	n, Sex	Age years	Treatment of samples	Mass fraction
					Mean±SEM
Novikov et al., 1969 [7]	Chem	9	24–62	A, AD	0.0035±0.00013
		7	30–62	A, AD	0.0044±0.00014
		15	23–74	A, AD	0.0052±0.0010
Nozaki et al., 1970 [8]	RNAA	35	Adult	AD	0.0030
Hamilton E.I., 1971 [3]	NAAUT	17	Adult	A	0.0094±0.0009
Hamilton E.I., 1979 [2]	SSMS	22 HWA	Adult	A, AD	<0.0094
		22 SWA		A, AD	<0.0094
Drutman et al., 1985 [1]	Chem	71(♀, ♂)	30–>50	A, AD	0.0029±0.0006
Yoshinaga et al., 1995 [11]	ICP-MS	35	M82	WW, FFM, AD	Median <0.004
Zaichick, 2008 [14]	INAA	24♂	15–58	Intact	<0.07
				Median of means	0.0052
This work result	ICP-MS	42♂, 38♀	15–58	AD	0,0013±0.0001

Chem – chemical method, RNAA – radiochemical neutron activation analysis, NAAUT – neutron activation autography, SSMS – spark source mass spectrography, ICP-MS – inductively coupled plasma mass spectrometry, INAA – instrumental neutron activation analysis; HWA – residents of a hard water area; SWA – residents of a soft water area; A – ashing, AD – acid digestion, WW - washing with water, FFM – free from fat and marrow; C&T – cortical and trabecular bone in natural ratio; M – arithmetic mean, SEM – standard error of mean.

these values using published data for water and ash contents in the rib bone [10, 16]. The obtained mean for U, as shown in Table 3 is 4 times lower than the median of previously reported data.

Fig. 1 shows individual data for the U mass fraction in the rib-bone for all samples (female and male), and lines of trend with age.

To estimate the effect of age on the investigated parameter, we examined two age groups: one comprised younger people with ages ranging from 15 to 35 years and the other were older people with ages ranging from 36 to 55 years. The results for females and males, taken separately and together, are shown in Table 4.

A tendency for an increased U mass fraction with age was observed in the rib-bones of females and males, taken separately and together (Fig.1 and Table 4). However, no statistically significant differences were detected for the U content for all of the studied age groups (*see* Table 4). No clear correlation was found between the U content and age in published data [8].

We used the entire dataset for both females and males taken separately, seeking to detect the presence of gender-related differences, and to obtain additional information concerning the results for two separately age groups (see Table 5).

A gender-related comparison did not show any statistically significant differences in the U content in the rib-bone (Table 3). No clear relation was found between the U content and gender in published data [8].

The mean content of U in the human rib-bone was found to be 0.0008 mg/kg on wet weight basis. We calculated this value using published data for water content in the human

Table 4. *Effect of age on mean values (M±SEM) of chemical element contents in the intact human rib bone (mg/kg on dry weight basis)*

Group	Effect of age		
	15–35 year	36–55 year	*p*, t-test
Females (n=38)	0.0010±0.0002 (n=18)	0.0012±0.0002 (n=20)	N.S.
Males (n=42)	0.0012±0.0002 (n=18)	0.0016±0.0002 (n=24)	N.S.
Females & Males (n=80)	0.00110±0.00012 (n=36)	0.00141±0.00014 (n=44)	N.S.

rib-bone [10, 16]. A comparison of the U mass fraction in the rib-bone with the U whole blood mass fraction for reference men (0.000001 mg/kg wet weight basis – [5]) shows that the bone accumulates the significantly at a higher (almost in 3 order of magnitude) level of element than blood does.

Table 5. *Effect of gender on mean values (M±SEM) of chemical element contents in the intact human rib bone (mg/kg on dry weight basis)*

Age	Effect of gender		
	Females	Males	*p*, t-test
15–35 year (n=36)	0.0010±0.0002 (n=18)	0.0012±0.0002 (n=18)	N.S.
36–58 year (n=44)	0.0012±0.0002 (n=20)	0.0016±0.0002 (n=24)	N.S.
15–58 year (n=80)	0.0011±0.0001 (n=38)	0.0014±0.0002 (n=42)	N.S.

The study reported here is only concerned with samples obtained from persons who have not been exposed to uranium except that derived from the natural environment. All the deceased were citizens of Obninsk, a small city of a non-industrial region 105km south-west off Moscow. None of those who died a sudden death had suffered from any systematic or chronic disorders before. Thus, our data for U mass fractions in the human rib-bone may serve as indicative normal value for residents of the Central European part of Russia.

Conclusions

The inductively coupled plasma atomic mass spectrometry allows the determination of the contents of U in human rib bone samples of healthy adults with uncertainties under 20%. Mean values (M±SEM) for the mass fraction of U (milligram per kilogram of dry bone) in rib-bone of females, males, and females and males taken together were as follows: 0,0011±0,0001, 0,0014±0,0002, and 0,0013±0,0001, respectively. No clear correlation was found between the U content and age and gender. Our data for U contents in the intact rib bone may serve as indicative normal values for residents of the Central European part of Russia.

References

1. *Drutman R.D., Mordasheva V.V. Natural uranium content in the human organs and excreta // Gigiena i Sanitaria. – 1985. – No.7. – P.61–64 (in Russian)*
2. *Hamilton E.I. The Chemical Elements and Man. – Springfield, Illinois, USA : Charles C Thomas Publisher, 1979. – 489 p.*
3. *Hamilton E.I. The concentration and distribution of uranium in human skeleton tissues // Calcif. Tiss. Res. – 1971. – Vol.7. – P.150–162.*
4. *Igarashi Y., Yamakawa A., Ikeda N. Distribution of uranium in human bones // Radioisotopes. – 1987. – Vol.36. – P.563-567.*
5. *Iyengar G.V. Reevaluation of the trace element content in Reference Man // Radiat. Phys. Chem. – 1998. – Vol.51. – P.545–560.*
6. *Moskalev Yu.I. Mineral Metabolism. – Moscow : Meditsina, 1985. – 288 p.*
7. *Novikov Yu.V., Abramova L.N. Determination of uranium content in various organs and biological matter of man // Gigiena i Sanitaria. – 1969. – No.9. – P.71–74 (in Russian)*
8. *Nozaki T., Schikawa M., Sasuga T., Inarida M. Neutron activation analysis of uranium in human bone, drinking water and daily diet // J. Radioanal. Chem. – 1970. – Vol.6. – P.33–40.*
9. *Singh N.P., Lewis L.L., Wrenn M.E. Uranium, thorium and plutonium in bones from the general population of the United States // Metal in Bone / (ed.) N.D. Priest. – Lancaster, U.K. : MTP Press, 1985. – P.231–241.*
10. *Tzaphlidou M., Zaichick V. Calcium, Phosphorus, Calcium-Phosphorus ratio in rib bone of healthy humans // Biol. Trace Elem. Res. – 2003. – Vol.93. – P.63–74.*
11. *Yoshinaga J., Suzuki T., Morita M., Hayakawa M. Trace elements in ribs of elderly people and elemental variation in the presence of chronic diseases // Sci. Total Environ. – 1995. – Vol.162. – P.239–252.*
12. *Zaichick V. Losses of chemical elements in biological samples under the dry aching process // Trace Elements in Medicine. – 2004. – Vol.5, No.3. – P.17–22 (in Russian).*
13. *Zaichick V. Medical elementology as a new scientific discipline // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2006. – Vol.269. – P.303–309.*
14. *Zaichick V. Neutron activation analysis of trace element contents in the rib bone of healthy men // 9th International Conference on Nuclear Analytical Methods in the Life Sciences – NAMLS-9, 7–12 September, 2008, Lisbon : Abstract book. – Lisbon, Portugal, 2008. – P.A033.*
15. *Zaichick V. Sampling, sample storage and preparation of biomaterials for INAA in clinical medicine, occupational and environmental health // Harmonization of Health-Related Environmental Measurements Using Nuclear and Isotopic Techniques. – Vienna : IAEA, 1997. – P.123–133.*
16. *Zaichick V., Dyatlov A., Zaihick S. INAA application in the age dynamics assessment of major, minor, and trace elements in the human rib // J. Radioanal. Nucl. Chem. – 2000. – Vol.244. – P.189–193.*

ИЗУЧЕНИЕ ДИНАМИКИ ПОСТУПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ НА ОСНОВЕ F-РАДИОГРАФИЧЕСКОГО АНАЛИЗА ГОДИЧНЫХ КОЛЕЦ ДЕРЕВЬЕВ

Ю.Л. Замятина, Т.А. Архангельская

Томский политехнический университет, Томск, Россия, zamyatina@sibmail.com

DYNAMICS ENTRY OF RADIONUCLIDES IN THE ENVIRONMENT ON THE BASIS OF ANNUAL RINGS OF TREES RADIOGRAPHY RESULTS

Yu.L. Zamyatina, T.A. Arkhangelskaya

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The possibilities of one of radiographic methods – the method of fission-fragment radiography for estimation of radioecological condition of territories which are characterized by various sources of man-caused and natural radiating loading are considered.*

Для оценки динамики накопления радионуклидов в окружающей среде необходимым условием является достоверная информация об их поступлении в объекты окружающей среды не только в настоящем, но и в прошлом. Для получения данных о поступлении радионуклидов в природные объекты в прошлом необходимо проводить ретроспективный анализ изменения радиационной обстановки на конкретных территориях. При проведении ретроспективных исследований особый интерес представляют стратифицированные объекты, под которыми понимаются последовательно образующиеся во времени регистрирующие структуры. Классическим и наиболее широко распространенным примером таких структур служат годичные кольца деревьев. Анализируя элементный состав годичных колец деревьев можно восстановить историю различных изменений окружающей среды, в том числе и динамику радиационной обстановки (Hegemeyer, 2000; Рихванов и др., 1997, 2002, 2007; Архангельская, 2004; Замятина, 2008). Элементный состав годичных колец можно изучать с использованием различных методов. Достаточно полную информацию о распределении радионуклидов в исследуемых объектах дают методы радиографии, среди которых особое место занимает метод осколочной радиографии (f-радиографии), являющийся уникальным методом определения группы делящихся радионуклидов (радионуклиды, делящиеся при воздействии тепловых нейтронов – ^{233,235}U, ^{239,241}Pu, ^{241,242}Am) в самых различных объектах. Применение метода *f*-радиографии для исследования годичных колец древесных растений открывает новые возможности для изучения многолетней динамики радиационной обстановки на территориях, которые характеризуются различными источниками и историями поступления радионуклидов (зоны влияния радиационно-опасных объектов; территории, загрязненные радионуклидами от воздушных, наземных и подземных ядерных испытаний, а также в результате аварийных выбросов, зоны месторождений радиоактивного сырья и др.). При этом индикаторным показателем радиационной обстановки будут являться делящиеся радионуклиды, аккумулированные в годичных кольцах. Теоретические основы метода f-радиографии и методические принципы f-радиографического анализа годичных колец деревьев подробно изложены в работах [1–2, 6–7]. Способ оценки радиационной обстановки на основе f-радиографического анализа годичных колец деревьев имеет патенты [3–4].

С использованием данного анализа были проведены исследования по изучению многолетней динамики поступления в окружающую среду делящихся радионуклидов на территориях, которые характеризуются различными источниками техногенной и естественной радиационной нагрузки в Сибирском регионе, Алтайском крае, Центральной Европе и др. [1–2, 5]. Объектом исследования являлись хвойные деревья (сосна и лиственница). Спилы древесины были отобраны в зонах влияния радиационно-опасных объектов (Томская область, Красноярский край, Иркутская область); на территориях, где выпали радиоактивные осадки после Чернобыльской аварии (Украина, Центральная Европа); на участках проведения подземных ядерных взрывов (Красноярский край, Иркутская область); на урановых месторождениях (Красноярский край и Чехия); в условно фоновых районах и др.

Рассмотрим некоторые результаты выполненных исследований.

Для каждого изучаемого региона была проведена оценка фонового уровня содержания делящихся радионуклидов в древесине хвойных деревьев. В качестве примера на рисунках 1 и 2 приведена динамика накопления делящихся радионуклидов в древесине хвойных деревьев, произрастающих в условно-фоновых районах Красноярского края, т.е. на территории, свободной от влияния локальных источников техногенного радиационного воздействия (или их влиянием можно пренебречь) и характеризующейся благополучной радиационной обстановкой.

Приведенные данные отражают характер накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев в течение “до ядерного” периода (до 1945 г., когда делящиеся радионуклиды в природе были представлены только ^{235}U), а также в период, когда происходило глобальное радиоактивное загрязнение окружающей среды, связанное с испытаниями ядерного оружия в атмосфере (с 1945 г. по 1981 гг.; наиболее интенсивные испытания проводились в 50-е и начале 60-х гг.), которые сопровождались выбросом огромного количества радиоактивных продуктов, в том числе значительного количества неразделившихся урана и плутония.

На основе всей совокупности экспериментальных данных, средний уровень содержания делящихся радионуклидов в древесине оценивается по плотности треков от осколков деления на уровне 50±7 треков/мм^2, что в пересчете на содержание урана (по изотопу ^{235}U) составляет 0,06±0,008 мг/кг. Полученное значение принимается за региональный фоновый уровень содержания

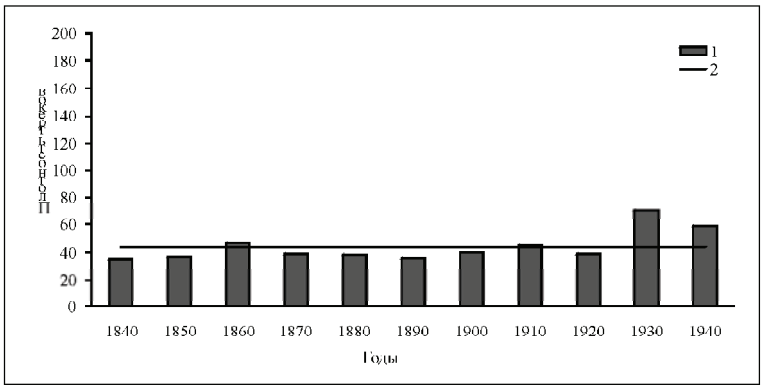


Рис. 1. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах лиственницы, Эвенкийский административный район (Красноярский край): 1 – средняя плотность треков от осколков деления в годичных кольцах; 2 – среднее содержания по всем годичным кольцам (44±6 треков/мм^2)*

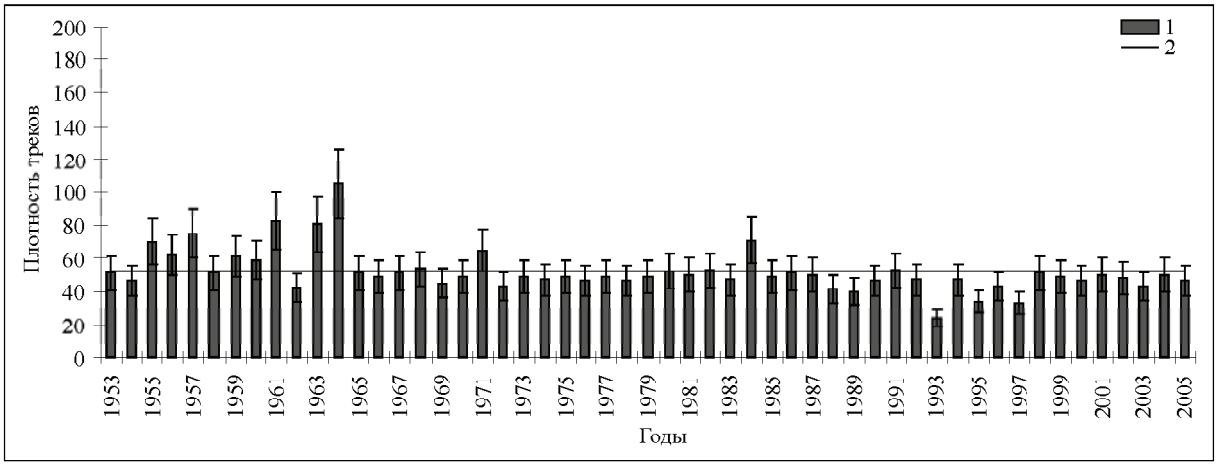


Рис. 2. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах сосны, Емельяновский район (Красноярский край): 1 – средняя плотность треков от осколков деления в годичных кольцах; 2 – среднее содержания по всем годичным кольцам (52±10 треков/мм²).*

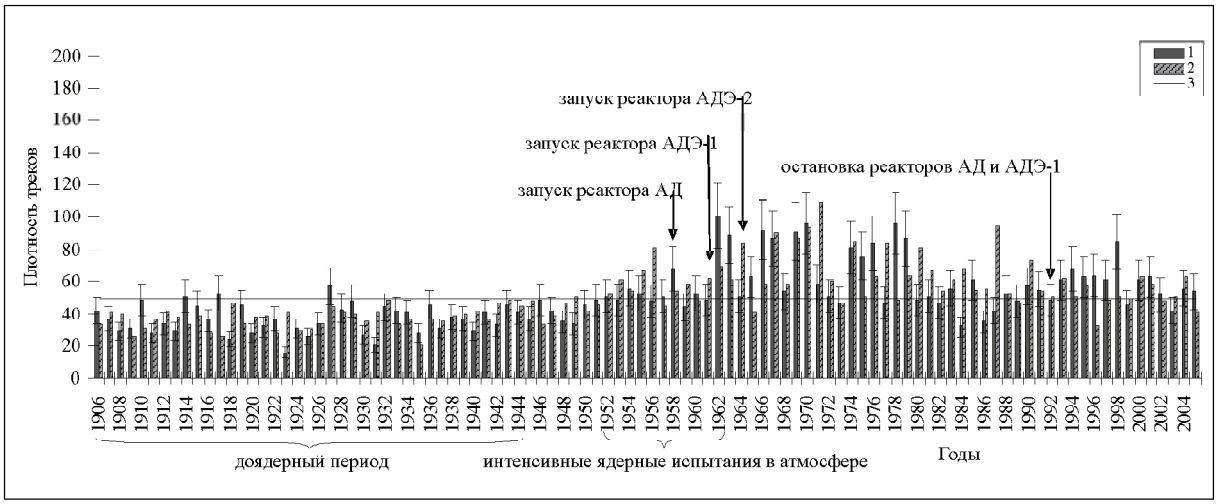


Рис. 3. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах сосен, 30-км зона влияния ГХК (Красноярский край): 1 – спила №1; 2 – спил №2; 3 – региональный уровень фона (50±7 треков/мм²)*

делящихся радионуклидов в древесине хвойных деревьев для территории Красноярского края. Полученное значение сопоставимо со значением регионального уровня фона, которое зафиксировано для территории Томской области, Центральной Европы.

При изучении спилов древесины, отобранных в зоне воздействия одного из предприятий ядерно-топливного цикла – ФГУП "Горно-химический комбинат" (ГХК), была получена многолетняя динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах, которая показана на рисунке 3.

Для каждого спила древесины выделяются периоды повышенного накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах, относительно регионального фонового уровня, которые приходятся на временные промежутки, когда производились ядерные испытания в атмосфере и, одновременно, осуществлялась деятельность ГХК (с 1958 г.), сопровождающаяся выбросами и сбросами в окружающую среду техногенных радионуклидов. Повышенные, относительно фона, содержания делящихся радионуклидов установлены также и в отдельные годы после прекращения испытаний (в 1981 г.), и могут быть обусловлены газо-аэрозольными выбросами ГХК.

Возраст изучаемых деревьев позволяет определить "до ядерный" уровень (до 1945 г.) накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах. Его среднее значение по плотности треков составляет 37±7 треков/мм², что соответствует содержанию урана (по изотопу ^{235}U) 0,04±0,01 мг/кг и близко к значению "до ядерного" уровня, зафиксированного ранее (рис. 1). В период, после окончания всех испытаний ядерного оружия (с 1982 г.) и до наших дней, наблюдается отчетливое увеличение среднего уровня накопления радионуклидов в древесине по сравнению с "до ядерным" периодом, в среднем в 1,8 раз, до содержания (по изотопу ^{235}U) 0,07±0,02 мг/кг.

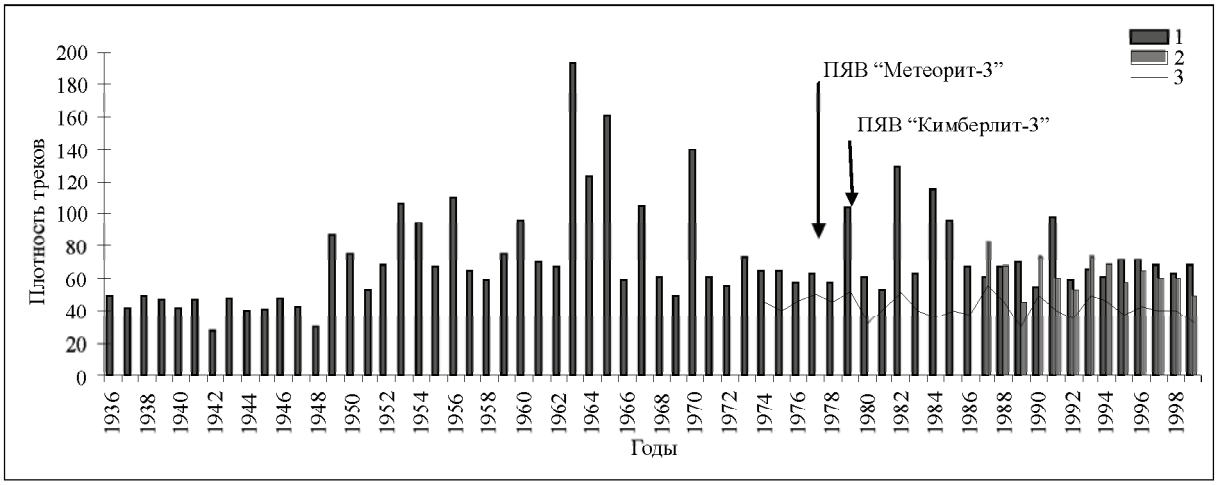


Рис. 4. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах лиственниц, район ПЯВ “Метеорит-3” и “Кимберлит-3” (Красноярский край): 1 – в 300 м от устья скважины взрыва; 2 – вблизи устья скважины взрыва; 3 – контроль, в 5 км от устья скважины взрыва*

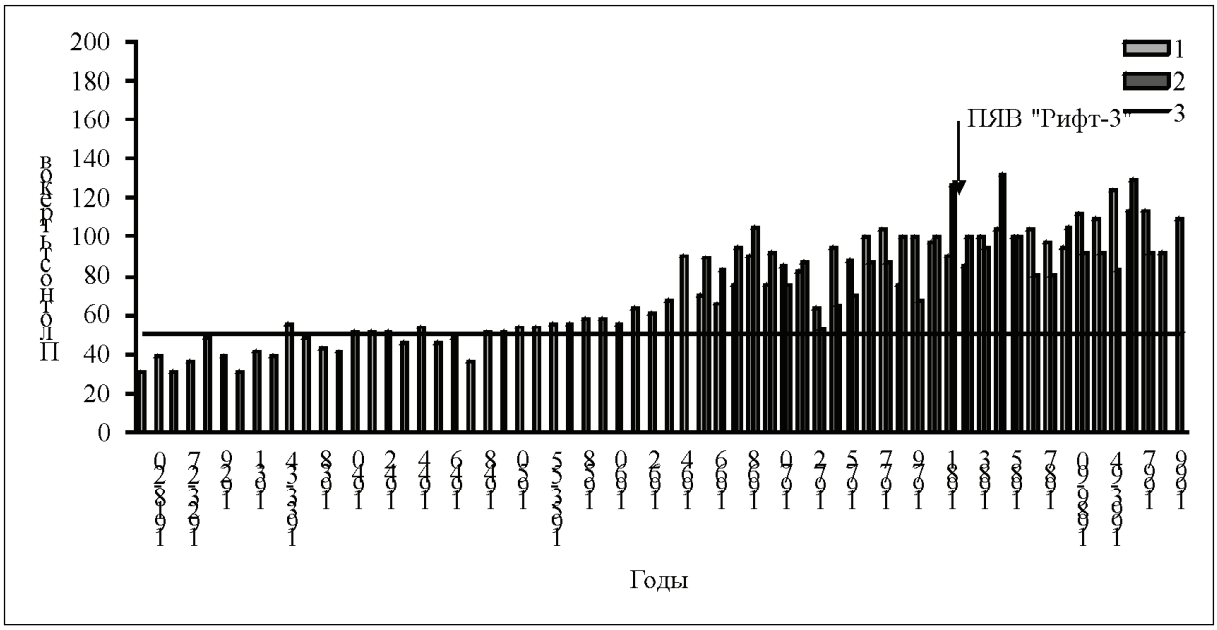


Рис. 5. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах сосен, район ПЯВ “Рифт-3” (Иркутская область): 1 – в 1 км на Восток от устья скважины взрыва; 2 – в 3 км на Запад от устья скважины взрыва; 3 – региональный уровень фона (50±7 треков/мм^2)*

Результаты изучения образцов древесины, отобранных в районе проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) на территории Красноярского края и Иркутской области показаны на рисунках 4 и 5.

Максимальное поступление делящихся радионуклидов в древесину деревьев, произраставших на участке проведения ПЯВ “Метеорит-3” и “Кимберлит-3” зарегистрировано в периоды наиболее активных испытаний ядерного оружия в атмосфере (со смещением по годичным кольцам на 2–4 года, которое обусловлено биологическими особенностями жизнедеятельности деревьев). Повышенные плотности треков, относительно контрольного уровня, также были зафиксированы в период с 1979 по 2003 гг., что, с высокой степенью вероятности, может быть связано с проведенными в 1977 и 1979 гг. ПЯВ “Метеорит-3” и “Кимберлит-3” и позволяет предположить, что из полости ПЯВ с течением времени в окружающую среду поступают делящиеся радионуклиды. О выходе делящихся радионуклидов из полости рассматриваемых ПЯВ также может свидетельствовать общий повышенный уровень их накопления в спиле дерева, отобранного в непосредственной близости от устья скважины, рост которого начался уже после проведения взрывов.

Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах деревьев, произрастающих в районе

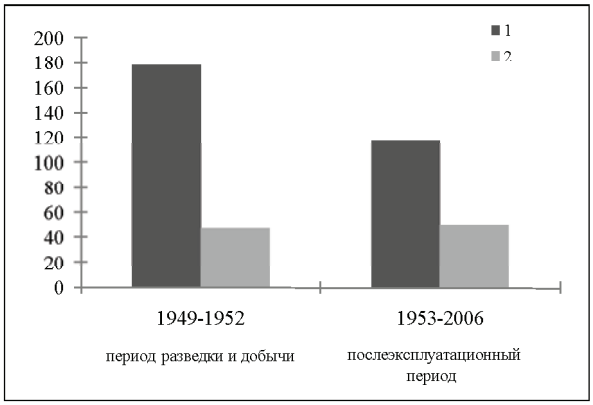


Рис. 6. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах сосен, Усть-Ангарское месторождение (Красноярский край): 1 – на территории месторождения, 2 – за пределами месторождения*

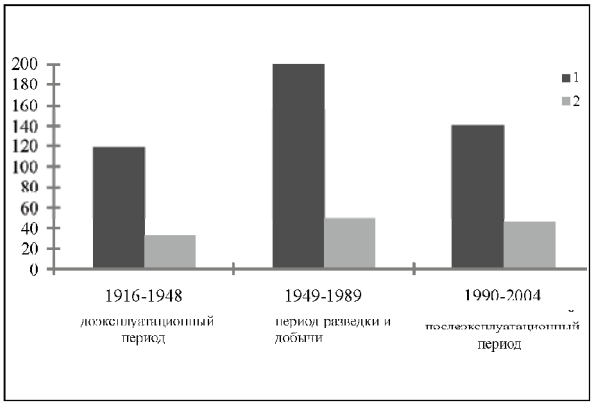


Рис. 7. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах сосен, Пршибрамское месторождение (Чехия): 1 – на территории месторождения, 2 – за пределами месторождения*

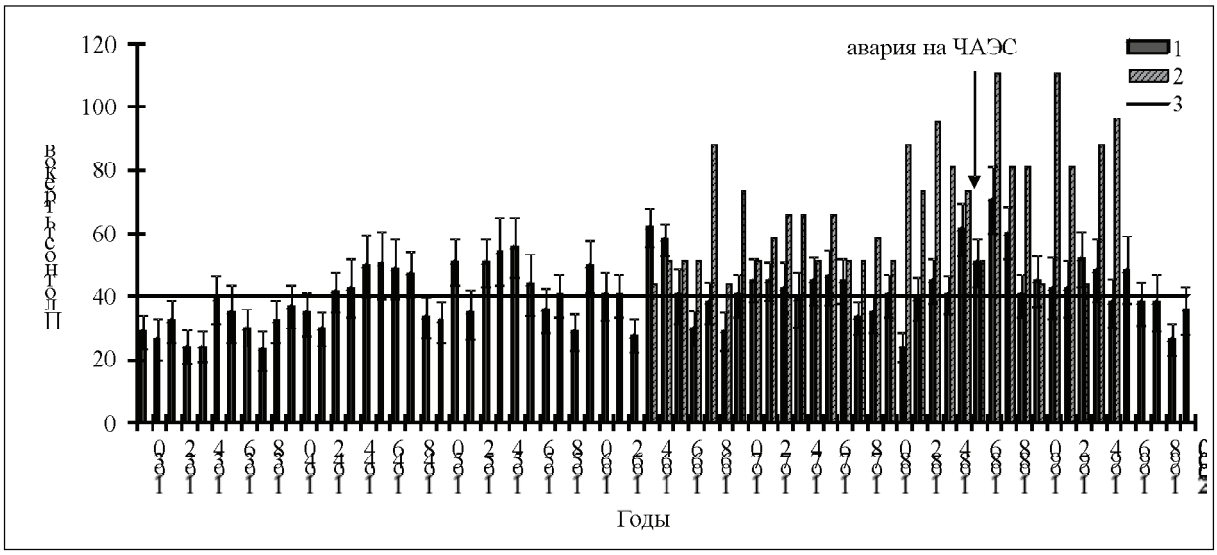


Рис. 8. *Динамика накопления делящихся радионуклидов в годичных кольцах сосен: 1 – г. Часлав (Чехия), 1200 км от ЧАЭС; 2 – Народичи (Белоруссия), 50 км от ЧАЭС; 3 – региональный уровень фона (40±6 треков/мм²)*

проведения ПЯВ “Рифт-3” (рис. 5) свидетельствует о том, что активное поступление делящихся радионуклидов начинается с 1965 г. и происходит в течение всего последующего периода роста исследуемых деревьев. При этом уровень накопления делящихся радионуклидов увеличился в 2–2,5 раза по сравнению с более ранним временным периодом и относительно регионального фона. После проведения в 1982 г. ПЯВ “Рифт-3” зафиксированы максимальные концентрации делящихся радионуклидов в годичных кольцах, соответствующих 1982, 1985, 1995–1996, 1997 гг.

Особенности накопления делящихся радионуклидов, прежде всего урана, в годовых кольцах деревьев, произрастающих на территории урановых месторождений Красноярского края и Чехии, показаны на рисунках 6 и 7. Древесина деревьев, произрастающих в пределах рассматриваемых месторождений, концентрирует значительные количества делящихся радионуклидов, прежде всего урана, превышающие региональный уровень фона в 2–4,5 раза на Усть-Ангарском месторождении и в 3,8–6 раз на Пршибрамском месторождении. В годы разработки и добычи урановой руды на месторождениях в годичных кольцах наблюдаются повышенные содержания делящихся радионуклидов, прежде всего урана, в древесине по сравнению с “до эксплуатационным” периодом. “Пост эксплуатационный” период также характеризуется повышенным накоплением делящихся радионуклидов, прежде всего урана, в деревьях, что вероятно обусловлено наличием на дневной поверхности отвалов вскрышных пород, обогащенных ураном.

Для оценки поступления делящихся радионуклидов на территории, которые были подвержены влиянию радиоактивных выпадений в результате аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) изучены деревья, спилы которых

были отобраны из района ЧАЭС (Народичи, 50 км от ЧАЭС), а также на значительном удалении от места аварии (на территории Центральной Европы, в Чехии).

Полученная картина накопления в древесине делящихся радионуклидов отражает увеличение их содержания, относительно фона, во временные интервалы, которые приходятся на периоды активного испытания ядерного оружия в атмосфере, а также дополнительное поступление этих радионуклидов в период, когда произошла авария на ЧАЭС. Как видно из результатов, факт повышения уровня накопления делящихся радионуклидов в древесине, обусловленный их дополнительным привносом в результате произошедших событий, фиксируется со смещением по годичным кольцам на 1–3 года вправо или влево по временной оси относительно кольца, соответствующего году аварии (1986 г.).

Таким образом, используя метод *f*-радиографии для изучения годичных колец деревьев, можно для любой территории выявить динамику поступления делящихся радионуклидов в окружающую среду в определенные временные периоды, а также выделить периоды максимального поступления. В результате f-радиографии годичных колец получены данные, которые адекватно отражают общий характер радиоактивного загрязнения делящимися радионуклидами, обусловленного глобальными выпадениями от ядерных испытаний и локальным поступлением этих элементов в результате деятельности предприятий ядерно-топливного цикла, проведения ПЯВ, а также разработки урановых месторождений. Такая реконструкция радиоактивных событий, произошедших на какой-либо территории всегда актуальна и, обусловлена необходимостью оценки уровня и последствий радиоактивного загрязнения окружающей среды, произошедшего по разным причинам (деятельность предприятий Минатома, аварий и др.).

Благодарности.

Работа выполнена под руководством д.г.-м.н., профессора Л.П. Рихванова.

Литература

1. *Архангельская Т.А. Ретроспективная оценка радиоэкологической ситуации по результатам изучения годовых колец срезов деревьев : автореф. дис. … канд. геол.-минер. наук. – Томск, 2004. – 21 с.*
2. *Замятина Ю.Л. Изучение истории поступления радионуклидов в окружающую среду на основе f-радиографического анализа годичных колец деревьев (на примере Красноярского края и Центральной Европы) : автореф. дис. … канд. геол.-минер. наук. – Томск, 2008. – 26 с.*
3. *Пат. 2265869 Россия. Способ оценки радиоэкологического загрязнения окружающей среды / Л.П. Рихванов, Т.А. Архангельская. – Заявлено 13.05. 2004.*
4. *Пат. 80570. Россия. Образец для f-радиографического анализа древесины / Ю.Л. Замятина, Л.П. Рихванов. – Заявлено 20.08.2008.*
5. *Рихванов Л.П., Архангельская Т.А., Несветайло В.Д. Изучение уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев // Геохимия. – 2002. – №11. – С.1238–1245.*
6. *Флеров Г.Н., Берзина И.Г. Радиография минералов, горных пород и руд. – М. : Атомиздат, 1979. – 224 с.*
7. *Часников И.Я, Поляков А.И., Гайтимов А.Ш. Изучение накопления и распределения радиоактивных источников и радиационных нарушений в природных объектах и определение года их радиационного заражения // Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Казахстан. – Алматы, 1997. – С.61–91.*

ПОВЕДЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ В ГЛУБИННЫХ ХРАНИЛИЩАХ ЖИДКИХ РАО

Е.В. Захарова[1], Н.И. Родыгина[1], А.Г. Волкова[1], А.А. Зубков[2], В.В. Данилов[2]

[1]Институт физической химии и электрохимии им. А.Н.Фрумкина РАН, Москва, Россия, zakharova@ipc.rssi.ru

[2]ОАО "Сибирский химический комбинат", Северск, Томская обл., Россия

RADIONUCLIDE BEHAVIOR IN DEEP UNDERGROUND LIQUID RADIOACTIVE WASTE REPOSITORIES

E.V. Zakharova[1], N.I. Rodygina[1], A.G. Volkova[1], A.A. Zubkov[2], V.V. Danilov[2]

[1]Frumkin's Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry RAS, Moscow, Russia

[2]OJSC "Siberian Chemical Combine", Seversk City, Tomsk Region, Russia

Abstract. *The interphase distribution and radionuclide speciation on the rocks have been investigated for deep underground repositories of non-technological low-level liquid radioactive waste using the results of analysis of the core material (the rocks and pore water) sampled at the OJSC SCH test disposal site. It has been found that the major part of radionuclides coming into the repository with the waste is absorbed by the rocks close to the injection zone. During the deep repository operation the fraction of radionuclides strongly fixed on the rocks increases due to the technogenic conversions. At the distance of 250–300 m from the injection zone the radionuclide content diminishes by 3–4 orders of magnitude, and the pore water is not a radioactive solution any more. No penetration of ^{137}Cs, ^{90}Sr, and ^{239}Pu into either the overlying or underlying confining repository beds has been detected.*

Размещение РАО в геологических формациях рассматривается в настоящее время как наиболее экологически безопасный способ обращения, обеспечивающий надежную изоляцию радионуклидов от экосферы [1]. Поэтому в разных странах проектируются, строятся и уже построены приповерхностные и глубинные храни-

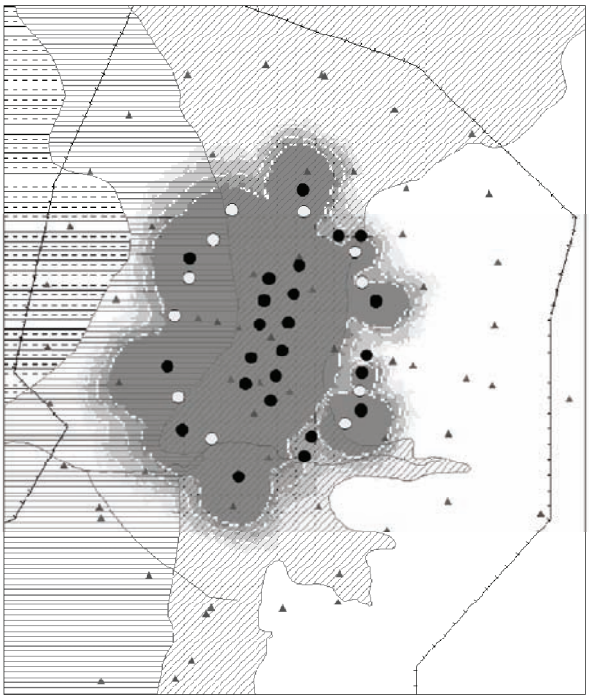


Рис. 1. *Схема размещения на полигоне хранилища НАО скважин: ● ○ – нагнетательные, ▲ – наблюдательные*

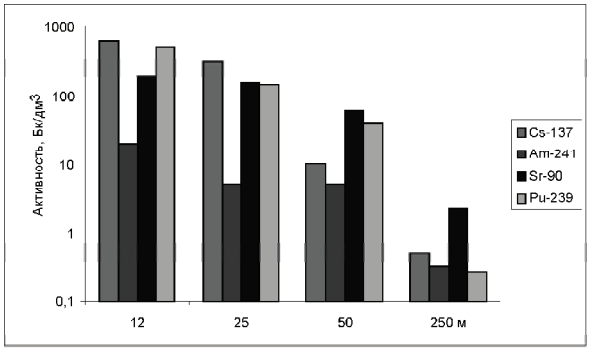


Рис. 2. *Содержание радионуклидов в поровых водах по мере удаления от нагнетательной скважины*

Таблица 1. *Содержание радионуклидов в подземных водах, отобранных из наблюдательных скважин (дальняя зона), и значения УВ*

Радионуклид	Подземная вода, Бк/дм^3	Значения УВ, Бк/кг
^{137}Cs	0,2–0,96	11,1
^{90}Sr	0,92–2,20	5,0
^{239}Pu	0,02–0,26	0,56
U	0,03–1,60	3,1
^{241}Am	0,05–0,33	0,69

Таблица 2. *Схема проведения селективной десорбции*

Стадия	Извлекаемая форма радионуклида
I	Водорастворимая
II	Обменная
III	Связанная с Fe/Mn оксидами
IV	Связанная с органическим веществом породы
V	Связанная по механизму поверхностного комплексообразования
VI	Связанная за счет диффузии в минеральные зерна

лища для долговременного хранения и захоронения отвержденных РАО и ОЯТ [2]. В России длительное время осуществляется нагнетание жидких РАО в подземные проницаемые водонасыщенные горизонты, сложенные песчано-глинистыми породами, обладающими коллекторскими свойствами по отношению к разным по химическим свойствам техногенным радионуклидам [3].

В результате сформировались глубинные хранилища, имеющие ближнюю (образуется около нагнетательной скважины) и дальнюю зоны (находится вблизи фронта распространения компонентов отходов). Поведение долгоживущих радионуклидов в разных зонах в значительной степени определяет радиоэкологическую безопасность хранилищ. Данные гидрогеохимического, геофизического мониторинга и экспериментального моделирования различных процессов, происходящих в хранилище, свидетельствуют о локализации радионуклидов в ближней зоне, что согласуется с результатами термодинамических и математических расчетов [4, 5].

Однако, для долговременного прогноза миграции радионуклидов необходимо определить формы их нахождения на породах и установить закономерности межфазного распределения по мощности (глубине) и протяженности хранилища. Получить такие данные достаточно сложно, так как до последнего времени отсутствовала возможность отбора проб загрязненных пород на полигоне захоронения, а также имеются технические сложности при экспериментальном моделировании процессов в хранилище. Отсюда очевиден интерес к исследованию пород и поровых вод (керновый материал), отобранных непосредственно из глубинного хранилища низкоактивных отходов на полигоне подземного захоронения Сибирского химического комбината.

Хранилище размещается на глубине 270–320 м в III горизонте и перекрывается водоупорами C и D от выше и ниже лежащих горизонтов. Керновый материал был извлечен из эксплуатационного горизонта, сложенного песчано-глинистыми породами, и глинистых водоупоров. Основным макрокомпонентом отходов, поступающих в хранилище, является нитрат натрия (1 до 10 г/л); значительно ниже – концентрация бикарбонат – (0,1–1,0 г/л) и сульфат-ионов (0,01–0,4 г/л); содержатся поверхностно-активные вещества (до 0,01 г/л); pH изменяется от 7,6 до 8,7. В отходах присутствуют продукты деления и в следовых концентрациях a-излучающие нуклидов. Контроль за распространением компонентов отходов осуществляется по наблюдательным скважинам. Расположение нагнетательных и наблюдательных скважин на участке захоронения нетехнологических низкоактивных отходов (НАО) показано на рисунке 1.

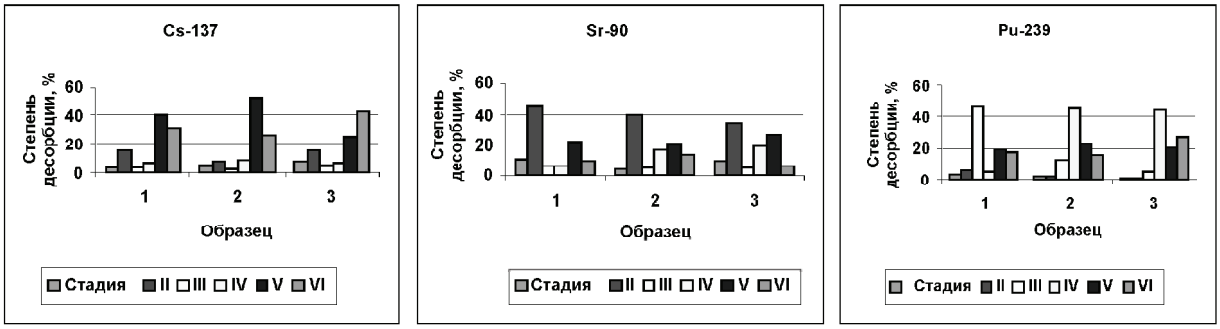


Рис. 3. *Формы нахождения ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239}Pu на породах*

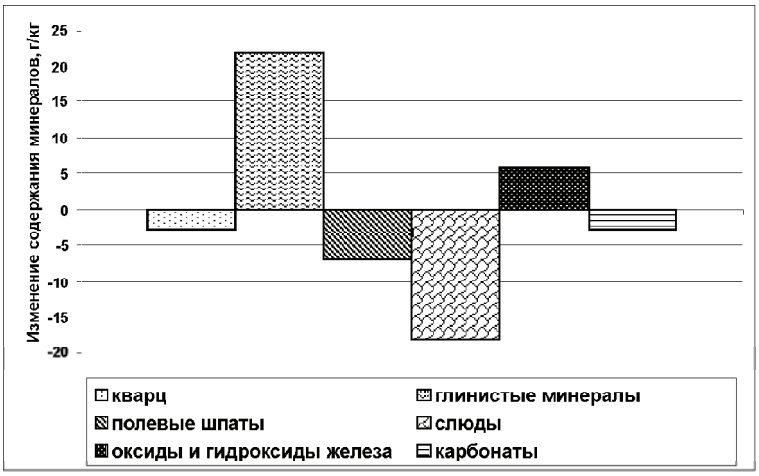


Рис. 4. *Изменение минералогического состава пород под воздействием низкоактивных отходов (по результатам термодинамических расчетов)*

В центре участка находится нагнетательная скважина Н-1, через которую отходы поступали в хранилище с 1968 по 1989 гг., объем удаленных отходов составил 3,7 млн м^3. Из трех исследовательских скважин, пробуренных на расстоянии 12,5, 25 и 50 м от скважины Н-1 отобраны породы, из которых извлечены поровые воды (центрифугирование). Результаты анализа поровых вод из исследовательских скважин и для сравнения из наблюдательной скважины, находящейся в 250 м от зоны нагнетания, приведены на (рис. 2).

Представленные данные свидетельствуют о снижении уровня активности радионуклидов на 1,5–2 порядка уже на расстояние 50 м от нагнетательной скважины, а на расстояние 250 м на 3–4 порядка (дальняя зона). Содержание радионуклидов в этой зоне не превышает уровней вмешательства (УВ), определяющих для разных радионуклидов границу между радиоактивными и нерадиоактивными растворами (табл. 1). В таблице приведены данные для проб подземных вод, отобранных на расстоянии 250–350 м от зоны нагнетания.

Таким образом, при фильтрации отходов по пласту-коллектору происходит накопление радионуклидов на породах, вмещающих глубинные хранилища, при этом наблюдается зональный характер распределения радионуклидов. Необходимо отметить, что при исследовании образцов глин, отобранных из перекрывающих хранилище водоупоров, не было обнаружено проникновение в них радионуклидов.

Надежность локализации радионуклидов зависит от форм их нахождения на породах. Существуют различные подходы к определению форм нахождения радионуклидов. Одним из методов является селективная десорбция, позволяющая извлекать радионуклиды, находящиеся на породах в различных формах путем последовательность обработки твердой фазы растворами определенного состава (табл. 2).

В результате определяется содержание радионуклидов, поглощенных породой за счет физического взаимодействия (мобильные формы – стадия I); обменных процессов, взаимодействия с оксидно-гидроксидными фазами Fe и Mn, органическим веществом породы (условно подвижные формы – стадии II–IV). Не десорбированные радионуклиды находятся в прочнофиксированной форме. Они могут быть извлечены растворами кислот при температуре 95 °С (прочнофиксированные формы – стадии V–VI).

С использованием этого метода определено распределение форм нахождения радионуклидов на песчано-глинистых породах, извлеченных из хранилища НАО (рис. 3). Исследовано три образца, отобранных с различной глубины из скважины, находящейся на расстоянии 12 м от нагнетательной скважины Н-1.

Цезий находится на породах преимущественно в малоподвижной форме (суммарное извлечение за стадии V и VI превышает 65–70%); стронций присутствует в обменной – условно подвижной (извлечено за II стадию 35–45%) и в прочнофиксированной формах (суммарное извлечение за стадии V и VI свыше 30%). Стронций является одним из наиболее подвижных техногенных радионуклидов в геологической среде и, обычно, доля его прочнофиксированных форм значительно ниже, чем в хранилище НАО. Необходимо отметить, что содержание ^{90}Sr на породах в мобильной форме (стадия I) не превышает 10%, для ^{137}Cs эта величина ниже и еще меньше для ^{239}Pu.

В отличие от цезия и стронция на распределение форм нахождения плутония влияет содержание окисленного железа и органического вещества породы (углистого вещества).

С увеличением содержания окисленного железа (обохренные пески) увеличивается доля плутония, связанная с оксидными минералами (стадия III). В образцах с повышенным содержанием углистого вещества возрастает количество плутония, десорбированного раствором, разрушающим органическое вещество (стадия IV). Следует отметить, что при этом незначительно изменяется содержание в образцах плутония, находящегося в малоподвижной и прочнофиксированной формах (стадии V и VI). В такой форме находится до 40% плутония, поглощенного на породах из хранилища. При экспериментальном моделировании процессов, происходящих в хранилище НАО, доля плутония и стронция в прочнофиксированных формах была значительно ниже. Вероятно, при длительном контакте радионуклидов с породами в условиях глубинного хранилища (десятки лет) техногенные факторы способствуют развитию процессов вторичного минералообразования, влияющих на перераспределение форм нахождения радионуклидов. Это согласуется с результатами термодинамических расчетов равновесного состояния исследуемой системы (рис. 4).

Взаимодействии НАО с породами пласта-коллектора сопровождается растворением кварца, полевых шпатов и слюд, образованием глинистых минералов и оксидно-гидроксидных соединений железа, способных принимать активное участие в сорбционных процессах.

Представленные данные позволили впервые получить реальное представление о распределении радионуклидов в глубинном хранилище нетехнологических жидких отходов: в проницаемых песках эксплуатационного горизонта и глинистых водоупорах, перекрывающих хранилище. Локализация радионуклидов вблизи зоны нагнетания сопровождается увеличением содержания на породах радионуклидов в прочнофиксированной форме, при этом активность радионуклидов вблизи фронта распространения макрокомпонентов отходов не превышает УВ.

Литература

1. *Лаверов Н.П., Величкин В.И., Омельяненко Б.И. и др. Новые подходы к подземному захоронению высокоактивных отходов в России // Геоэкология. – 2000. – №1. – С.3–12.*
2. *Обращение с радиоактивными отходами в России и странах с развитой атомной энергетикой : сборник / под общ. ред. В.А. Василенко. – СПб. : НИЦ "Моринтех", 2005. – С.240–257.*
3. *Рыбальченко А.И., Пименов М.К., Костин П.П. и др. Глубинное захоронение жидких радиоактивных отходов. – М. : ИздАТ, 1994. – 256 с.*
4. *Зубков А.А., Макарова О.В., Данилов В.А., Захарова Е.В. и др. Техногенные геохимические процессы в песчаных пластах-коллекторах при захоронении жидких радиоактивных отходов // Геоэкология. – 2002. – №2. – С.133–144.*
5. *Носков М.Д., Истомин А.Д., Кеслер А.Г., Зубков А.А. и др. Моделирование распределения радионуклидов в пласте-коллекторе при глубинном захоронении кислых жидких радиоактивных отходов // Радиохимия. – 2007. – Т.49, №2. – С.182–187.*

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УРАНА И ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В БИОМАССЕ ВОДНОГО РАСТЕНИЯ ELODEA CANADENSIS

Т.А. Зотина, А.Я. Болсуновский

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, t_zotina@ibp.ru

DISTRIBUTION OF URANIUM AND TRANSURANIUM ELEMENTS IN THE BIOMASS OF AQUATIC PLANT ELODEA CANADENSIS

T.A. Zotina, A.Ya. Bolsunovsky

Institute of Biophysics SB RAS, Krasnoyarsk, Russia

Abstract. *Yenisei River is contaminated with artificial radionuclides due to the operation of the Mining-and-Chemical combine producing weapon-grade plutonium and Electro-Chemical plant producing enriched uranium. Actinides (^{238,239,240}Pu, ^{241}Am, ^{239}Np) are recorded in floodplain soils, sediments and aquatic weeds of the Yenisei River [Bolsunovsky, Bondareva, 2007]. Accumulation of ^{238}U, and transuranic elements ^{241}Am and $^{238+242}$Pu and their distribution in fractions of the biomass of aquatic plant* Elodea canadensis *have been investigated in laboratory batch experiments. Radionuclides were taken up by apical shoots of* Elodea *from water. Of the ^{238}U, ^{241}Am and $^{238+242}$Pu activity concentrated in the shoots, about 90% was bound to cell walls, membranes and organelles and about 10% of the radionuclides was dissolved in cytoplasm. ^{241}Am and $^{238+242}$Pu were similar distributed among biomass fractions of elodea. Less than 1% of the actinides activity accumulated in the biomass was found in the lipid extract; 9% was bound to proteins and carbohydrates; the major part of the radionuclides (91%) was registered in the cell wall fraction that mainly contained cellulose-like polysaccharides. The distribution of uranium among biomass fractions differed from that of transuranic elements. Lipids fraction contained 3% of ^{238}U. 55% of uranium was recorded in extract of protein, which contained also 89% of carbohydrates, and 42% of uranium was recorded in cellulose-like polysaccharides of cell walls.*

Река Енисей подвергается радиационному загрязнению в результате работы Горно-химического комбината Росатома, имеющего действующий реактор и радиохимическое производство оружейного плутония. Трансурановые элементы (^{238,239,240}Pu, ^{241}Am, ^{239}Np) обнаружены в пробах пойменных почв, донных отложений и био-

Таблица 1. *Удельные активности урана, америция и плутония в биомассе элодеи*

Изотоп	Начальная концентрация в воде	Бк/г (мкг/г)
^{238}U	0,3–2,2 мг/л	0,5–2,9 (37–231)
^{241}Am	1,1 кБк/л	889±63
$^{238+242}$Pu	0,6 кБк/л	329±24

массы водных растений реки [1, 6]. Одним из источников техногенного загрязнения ураном служит Электрохимический завод, производящий обогащенный уран, расположенный в зоне водосбора р. Кан – одного из правобережных притоков Енисея [3].

Уран и трансурановые элементы токсичны для живых организмов. В экспериментах с бактериями показано, что токсичность урана и плутония является в большей степени химической, чем радиационной [15]. Уран более токсичен для бактерий, чем плутоний.

Растения являются важным звеном в миграции техногенных радионуклидов в водных экосистемах, благодаря способности накапливать радионуклиды в биомассе. Техногенные радионуклиды неравномерно распределяются в биомассе водных растений [2, 8, 10]. Локализация радиоактивных изотопов в биомассе макрофитов определяет дозовую нагрузку на специфические клеточные структуры, а также миграцию изотопов в водной экосистеме, включая трофические цепи [13, 14]. Одним из доминирующих макрофитов в зоне радиационного загрязнения р.Енисей является *Elodea canadensis* [16]. Элодея относится к числу наиболее чувствительных к тяжелым металлам видов водных растений [11].

Цель данного исследования – оценить распределение урана, америция и плутония по клеточным компартментам и биохимическим компонентам биомассы элодеи.

Материалы и методы

Для экспериментов использовали апикальные побеги погруженного водного растения *Elodea canadensis* (элодея) длиной 3 см и воду р. Енисей. Растения и воду отбирали в р. Енисей выше зоны радиационного загрязнения. Перед экспериментом растения выдерживали в условиях лабораторной климатической камеры в течение 3–5 дней при температуре 18–20°С, освещении люминесцентными лампами (2 клк на поверхности воды) с фотопериодом 14 ч свет : 10 ч темнота. Воду фильтровали через мембраны (RC, Millipore) с размером пор 0,2 мкм и хранили в холодильнике до начала эксперимента. Воду разливали по литровым стеклянным стаканам по 0,3–0,6 л и вносили изотопы. ^{238}U вносили в виде раствора уранил-нитрата, приготовленного из соли (Merck, Германия), ^{241}Am вносили в виде $^{241}Am(NO_3)_3$ (ООО НТЦ “РИМЭКС”, СПб, Россия), плутоний – в виде водного раствора изотопов ^{238}Pu и ^{242}Pu. Начальная активность ^{241}Am в воде составляла 1103±8 кБк/л, ^{238}U – 3,7–59,7 Бк/л (0,3–3,8 мкг/л), $^{238+240}$Pu – 629±11 Бк/л. После внесения изотопов pH воды доводили до 7 и затем вносили побеги растений.

Через 2–7 суток растения вынимали из экспериментальных сосудов и промывали дистиллированной водой при pH=7, погружая пробы в воду на 30 с, затем высушивали при температуре 60 °С. Перед измерением активности, накопленной в биомассе, верхушки растворяли в смеси перекиси водорода и азотной кислоты [2].

Из сухих верхушек экстрагировали последовательно липиды, белки и углеводы, как описано ранее [2, 4]. Растворенную внутриклеточную фракцию радионуклидов выделяли из гомогенизированной сырой биомассы [2].

Активность ^{241}Am и $^{238+242}$Pu в пробах измеряли на гамма-счетчике Wallac 1480 Wizard 3” (PerkenElmer, Финляндия). Концентрацию ^{238}U измеряли на масс-спектрометре Aligent-7500 (США). Активность урана рассчитывали из концентрации. Концентрацию общего азота в пробах определяли методом Къельдаля, углеводов – антроновым методом [9]. Концентрацию белка в пробах рассчитывали умножением концентрации общего азота на 6,25, а также в некоторых пробах определяли методом Лоури [12].

Результаты и обсуждение

Удельное накопление радионуклидов в биомассе элодеи. Динамика накопления америция и плутония растениями из воды имела вид кривых с насыщением, типичных для данных экспериментальных условий [7]. Изъятие америция и плутония растениями из воды прекратилось на вторые сутки эксперимента. Удельная активность этих радионуклидов в биомассе не изменялась достоверно в течение последующих пяти суток. Средневзвешенные значения удельной активности в сухой биомассе представлены в таблице 1. Удельная активность и концентрация урана в биомассе элодеи оценивались на седьмые сутки. Величины удельной активности в биомассе возрастали при увеличении начальной концентрации урана в воде. Оценка влияния урана на физиологические реакции растения [5] показала, что концентрации урана в данном диапазоне начальных концентраций не являются токсичными для элодеи.

Доля радионуклидов во внутриклеточном пространстве элодеи. Микроскопирование показало, что при гомогенизации биомассы происходит разрушение не только клеток, но и большей части хлоропластов. Фильтрация гомогенизированной биомассы через мембраны с размером пор 0.2 мкм приводит к отделению цитозоли с растворенными в ней радионуклидами от фрагментов клеточных стенок, плазмалеммы и органелл. Небольшая часть урана, америция и плутония, связанного с биомассой элодеи, зарегистрирована во фракции цитозоли (табл. 2). Наблюдалась повторяемость результатов, полученных в независимых экспериментах, проведенных в разное время. Таким образом, плутоний, как и америций, слабо проникают во внутриклеточное пространство элодеи. Уран в низких концентрациях, использованных в наших экспериментах, также не проникает во внутриклеточное пространство. В экспериментах с морскими микроводорослями были получены аналогичные нашим результаты. До 7% ^{241}Am зарегистри-

ровано в цитоплазме, остальное – в клеточной стенке [10, 13]. Слабое проникновение америция и плутония в цитоплазму растений объясняется тем, что эти радионуклиды имеют большее сродство к кислороду, чем к азоту и сере [13].

Исследования перехода радионуклидов по трофической цепи показали, что низкая эффективность ассимиляции ^{241}Am рачками обусловлена его слабым проникновением в цитоплазму микроводорослей [13]. Однако некоторые морские моллюски ассимилировали до 40% америция из биомассы микроводорослей, что авторы объясняют длительным временем переваривания пищи этими видами моллюсков [14].

Распределение радионуклидов между биохимическими компонентами биомассы. Во фракции липидов зарегистрировано до 1% америция и плутония, и до 2.6% урана (рис. 1). В экстракте белка, который содержал также 90% углеводов (табл. 3), обнаружено 9% америция и столько же плутония, и 55% урана. В остатке биомассы, который состоял, в основном из полисахаридов клеточных стенок типа целлюлозы, а также содержал 5% белка и 11% углеводов (табл. 3), зарегистрирована основная доля америция и плутония (90%), и значительная доля (43%) урана (рис. 1).

Таким образом, распределение урана и трансурановых элементов между биохимическими компонентами биомассы элодеи существенно различается. На основе полученных нами данных можно предположить, что основными накопителями америция и плутония является целлюлоза клеточных стенок элодеи (клетчатка). Значительная доля урана зарегистрирована во фракции, содержащей белок и углеводы. Необходимо провести дополнительные исследования, чтобы выяснить, с каким из этих двух компонентов биомассы связан уран. С учетом небольшой доли урана, зарегистрированной в цитозоле, можно предположить, что основными накопителями урана в биомассе элодеи являются белки и углеводы, встроенные в клеточные стенки и мембраны. Другие исследователи показали, что липиды и сахара, составляющие биомассу элодеи, содержат 12–21% таких техногенных изотопов как ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{51}Cr, накопленных в биомассе элодеи [8].

Таблица 2. *Доля радионуклидов в цитозоле и твердых частицах биомассы*

Фракция	^{238}U	^{241}Am	^{241}Am [2]	$^{238+242}$Pu	Размер частиц
Цитозоль	8–10	10±2	5±1	11±2	< 0,2 мкм
Клеточные стенки, плазмалемма, органеллы	90–92	90±2	95±1	89±2	> 0,2 мкм

Таблица 3. *Биохимический состав исходной биомассы элодеи и ее фракций (%)*

Компонент	Исходная биомасса	Фракции биомассы		
		Экстракт липидов	Экстракт белка	Остаток биомассы
Липиды	3,6±0,5	100	–	–
Белок ($N_{общ}$ x 6.25)	30,0±3,5	–	95	5±2
Углеводы	6,1	–	89±13	11
Полисахариды типа клетчатки	45±4	–	–	100
Зола (450 °C)	15,6±0,1	–	–	–

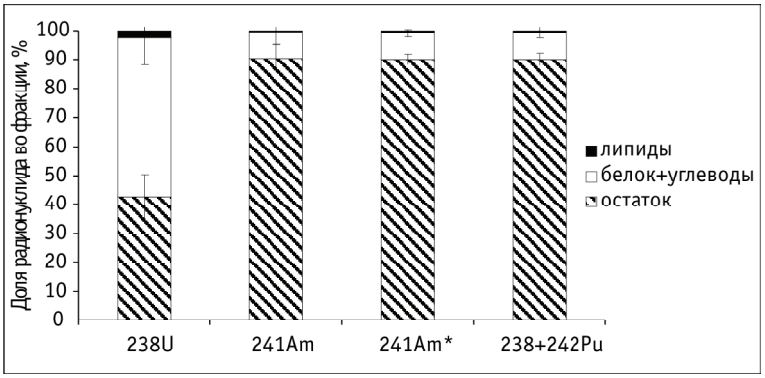


Рис. 1. *Распределение урана, америция и плутония между фракциями биомассы элодеи: липидами, белками и углеводами, остатком биомассы, который составляют в основном, полисахариды типа целлюлозы (% от суммарной активности во фракциях). Средние значения трех повторностей со стандартным отклонением. Звездочкой отмечены результаты, полученные нами ранее [2]*

Заключение

^{238}U, ^{241}Am и $^{238+242}$Pu, поглощенные из воды побегами элодеи, в основном связаны с твердыми компонентами биомассы растения (клеточными стенками, мембранами и органеллами). Небольшая доля (8–11%) радионуклидов может находиться в растворенной форме в цитоплазме.

Распределение урана и трансурановых элементов между биохимическими компонентами биомассы элодеи существенно различается. Основными накопителями америция и плутония в биомассе элодеи являются полисахариды клеточных стенок типа целлюлозы. Уран в равных долях накапливается целлюлозой и связанными с клеточными структурами белками и углеводами.

Полученные данные могут быть использованы для оценки миграции урана и трансурановых элементов в экосистеме реки Енисей, включая трофические цепи.

Благодарности

Авторы благодарят к.х.н. Л.Г. Бондареву и к.б.н. Д.В. Дементьева (ИБФ СО РАН, Красноярск) за помощь

в проведении экспериментов. Измерения содержания урана в пробах проведены в Институте химии и химической технологии СО РАН (Красноярск). Исследование поддержано грантом РФФИ-ККФН №09-04-98010-р_сибирь_а и частично проектом №23 программы РАН "Биологическое разнообразие".

Литература

1. *Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Бургер М. и др. Накопление техногенных радионуклидов водными растениями р. Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината // Радиац. биология. Радиоэкология. – 2002. – Вып.42(2). – С.194–199.*
2. *Зотина Т.А., Калачова Г.С., Болсуновский А.Я., Дегерменджи А.Г. Распределение ^{241}Am в биомассе пресноводных макрофитов // ДАН. – 2008. – Вып.421(3). – С.426–429.*
3. *Ковалев В.П., Мельгунов С.В., Пузанков Ю.М., Раевский В.П. Предотвращение неуправляемого распространения радионуклидов в окружающую среду (геохимические барьеры на смектитовой основе). – Новосибирск : Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГГМ, 1996. – 162 с.*
4. *Новицкая Г.В., Руцкая Л.А. Количественное определение липидов мембран хлоропластов // Физиол. раст. – 1976. – Вып.23. – С.889–905.*
5. *Шеходанов В.О., Зотина Т.А. Накопление урана в биомассе Elodea canadensis и оценка его токсичности для растения : Матер. III Всероссийской конф. по водной токсикологии, посвященной памяти Б.А.Флерова "Антропогенное влияние на водные организмы и экосистемы". Ч.2, Борок, 11–16 ноября 2008 г. – Борок : Ярославский печатный двор, 2008. – С.202–205.*
6. *Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // J. Alloy. Compd. – 2007. – Vol.444–445. – C.495–499.*
7. *Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophyte of the Yenisei River (Elodea canadensis) // J. Environ. Radioactiv. – 2005. – Vol.81(1). – C.33–46*
8. *Cecal A., K. Popa V. Potoroaca, Melniciuc-Puica N. Decontamination of radioactive liquid wastes by hydrophytic vegetal organisms // J. Radioanal. Nucl. Ch. – 2002. – Vol.251. – P.257–261.*
9. *Dreywood R. Qualitative test for carbohydrate material // Ind. Eng. Chem. – 1946. – Vol.18. – C.499–504.*
10. *Fisher N.S., Burns K.A., Cherry R.D., Heyraud M. Accumulation and cellular distribution of ^{241}Am, ^{210}Po and ^{210}Pb in two marine algae // Mar. Ecol. Prog. Ser. – 1983. – Vol.11. – C.233–237.*
11. *Kupper H., Kupper F., Spiller V. Environmental relevance of heavy metal-substituted chlorophylls using the example of water plants // J. Exp. Bot. – 1996. – Vol.47. – C.259–266*
12. *Lowry O.M., Rosenbrough W.J., Farr A.L., Randall R.J. Protein measurement with folin phenol reagent // J. Biol. Chem. – 1951. – Vol.193. – C.265–275.*
13. *Reinfelder J.R., Fisher N.S. The assimilation of elements ingested by marine copepods // Science. – 1991. – Vol.251. – C.794–796.*
14. *Reinfelder J.R., Wang W.-X., Luoma S.N., Fisher N.S. Assimilation efficiencies and turnover rates of trace elements in marine bivalves: a comparison of oysters, clams and mussels // Mar. Biol. – 1997. – Vol.129. – C.443–452.*
15. Ruggiero C.E., Boukhalfa H., Forsythe J.H., Lack J.G., Hersman L.E., Neu M.P. *Actinide and metal toxicity to prospective bioremediation bacteria // Environ. Microbiol. – 2005. – Vol.7(1). – C.88–97.*
16. *Zotina T.A. The biomass of macrophytes at several sites of the upper reaches of the Yenisei River // J. of Siberian Federal University. Biology. – 2008. – Vol.1(1). – C.102–108.*

РАДИОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В ТОО "МАЭК-КАЗАТОМПРОМ"

А.И. Иванов, А.Г. Газизов, Р.В. Рыжкова

ТОО "МАЭК-Казатомпром", Актау, Казахстан, maek@maek.kz

RADIOLOGICAL MONITORING IN LLP "MAEK – KAZATOMPROM"

A.I. Ivanov, A.G. Gazizov, R.V. Ryzhkova

LLP "MAEK-Kazatomprom", Aktau, Kazakhstan, maek@maek.kz

Краткая характеристика предприятия

Предприятие ТОО "МАЭК-Казатомпром" расположено в промышленной зоне города Актау.

Основной производственной деятельностью предприятия являются:

- получение и передача электрической и тепловой энергии;
- опреснение морской воды;
- приготовление и снабжение питьевой водой населения и промышленных предприятий;
- вывод из эксплуатации реакторной установки БН-350.

Характеристика предприятия как источника загрязнения атмосферного воздуха радиоактивными веществами

Для оценки степени влияния выбросов радиоактивных веществ на объекты окружающей среды и получения качественных и количественных характеристик веществ, удаляемых в приземный слой атмосферы на предприятии проведена инвентаризация источников выбросов. Всего на предприятии имеется 2 организованных источника выбросов радиоактивных веществ: реакторная установка БН-350 и установка по переработке натрия.

Для ограничения влияния выбросов на объекты окружающей среды и контроля объемов загрязняющих веществ, удаляемых в атмосферный воздух, на предприятии разработаны и утверждены проекты нормативов предельно допустимых выбросов (ПДВ) для радиоактивных веществ.

Предельно допустимый выброс загрязняющих веществ в атмосферу является научно-техническим нормативом и устанавливается для каждого конкретного источника загрязнения атмосферы при условии, что выбросы радиоактивных веществ от него с учетом их рассеивания и перспектив развития предприятия, не создадут приземные концентрации, превышающие установленные нормативы качества – предела годового

Таблица 1. *Фактический выброс РВ*

Наименование РВ	Фактический выброс радионуклидов в период работы РУ БН-350, МБк/год				Фактический выброс радионуклидов в период вывода РУ БН-350 из эксплуатации, МБк/год			
	Норматив ПДВ	1996	1997	1998	Норматив ПДВ	2006	2007	2008
ИРГ	675,2E+7	4,8E+7	10,2E+7	3,9E+7	–	0	0	0
ДЖН	20,3E+4	532,8	463,2	517,6	16,2E+4	201,5	116,6	121,7
Cs-137	6660	469,9	398,1	444,7	137	131	85	113

поступления (ПГП) и предела дозы облучения для населения.

Нормативы предельно-допустимых выбросов радиоактивных веществ (ПДВ РВ) от реакторной установки БН-350 разработаны для состояния с упакованным и стабилизированным отработанным ядерным топливом в бассейнах выдержки реактора, дренированным жидкометаллическим натриевым теплоносителем и с учетом вводимого в эксплуатацию объекта – установки по переработке натриевого теплоносителя (УПН).

В таблице 1 приведены фактические выбросы радиоактивных веществ. Объемы выбросов даны для сравнения в период эксплуатации (1996–1998 гг.) и за последние три года в период вывода из эксплуатации (2006–2008 гг.).

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха в районе размещения производственных подразделений предприятия осуществляется в соответствии с «Программой производственного мониторинга», которая разработана с учетом характера производственной деятельности комбината, установленными нормативами ПДВ радиоактивных веществ и требованиями нормативных документов:

- Экологического кодекса Республики Казахстан;
- Правил согласования программ производственного экологического контроля и требований к отчетности по результатам производственного экологического контроля, утвержденных приказом Министра охраны окружающей среды РК №123-п от 24.04.2007 г.;
- Норм радиационной безопасности (НРБ-99);
- Санитарно-гигиенических требований по радиационной безопасности;
- Санитарных правил проектирования и эксплуатации атомных станций (СП АС 88/93).

Программа радиационного мониторинга атмосферного воздуха включает в себя систематические измерения качественных и количественных показателей радиоактивных веществ в воздухе района расположения предприятия.

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха включает в себя контроль следующих объектов:

- выбросов радиоактивных веществ в атмосферу;
- концентрации радионуклидов в приземном слое воздуха;
- плотности радиоактивных выпадений;
- уровень содержания радиоактивных веществ в растительности, почве, сточных водах и водоеме-приемнике сточных вод, гидробионтах и водорослях.
- мощности дозы гамма-излучения на территории предприятия, санитарно-защитной зоны и зоны наблюдения.

Радиационная обстановка в районе размещения реакторной установки БН-350 формируются в основном в результате выбросов радиоактивных аэрозолей в приземной слой атмосферы реакторной установкой БН-350.

Для определения и контроля объемов и радионуклидного состава аэрозолей в воздушной среде производственных помещений и удаляемых в атмосферу вентиляционных выбросов на реакторной установке БН-350 используется система газоаэрозольного контроля (ГАК), в которую входит дозиметрическая установка “Система”.

Для определения объемной активности радиоактивных аэрозолей вентиляционных выбросов используется датчик БДБ-1 с аэрозольным фильтром АФА-РМП-20 и датчик БАД-1-50 с непрерывно движущейся лентой НЕЛ из ткани ФПП. Исследуемый воздух с установленной производительностью прокачивается через указанные фильтры, на которых осаждается дисперсная фаза аэрозолей. Удельная активность и изотопный состав радиоактивных аэрозолей, уловленных на фильтры АФА-РМП-20 и ленту НЕЛ определяются с помощью гамма-спектрометрической и радиометрической установки типа Б-4.

Перед выбросом в вентиляционную трубу отводимые аэрозоли поступают на очистную фильтровальную станцию. Для очистки радиоактивных выбросов на фильтровальной станции используются фильтры А-17 и Д-23, представляющие собой короба с гофрированными пластинами, обтянутыми тканью Петрянова. Коэффициент улавливания радиоактивных аэрозолей фильтрами указанного типа составляет 90%.

Мониторинг радиационной обстановки на территории промплощадки, санитарно-защитной и наблюдаемой зонах осуществляется в соответствии с “Регламентом радиационного контроля предприятия № 10-01/1393 от 04.09.2008 г.”, согласованным с природоохранными и санитарными органами.

В регламенте определены точки отбора и контроля периодичность и контролируемые параметры.

Для обеспечения мониторинга радиационной обстановки на территории промплощадки реакторной установки БН-350 в санитарно-защитной и наблюдаемой зонах предприятия создана система дозиметрических постов наблюдения за состоянием атмосферного воз-

Таблица 2. *Перечень дозиметрических постов и размещенного оборудования*

Дозиметрический пост	Расстояние от БН-350	Установленное оборудование	Контролируемый объект
Здание 130	0,4 км	Стационарная аспирационная дозиметрическая воздухофильтрующая установка ДФУ – 1 шт. Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 2 шт.)	Объёмная активность радиоактивных аэрозолей приземного слоя воздуха. Плотность радиоактивных выпадений на подстилающую поверхность. Мощность дозы гамма-излучения. Почва, растительность
ХТРО	2,0 км	Стационарная аспирационная дозиметрическая воздухофильтрующая установка ДФУ – 1 шт. Сборники радиоактивных выпадений (конус – 1 шт.)	
Здание 205	1,0 км	Стационарная аспирационная дозиметрическая воздухофильтрующая установка ДФУ – 1 шт. Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 1 шт.)	
Город (7 мкр.)	13 км	Стационарная аспирационная дозиметрическая воздухофильтрующая установка ДФУ – 1 шт. Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 1 шт.)	
Очистные сооружения МАЭК	1,5 км	Сборники радиоактивных выпадений (конус – 1 шт.)	Плотность радиоактивных выпадений на подстилающую поверхность. Мощность дозы гамма-излучения. Почва, растительность
АТЗ	3,0 км	Сборники радиоактивных выпадений (конус – 1 шт.)	
ЦЗЛ	6,0 км	Сборники радиоактивных выпадений (конус – 1 шт.)	
п. Умирзак	4,0 км	Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 1 шт.)	
ст. Мангышлак	10 км	Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 1 шт.)	
Б/о «Ивушка»	14 км	Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 1 шт.)	
п. Акшукур. Фон. точка	18 км	Сборники радиоактивных выпадений (планшет – 1 шт.)	

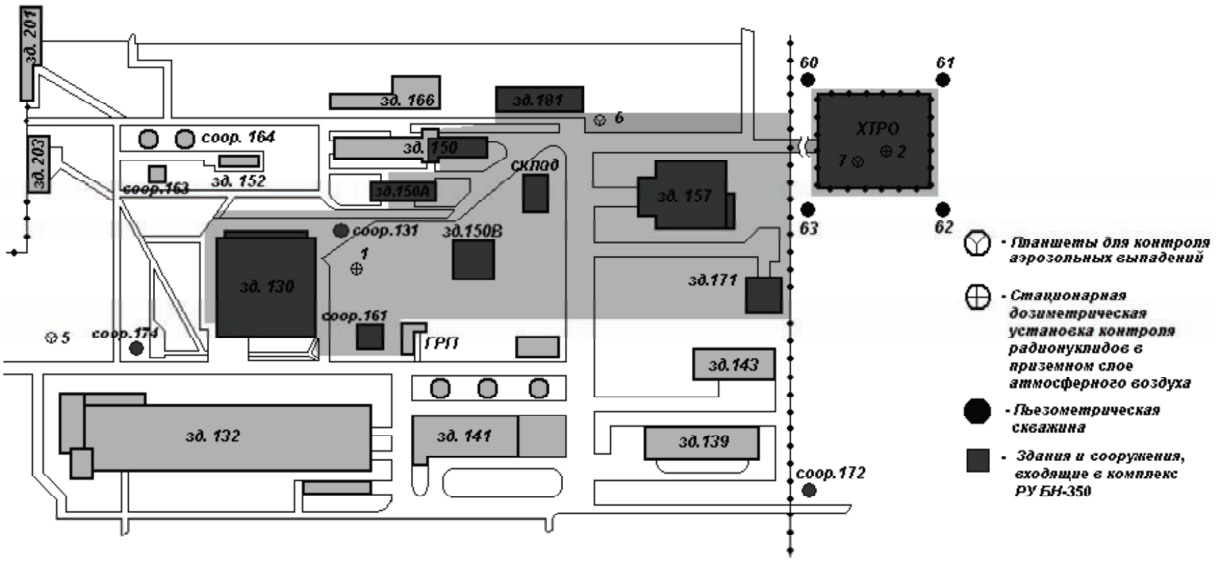


Рис. 1. *Схема расположения точек контроля атмосферного воздуха на промышленной площадке реакторной установке БН-350*

духа, радиоактивных выпадений, содержания радионуклидов в почве, растительности, мощности дозы гамма-излучения на местности.

В таблице 2 приведен перечень дозиметрических постов и размещенного оборудования, на рисунках 1 и 2 показано размещение дозиметрических постов на территории промплощадки в СЗ и наблюдаемой зонах.

Отбор проб радиоактивных веществ в воздухе производится с помощью аспирационных установок производительностью 800–1000 м^3/ч на фильтр из ткани ФПП-15, время экспозиции фильтра 7 дней при непрерывном отборе.

Контроль радиоактивных выпадений осуществляется седиментационным методом на марлевых планшетах, отбор проб производится 2 раза в месяц по всем точкам.

Для определения содержания радионуклидов в почве и растительности пробы отбираются в пунктах контроля радиоактивных выпадений, отбор проб произво-

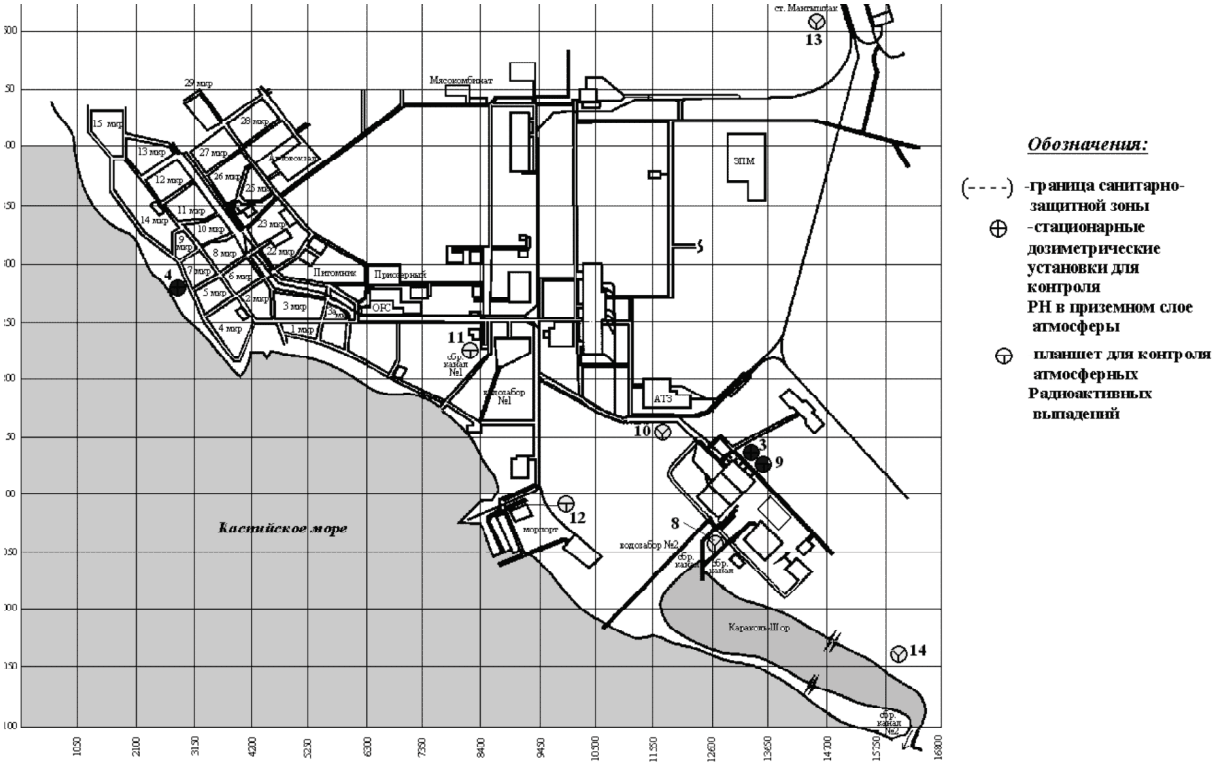


Рис. 2. *Схема расположения точек радиационного контроля в санитарно-защитной и наблюдаемых зонах*

дится один раз в год. В этих же пунктах контролируется мощность дозы гамма-излучения на территории санитарно-защитной и наблюдаемой зон переносными дозиметрами. Мощность дозы гамма-излучения на промышленной площадке реакторной установки контролируется методом пешеходной гамма-съемки.

Аналитический анализ проб объектов окружающей среды осуществляется в лаборатории службы химического, экологического и радиационного контроля. Используются радиохимические, гамма-спектрометрические и радиометрические методы.

Выводы

Радиационный мониторинг атмосферного воздуха выполняется в соответствии с требованиями нормативных документов по охране окружающей среды и радиационному контролю действующими в Республике Казахстан.

Объем радиационного мониторинга позволяет оценить влияние производственной деятельности на объекты окружающей среды и принимать оперативные решения по предотвращению превышений нормативов выбросов.

За весь период эксплуатации реакторной установки БН-350 и в настоящее время не было превышений нормативов ПДВ РВ и соответственно, вклад в дозу облучения населения от данной установки не превышает предел годовой дозы для населения по НРБ-99.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ОТРАБОТАВШИХ УРАНОВЫХ РУДНИКОВ ПРИ РЕАБИЛИТАЦИИ ЗЕМЕЛЬ, ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ ОБЪЕКТОВ УРАНОДОБЫВАЮЩЕЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

А.И. Иванов, И.Л. Яковлев

ТОО "МАЭК-Казатомпром", Актау, Казахстан, maek@maek.kz

USE OF THE FULFILLED URANIUM MINES AT REHABILITATION OF THE EARTHS POLLUTED BY RADIONUCLIDES AS A RESULT OF ACTIVITY OF URANIUM MINING OBJECTS OF THE INDUSTRY

A.I. Ivanov, I.L. Yakovlev

MAEK-KAZATOMPROM LLP, Aktau, Kazakhstan, maek@maek.kz

Abstract. *The problem of safe storage of a radioactive waste occupies the leading part in the modern world. Sources of a waste are well-known: these are the atomic engineering enterprises, uranium and a petroleum industry, tests of the nuclear weapon. Overwhelming volume of a waste make the low-active: that is the tail-storage of the mountain-metallurgical combines, the fulfilled equipment uranium and a petroleum industry with besieged on walls natural radionuclides, a ground of territories of proving grounds. Besides, at infringement of requirements to platforms of storage of the fulfilled equipment, there can be a rating of radionuclides and pollution of the considerable areas. The report is devoted a problem of rehabilitation radionuclides polluted territories round the Aktau-city of Mangistau area. Experts of MAEK-KAZATOMPROM LLP had been spent work on radiating inspection of territory round a city and effective and rather inexpensive way of liquidation of zones of radioactive pollution with use of the preserved uranium mines is offered.*

Введение

В настоящее время во всем мире остро стоит проблема утилизации и захоронения техногенных радиоактивных отходов. Республика Казахстан, имеющая развитую уранодобывающую промышленность, также столкнулась с этой проблемой. В Республике накоплены десятки миллионов тонн радиоактивных отходов, образовавшихся в результате работы горно-металлургических комбинатов, проведения испытаний ядерного оружия, эксплуатации исследовательских и промышленного реактора.

Но, если площадки реакторов проектировались с учетом переработки и хранения отходов и имеют в своем составе долговременные хранилища, то для остальных источников техногенного радиоактивного загрязнения окружающей среды места локализации радиоактивных отходов, как правило, отсутствуют.

Большая часть накопленных радиоактивных отходов относится к категории низкоактивных. В Республике Казахстан местами концентрации низкоактивных отходов являются хвостохранилища, территория и отработавшее оборудование горно-металлургических обогатительных комбинатов, отработавшее оборудование и территория предприятий нефтедобывающей промышленности, территории полигонов для испытаний ядерного оружия.

Отработавшее и демонтированное оборудование зачастую хранится на неприсособленных и неохраняемых площадках, что, в свою очередь, приводит к свободному доступу населения. Оборудование загрязнено природными радионуклидами, концентрация которых повышена из-за процессов обогащения или осаждения на стенках. Отработавшее оборудование изготовлено, как правило, из цветных металлов или из нержавеющей стали и свободный доступ приводит к хищениям и, как следствие, к распространению радиоактивного загрязнения за пределы территории, загрязнению значительных площадей поверхности почвы.

В Мангистауской области специалистами Центра радиационных технологий и технической диагностики ТОО "МАЭК-Казатомпром" было проведено радиационное обследование территории вокруг города Актау с целью определения зон радиоактивного загрязнения почвы и возможных путей их ликвидации.

Радиационное обследование территории вокруг города Актау

При проведении радиационного обследования вокруг города Актау было обнаружено несколько обширных участков:

- территория в районе 11-го км автотрассы Актау-Баянды;
- территория в районе п.п. Кызыл-Тюбе, Даулет;
- территория, примыкающая к Адайской автобазе;
- территория, примыкающая к ТОО "Мангистауэнергомунай";
- территория дачных поселков и примыкающих дорог;
- территории некоторых предприятий;
- участок вокруг технологических трубопроводов АТЗ-ХГМЗ;
- территория могильника радиоактивных отходов бывшего ПГМК возле хвостохранилища.

Все обследованные участки не имеют ограждения, не охраняются и доступны для населения и выпаса скота. Часть участков обозначена знаками радиационной опасности. На всех участках были выявлены локальные места загрязнения с мощностью экспозиционной дозы до 150 000 мкР/ч. Кроме того, на некоторых участках находятся несанкционированные свалки радиоактивного оборудования и металла, которые свободно и активно посещаются сборщиками металлолома.

С каждого участка были взяты пробы материалов, грунта и растительности. Спектральный анализ показал наличие в пробах радионуклидов цепочки распада Ra-226 с удельной активностью, соответствующей катего-

рии низко- и среднеактивных ТРО (грунт и технологическое оборудование). Растительность на участке не содержала радионуклидов с удельной активностью выше установленных норм. Глубина инфильтрационной миграции радионуклидов в почве на участках доходила до 0,5 м.

Выбор мест размещения на хранение радиоактивных отходов

Для ликвидации радиоактивного загрязнения почвы перечисленных выше участков радиоактивного загрязнения было предложено использовать законсервированные охраняемые урановые карьеры бывшего Прикаспийского горно-металлургического комбината, ныне АК "Каскор".

Предварительно было проведено радиационное обследование этих карьеров Мощность экспозиционной дозы на дне котлованов достигала 200 мкР/ч. Спектральный анализ проб грунта из котлованов показал идентичность нуклидного состава с пробами грунта с загрязненных участков. Карьер 2/3 оказался наиболее подходящим для размещения в нем радиоактивного грунта по качеству подъездных путей.

По результатам обследования специалистами ТОО "МАЭК-Казатомпром" был предложен следующий способ ликвидации зон радиоактивного загрязнения:

- отработавшее оборудование и металлолом разместить в контейнерах на площадке временного хранение ТОО "Актал-ЛТД";
- загрязненный грунт разместить в карьере 2/3 АК "Каскор":
- вскрытые участки земли и размещенную в карьере почву засыпать чистым грунтом.

Документация

На проведение работ по радиационной реабилитации комбинатом были получены необходимые разрешительные документы. В их число вошли:

- государственная лицензия ГЛА 0000780 на право контроля за радиационной обстановкой на территории Республики Казахстан;
- разрешение от областного акимата на размещение низкоактивного грунта в карьере 2/3;
- лицензии и санитарные паспорта на автомобили;
- разрешения и согласования от других контролирующих органов.

На комбинате также был разработан полный комплект технической документации для проведения реабилитации:

- технологические регламенты;
- программы обеспечения качества;
- инструкции по безопасности;
- планы аварийного реагирования.

Радиационная реабилитация территорий

На основании проделанной работы был составлен проект реабилитации загрязненных радионуклидами территорий вокруг города Актау и заключен договор с Мангистауским областным территориальным управлением охраны окружающей среды.

Работы по реабилитации были разбиты на несколько этапов:

- сбор металлолома и упаковка его в емкости-упаковки длительного хранения;
- сбор грунта с мощностью экспозиционной дозы свыше 200 мкр/с и упаковка его в емкости-упаковки длительного хранения;
- размещение упаковок на территории предприятия-загрязнителя – ТОО "Актал Лтд";
- сбор грунта с мощностью экспозиционной дозы от 20 до 200 мкр/с, вывоз и размещение в карьере 2/3 АО "АК Каскор";
- засыпка чистым грунтом и планирование реабилитированной площадки.

В ходе выполнения работ были обнаружены новые места загрязнений. Первоначально оцененный объем грунта увеличился в несколько раз. При снятии грунта с относительно небольшой мощностью экспозиционной дозы обнаруживался закопанный радиоактивный металлолом, элементы конструкций.

Заключение

Специалистами ЦРТиТД ТОО "МАЭК-Казатомпром" была проведена радиационная реабилитация свыше 180 000 м^2 территории. Общий объем загрязненного низкоактивного грунта, вывезенного в карьер 2/3 составил свыше 8 500 м^3. Общая масса среднеактивных отходов, включая металлолом, составила свыше 10 тонн; отходы были размещены в 33 упаковках длительного хранения.

Предлагаемый способ ликвидации зон радиоактивного загрязнения относительно недорог. Также имеется возможность применения такой технологии для реабилитации загрязненных территорий в масштабах всей Республики. Этим достигается решение нескольких задач:

- размещение и локализация низкоактивных отходов в охраняемом месте;
- предотвращение поступления в атмосферу радиоактивной пыли урановой руды вследствие засыпки чистым грунтом обнаженных пластов.

Кроме того, отработавшие рудники пригодны для размещения в них любых низкоактивных отходов, в частности радиоактивных отходов нефтепромыслов.

ГЕОХИМИЯ U И Th В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НЕПРОТОЧНЫХ ВОДОЕМОВ И ОЗЕР ЮГА ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

А.Ю. Иванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия

GEOCHEMISTRY OF U AND Th IN THE LAKE SEDIMENTS OF THE SOUTH OF TOMSK REGION

A.Yu. Ivanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *Geochemistry of U and Th in sediments in the lake of the south of Tomsk region is discussed in this report. The values of uranium in sediments are higher than in other regions of Siberia. These high uranium concentrations in the lake sediments of the south of Tomsk region have mainly natural sources.*

Донные отложения – важнейший компонент аквасистемы, во многом определяющий ее состояние. Обладая значительной сорбционной емкостью, донные отложения накапливают загрязняющие вещества. Важными характеристиками, определяющими донные отложения, являются вещественный и гранулометрический состав. Поэтому изучение природных и антропогенных факторов, определяющих пространственное распределение химических элементов, доступность их растениям, способность переходить в природные воды, актуально [4].

Донные отложения (ДО) депонируют микроэлементы и другие загрязняющие вещества, поэтому их можно рассматривать в качестве информативного показателя качества вод и одновременно источника вторичного загрязнения. Ненарушенные ДО содержат "исторические записи" прошлых химических условий и позволяют установить фоновые уровни, с которыми можно сравнивать и сопоставлять следующие условия. Под влиянием изменения физико-химических условий (например, pH, Eh, растворенный кислород, бактериальная активность) связанные с ДО соединения могут растворять и водную толщу, поступать в пищевую цепь и иметь вторичные эффекты для водных обитателей. Некоторые относительно инертные или безвредные вещества могут разрушаться или реагировать с другими, образуя растворимые и потенциально токсичные формы (например, процесс метилирования Hg и Pb). Поэтому ДО выступают накопителем и одним из главных источников загрязнения и должны исследоваться для определения потенциального переноса загрязняющих веществ [1].

Для изучения антропогенного влияния предприятий томской промышленной агломерации на окружающую среду нами изучены геохимические особенности донных отложений озерных водоемов и прудов юга Томской области.

Таблица 1. *Содержание U и Th в донных отложениях озер Томской области и других регионов Сибири, г/т*

Регион (район, объект) исследования	Кол-во водоемов	Уран		Торий		Источник информации
		Среднее содержание*	V,%	Среднее содержание	V,%	
Томская область, в том числе:	278	3,3±0,5 0,5–35,2	95	7,1±0,5 0,45–13,7	33	Наши данные
Томский район	36	3,7±0,5 2,5–6,6	24	6,9±0,5 5,8–8,9	11	Наши данные
Кожевниковский район	50	5,0±0,5 0,9–35,2	112	7,5±0,5 2,2–11,5	29	Наши данные
Бакчарский район	5	0,9±0,5 0,5–2,6	82	6,8±0,5 5,1–8,6	11	Наши данные
Шегарский район	22	4,1±0,5 1,07–30,9	146	8,2±0,5 1,3–13,7	38	Наши данные
Зырянский район	40	3,1±0,5 0,5–11,9	65	7,6±0,5 4,1–11,3	21	Наши данные
Асиновский район	66	3,5±0,5 1,5–6,7	38	7,8±0,5 1,2–12,9	24	Наши данные
Кривошеинский район	59	3,0±0,5 1,4–5,3	54	7,2±0,5 3,8–9,9	16	Наши данные
Озеро Ум	1	1,2±0,5 0,8–2,0	24	3,5±0,5 2,9–5,0	11	Наши данные
Экорегион Байкал	11	3,1±0,5 0,3–19	н.д.	5,5±0,5 <0,1–17,3	н.д.	[3]
Республика Тыва	17	1,6±0,5 <0,1–3,5	н.д.	2,9±0,5 <0,1–7	н.д.	[3]
ЯМНАО	12	1,1±0,5 0,7–2,3	н.д.	1,9±0,5 1,8–4,8	н.д.	[3]
Республика Саха	10	1,6±0,5 <0,1–9,3	н.д.	4,7±0,5 1,5–8,6	н.д.	[3]
Алтайский край	82	2,7±0,5 <0,1–15,5	н.д.	7,8±0,5 <0,1–18,9	н.д.	[3]
Республика Алтай	17	2,7±0,5 0,2–12,8	н.д.	5,6±0,5 <0,1–14,7	н.д.	[3]

Примечание: * – в числителе среднее значение ± ошибка определения среднего, в знаменатель – min и max значения, н.д. – нет данных.

Цель работы заключалась в изучении специфики химического состава донных отложений, выявление геохимических ассоциаций элементов, механизмов и источников их поступления. Для этого оценивались уровни накопления химических элементов, исследовались закономерности их распределения в вертикальном профиле и по латерали.

Опробование донных отложений в 2001–003 гг. выполнено В.С. Архиповым и В.К. Бернатонисом, а в 2005–2009 гг. – автором статьи. Отбор проб проводился с помощью специального пробоотборника, позволяющего проводить секционное опробование донных отложений. Интервал отбора изменялся от 0,015 до 1 м. в зависимости от поставленной задачи.

Определение содержания элементов – примесей выполнено методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ (аналитик А.Ф. Судыко).

В процессе выполнения работы были исследованы 36 озер Томского района, 50 озер Кожевниковского, 59 озер Кривошеинского, 40 озер Зырянского района, 66 озер Асиновского, 5 озер Бакчарского и 22 озера Шегарского районов. Всего изучено 412 проб из 278 водоемов.

Для отдельных водоемов выполнена детализация разреза донных отложений с интервалом опробования от 1 до 10 см.

Результаты исследования содержаний урана и тория в донных отложениях озер юга Томской области в сравнении с другими регионами Сибири представлены в таблице 1. Обращает на себя внимание, что оценки средних содержаний урана и тория в Кривошеинском, Зырянском и Томском районах близки. Донные отложения озер Кожевниковского и Шегарского районов существенно отличаются высоким содержанием урана. Его содержание в отдельных водоемах превышает 20 г/т при максимальном значении до 60 г/т (водоем близ. деревни Осиновка).

По уровням накопления радиоактивных элементов донные отложения водоемов Томской области близки к Байкальскому региону, к Алтайскому краю и Республике Алтай, отличаясь несколько повышенным средним содержанием урана. Они существенно отличаются от отложений озер Республики Тыва, Республики Саха и Ямало-Ненецкого автономного округа.

На рисунке 1 представлен график, отражающий положение донных отложений в координатах U-Th, из которого можно сделать вывод, что причина повышенного содержания U в Томском, Шегарском и Кожевниковском районах может быть обусловлено предположительно двумя факторами:

– снос и концентрирование U в осадочных отложениях вдоль южного обрамления Западно-Сибирской плиты. Возможность такого механизма накопления высоких содержаний урана в донных отложениях подтверждается наличием здесь многочисленных проявлений U в торфяниках [2], бурых углях палеогенового возраста (Усманское, Яйское и др. месторождения), в окисленных бурых углях юрского возраста (Козульское и др.), наличие собственных гидротермальных месторождений U (Малиновское и др.).
– техногенное концентрирование элементов в результате деятельности предприятий ядерно-топливного цикла.

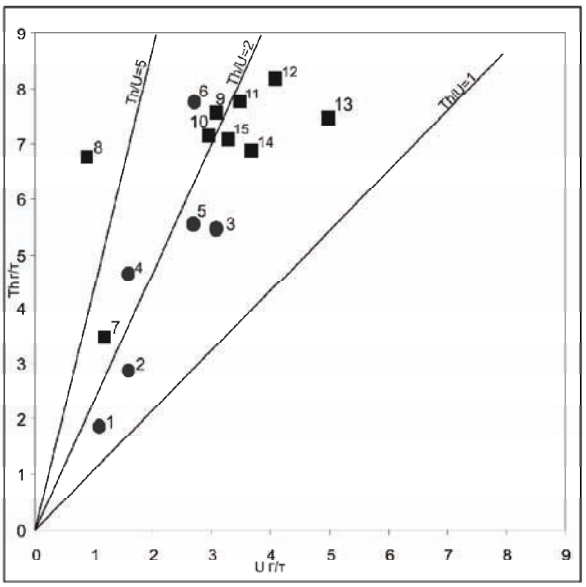


Рис.1. *Радиогеохимическая характеристика донных отложений озер Томской области и других регионов Сибири: 1 – ЯМНАО; 2 – Республика Тува; 3 – экорегион Байкал; 4 – Республика Саха; 5 – Республика Алтай; 6 – Алтайский край; 7 – озеро Ум; 8 – Бакчарский район; 9 – Зырянский район; 10 – Кривошеинский район; 11 – Асиновский район; 12 – Шегарский район; 13 – Кожевниковский район; 14 – Томский район; 15 – среднее для Томской области*

Для изучения динамики поступления радиоактивных веществ в ДО были детально изучены водоемы и озера не попадающие в зону антропогенного воздействия (рис. 2), и находящиеся в непосредственной зоне влияния Томск-Северской промышленной агломерации (рис. 3).

На общем фоне резко выделяется Кожевниковский район. Пространственное положение озер Кожевниковского района с аномальными концентрациями урана в донных отложениях позволяет рассматривать природный фактор его накопления как наиболее вероятный. Однако без проведения специализированных исследований не следует исключать и возможность техногенного загрязнения водоемов радиоактивными элементами.

Выбранное в качестве эталона озеро Ум, расположенное на границе с заказником “Томский”, отличается низким относительно выдержанным содержанием в разрезе донных отложениях, как урана, так и тория. Характерно высокое торий-урановое отношение. Это обстоятельство указывает на преимущественно кластогенное поступление радиоактивных элементов в водоем. По уровню накопления радиоактивных элементов выбранный эталонный объект наиболее близок к озерам Республики Тыва и Республики Саха. Как известно, в силу

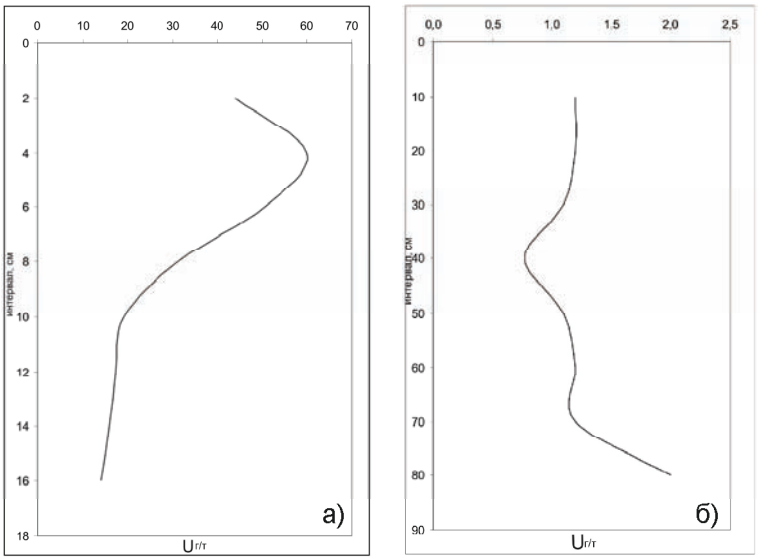


Рис. 2. *Вертикальное распределение концентрации урана в разрезе донных отложений: а) водоем располагающийся близ. д.Осиновка (Кожевниковский рацон); б) озеро Ум расположенное на границе с заказником "Томский"*

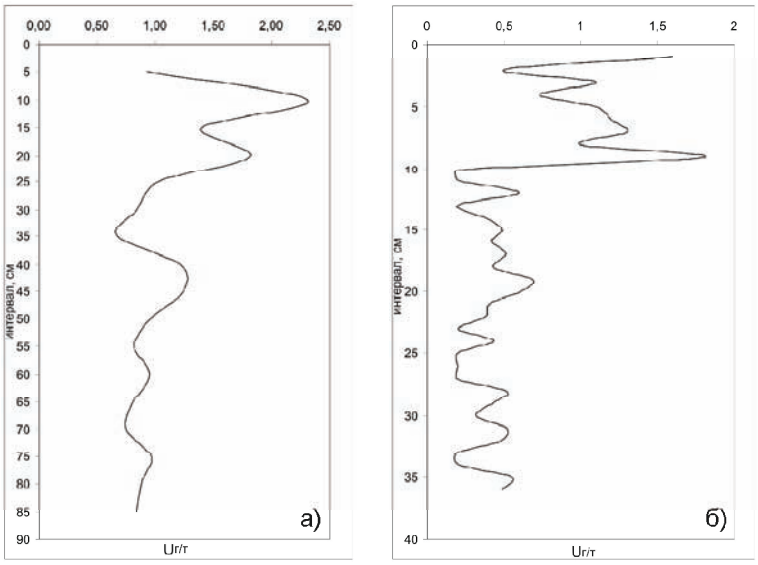


Рис. 3. *Вертикальное распределение концентрации урана в разрезе донных отложений: а) озеро, в заказнике "Томский"; б) озеро Черное, находящееся в зоне влияния СХК*

своего географического положения они мало затронуты процессами промышленного загрязнения. Однако причины низкого содержания U и Th могут быть обусловлены и особенностями геологического строения области питания озерных котловин.

Озеро Черное находиться в зоне влияния Сибирского химического комбината (СХК). Для более детальной геохимической оценки было произведено опробование с интервалом через 1 см.

В озере Черном, которое находиться вблизи г. Томска и г. Северска в вертикальном профиле донных отложений наблюдается резкая смена геохимических ассоциаций, соответствующая периоду 50-х, 60-х гг. прошлого столетия (рис. 3). Смена геохимической обстановки совпадает с началом промышленной перестройкой г. Томска и строительства СХК.

Таким образом, проведенные исследования показали, что донные отложения озерных водоемов Томской области отличаются несколько повышенным по сравнению с другими регионами Сибири содержаниями урана. Особенно значительные аномалии установлены на крайнем юге области. Происхождение этой аномалии в настоящее время окончательно не выяснено и требует постановки специализированных исследований.

Изучение донных отложений слабопроточных водоемов – одно из перспективных направлений современной геохимии экосистем. Исследование донных отложений позволяет изучать не только динамику изменения состава окружающей среды за длительный период времени, но и выделять временные интервалы наиболее интенсивного поступления радиоактивных элементов в среду обитания.

Литература

1. *Даувальтер В.А. Химический состав донных отложений субарктического озера под влиянием горной металлургии // Известия АН, серия географическая. – 2002. – №4. – С.65–73.*

2. *Росляков Н.А., Калинин Ю.А., Рослякова Н.В. и др. Экзогенное концентрирование радионуклидов в торфяниках и корах выветривания Новосибирской области // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. II Международной конференции. – Томск: Тандем-Арт, 2004. – С.522–526.*

3. *Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Маликова И.Н, Маликов Ю.И. Современное распределение естественных радионуклидов и ^{137}Cs в донных отложениях озер различных регионов Сибири / Ин-ут геологии ОИГГМ СО РАН // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий : труды междунар. конф., г. Москва, 5–6 декабря 2005 г. – Т.2. Радиоактивное загрязнение окружающей среды после ядерных взрывов и аварий. Мониторинг базы данных, поля загрязнения и их динамика / под, ред. акад. Ю.А. Израэля. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2006. – С.310–316.*

4. *Хаджеева З.И., Тулохонов А.К. Распределение металлов в донных отложениях проток дельты р. Селенга // Геохимия. – 2007. – №2. – С.216–223.*

ИЗУЧЕНИЕ ПОВЕДЕНИЯ ^{60}Co И ^{137}Cs В ПОЙМЕ РЕКИ ЕНИСЕЙ

С.А. Иванов

Радиоэкологический центр ФГУП "ГХК", Россия, Красноярский край, Железногорск, krs26ivanov-s@mail.ru

STUDY OF ^{60}Co AND ^{137}Cs BEHAVIOR IN THE RIVER YENISEY FLOODPLAIN

S.A. Ivanov

Radioecological Center, Zheleznogorsk, Krasnoyarsk Kray, Russia

Abstract. *This paper presents data on the induced radionuclide content in the Yenisey river-bed deposits. The experiment was conducted to separate a sample of the river bottom deposits on the flotation plant. The ^{60}Co content dependence on the particle size and different ^{60}Co and ^{137}Cs hydrological behavior were found out.*

В настоящее время результатами многочисленных исследований подтверждается тот факт, что загрязнение русла р. Енисей радионуклидами происходило вследствие эксплуатации прямоточных ядерных реакторов в период с 1958 по 1992 гг. Радиационное воздействие на экосистему р. Енисей в последующие годы, после остановки прямоточных реакторов, практически не обнаруживается. Не вызывает сомнения и то, что имеющееся загрязнение присутствует в пойме р. Енисей в основном в виде отложений взвеси, локализация которых зависит от гидрологических условий реки. Аккумуляция на пойменных участках суши в виде аллювиальных отложений осуществляется вследствие сезонных колебаний уровня воды. В свою очередь в русле накопление в виде донных отложений происходит в силу геоморфологических особенностей поймы (повороты русла, ухвостья островов, протоки, улова).

Основной состав техногенных радионуклидов в пойменных почвах р. Енисей представлен гамма-излучателями (^{60}Co, ^{152,154}Eu, ^{137}Cs). Участки поймы с наибольшим их содержанием расположены в ухвостьях островов [1], наиболее загрязненные донные отложения – в застойных зонах [2]. Вертикальное распределение радионуклидов имеет сложный характер [3–5], концентрация ^{152}Eu в верхних горизонтах почвы сопоставима с концентрацией ^{137}Cs и ^{60}Co [6].

Характер распределения техногенных радионуклидов в пойменных отложениях обусловлен гидродинамическими условиями переноса и осаждения речных наносов. Уже первыми исследованиями, проведенными на р. Енисей в 1973 г. [7], было установлено, что ^{60}Co переносится преимущественно со взвесями, ^{137}Cs до 50% переносится также со взвесями, а оставшаяся часть – в растворенной форме. Последующие наблюдения подтвердили ранее выявленный характер переноса ^{137}Cs. Так, по данным работы [1], концентрация ^{137}Cs во взвешенных частицах составляла 20–50% его суммарного содержания в воде. По данным работы [2], содержание ^{137}Cs в нерастворимых формах достигало 46–68%.

Анализ геоморфологического строения пойменных ландшафтов выявил связь содержания ^{137}Cs с характером ландшафта [8]. Отложение пойменных речных наносов обусловлено гидрологическими (длительность и глубина затопления) и гидродинамическими (скорость и направление течения) условиями. Их роль в транспорте радионуклидов может быть выявлена при изучении распределения радионуклидов в аллювиальных фракциях, различающихся минералогическим и гранулометрическим составом.

Гранулометрический состав отложений формируется в процессе паводков и отражает их гидрологический режим, а вклад различных фракций в общую активность почвенного слоя характеризует влияние гидрологического режима на перенос радионуклидов. Изменение гидрологического режима находит отражение в чередовании литологических слоев различного фракционного состава: мелкие илистые наносы характеризуют слабые скорости течения, среднезернистые и крупнозернистые приурочены к более активному периоду транспорта и осаждения речных наносов [9].

Представляется 2 наиболее вероятных объяснения тому, каким образом отложения становились радиоактивными:

1) загрязнение взвеси при контакте с водой содержащей радионуклиды в растворенной форме;
2) загрязнение взвесью, образовывавшейся в прямоточном реакторе и поступавшей в реку через организованный источник сброса.

Первое объяснение маловероятно, т.к. концентрация вышеуказанных радионуклидов в осветленной сбросной воде незначительна и при разбавлении стоков речной водой находятся на грани обнаружения, что подтверждается результатами анализов енисейской воды ниже источника сброса [10]. Таким образом, активность пойменных отложений обусловлена поступлением в них взвешенных радиоактивных частиц, образовавшихся в прямоточном реакторе.

Происхождение данных частиц могло быть различным, они могли образовываться в процессе водоподготовки. Известно, что енисейская вода имеет карбонатный состав, при водоподготовке она подкислялась серной кислотой (1), в результате этой реакции может образовываться гипс. Вследствие поступления частиц гипса в активную зону реактора они могли накапливаться на стенках каналов с последующим вымыванием в виде взвешенных частиц, загрязненных радионуклидами.

Водоподготовка не исключала сорбцию самих радионуклидов в виде солей на стенках каналов реактора в условиях высоких температур, что также приводило к образованию взвеси. Частицы, образующиеся в этих случаях, вероятно должны отличаться по размеру и мас-

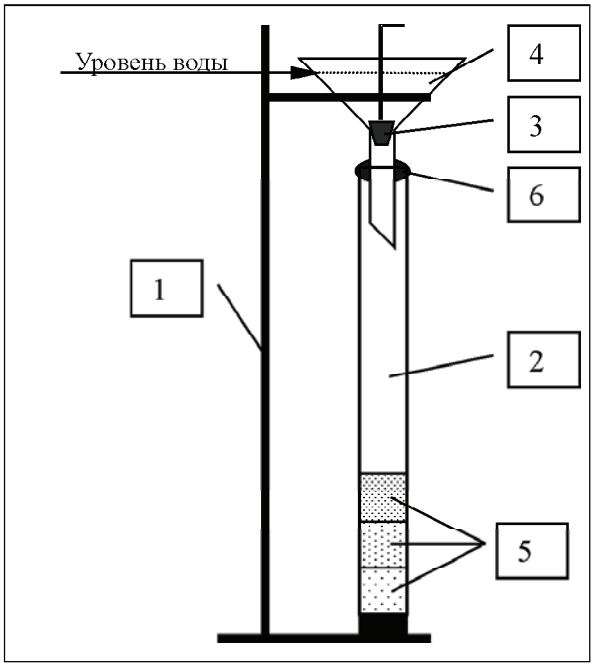


Рис. 1. *Флотационная установка. 1 – штатив; 2 – стеклянный цилиндр h – 0,8 м; 3 – пробка; 4 – стеклянная воронка; 5 – осадок, разделенный на 3 слоя; 6 – уплотнение*

се. Чтобы проверить это предположение, был поставлен эксперимент на флотационной установке (рис. 1).

Для эксперимента была отобрана проба донных отложений из р. Енисей на 82 км по лоцманской карте от г. Красноярска в 2006 г.

Установку заполняли дистиллированной водой, затем навеску из пробы донных отложений помещали в воронку, после тщательного перемешивания открывали пробку и взвесь осаждалась в течение суток в нормальных условиях при этом, более крупные частицы должны оседать первыми. Затем верхний слой воды декантировали, а осадок делили на условно равные части горизонтальными срезами. Из каждой части готовили счетный образец для измерения на полупроводниковом гамма-спектрометре "СКС-09П-Г11". Декантат отфильтровывали через фильтр "белая лента". Затем полученный осадок и фильтрат, также измеряли на гамма-спектрометре. Результаты приведены в таблице 1.

Результаты, представленные в таблице показывают, что активность различных слоев осадка изменяется незначительно, следовательно, всю пробу донных отложений с данного участка составляют частицы примерно равной массы, вероятно и размера, что подтверждается и визуальными наблюдениями. Это связано с тем, что река, как естественный флотатор, создает условия для осаждения частиц с одинаковым гидрологическим поведением в определенных местах. Не выявлено также и наличие в пробе растворимых форм радионуклидов. Но обнаруживается и более тонкая фракция, предположительно коллоидная форма, не осевшая после суточной экспозиции, которая обладает наибольшей удельной активностью обусловленной присутствием только ^{137}Cs.

Таблица 1. *Содержание техногенных радионуклидов в различных компонентах пробы донных отложений, отобранной в р. Енисей на 82 км по лоцманской карте от г. Красноярска в 2006 году*

№ п/п	Название компонента пробы	Масса пробы, кг	Активность радионуклидов, Бк/кг	
			^{137}Cs	^{60}Co
1	Верхний слой	0,140	268±24	85±20
2	Средний слой	0,160	281±29	14±3
3	Нижний слой	0,119	401±54	11±3
4	Фильтрат	1,000	<1	<1
5	Фильтр неозолённый	0,001	1223±146	<1

Таблица 2. *Содержание техногенных радионуклидов в пробах аллювиальных почв*

№ п/п	Место отбора	Дата отбора	Глубина, см	Активность, Бк/кг	
				^{137}Cs	^{60}Co
1	р. Енисей 130 км, о. Толстый, левый берег	24.09.	0–5	77±8	118±11
2		2003	5–10	134±15	28±4
3			10–15	205±23	20±3
4			15–20	200±20	15±3
5			20–25	310±30	19±3
6	р. Енисей 278 км, о. Безымянный, приверх	12.09.	0–5	340±30	42±5
7		2004	5–10	219±22	< 1
8			10–15	256±26	< 1
9			15–20	119±12	< 1
10			20–25	22±3	< 1
11			25–30	34±3	< 1
12			30–35	12±2	< 1
13			35–40	5±1	< 1
14			40–45	5±1	< 1
15			45–50	5±1	< 1
16			50–55	6±1	< 1
17			55–60	4±1	< 1

Если сравнить содержание ^{60}Co в различных компонентах пробы, то прослеживается четкое снижение его концентрации от верхних слоев к нижним и полное его отсутствие в наиболее тонкой фракции. Это, по-видимому, связано в большей степени с химическими свойствами данного элемента, нежели с периодом его полураспада, который примерно в 5,5 раза меньше чем у ^{137}Cs [11]. Таким образом, максимум содержания ^{60}Co связан с частицами определенного размера, которые легко сепарируются в ходе проведенного опыта.

При рассмотрении результатов анализов проб аллювиальных почв в случае, когда загрязнение располагается на поверхности (табл. 2), обнаруживается что максимальная концентрация ^{60}Co практически всегда наблюдается в верхнем слое и с глубиной резко снижается, тогда, как максимум активности ^{137}Cs может нахо-

диться как на поверхности, так и на значительной глубине [10]. Это также подтверждает и то, что соединения цезия более подвижны и под воздействием атмосферных осадков способны перемещаться в глубинные слои почвы, тогда как соединения кобальта гораздо менее подвержены этому процессу.

Из выше изложенного следует, что ^{137}Cs присутствует в водных экосистемах, как в сорбированном на поверхности частиц состоянии, так и в подвижной коллоидной форме, высвобождающейся при взмучивании или активном промывном режиме. Вероятно, эта форма способна перемещаться по руслу реки на большие расстояния и снова сорбироваться на различных поверхностях. В свою очередь ^{60}Co присутствует в донных отложениях только в связанной с частицами форме, которая также достаточно подвижна, но для перемещения более массивным частицам на значительные расстояния требуется гораздо большее время. А в аллювиальных почвах в силу размера частиц, ^{60}Co не способен мигрировать на значительную глубину. Эти частицы – носители попадали в реку из реактора и содержание кобальта в них уменьшалось только в процессе естественного распада.

Предположительно, взвесь в реакторе не образовывалась в процессе подкисления поступающей воды или отложения на стенках аппарата, она поступала туда с енисейской водой вследствие недостаточной фильтрации. Таким образом, из состава твердого стока р. Енисей в процессе водоподготовки изымалась часть фракции с диаметром частиц менее определенного возможностями системы фильтрации.

Частицы становились радиоактивными вследствие сорбции радионуклидов на их поверхности при прохождении через активную зону реактора. При этом, как показывает эксперимент, ^{60}Co сорбировался прочно, а ^{137}Cs слабее. После сброса загрязненная фракция продолжала свое движение по руслу реки в составе влекомых наносов, смешиваясь с чистыми частицами того же размера. Аккумуляция данных частиц происходила в совершенно определенных гидрологических условиях.

Таким образом, активность ^{60}Co может служить индикатором содержания в отложениях взвеси образовавшейся в реакторе, тогда как активность ^{137}Cs не является таковым. Используя данный вывод при надлежащем изучении гидрологического поведения радионуклидов в пойме р. Енисей, можно с помощью косвенных признаков например, размера частиц составляющих донные отложения, определять места вероятного загрязнения. Определение данных участков в дальнейшем должно способствовать более эффективному и целенаправленному изучению радиоэкологической обстановки в пойме р. Енисей.

Литература

1. *Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б., Мартынова А.М. // Атом. энергия. – 1993. – Т.74, №2. – С.144–150.*
2. *Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Шишлов А.Е. и др. // Радиохимия. – 1999. – Т.41, №2. – С.181-186.*
3. *Носов А.В., Мартынова А.М. // Атом. энергия. – 1996. – Т.81, №3. – С.225–232.*
4. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И. // Сиб. экол. ж. – 2000. – Т.7, №1. – С.39–50.*
5. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И. // Тр. Междунар. конф. "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях", Москва, 24–26 апреля 2000 г. – Т.1. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2000. – С.537–542.*
6. *Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.К., Струков В.Н. // Радиохимия. –2002. – Т.44, №2. С.185–190.*
7. *Vakulovsky S.M., Kryshev I.I., Nikitin A.I. et al. // J. Environ. Radioact. – 1995. – Vol.29, №3. – P.225–263.*
8. *Линник В.Г., Говорун А.П., Потапов В.Н. и др. // Тр. Междунар. конф. "Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях", Москва, 24–26 апреля 2000 г. – Т.1. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2000. – С.543–548.*
9. *Линник В.Г., Волосов А.Г., Коробова Е.М. // Радиохимия. – 2004. – Т.46, №5. – С.471–476.*
10. *Савицкий Ю.В. и др. // Справка о радиационной обстановке в пойме р. Енисей в 2004 году. – Железногорск, 2004.*
11. *Нормы радиационной безопасности НРБ-99. СП 2.6.1.7580-99. – М. : Минздрав России, 1999.*

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ОРГАНАХ И ТКАНЯХ ЧЕЛОВЕКА

Т.Н. Игнатова, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, tatyanaignatova@yandex.ru

NATURAL RADIOACTIVE ELEMENTS IN HUMAN ORGANS AND TISSUES

T.N. Ignatova, N.V. Baranovskaja, L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *We have studied biomaterial of the man and the woman. Only 48 organs and tissues. For the first time distribution and level of accumulation of radioactive elements in organism of Tomsk the inhabitant is investigated. It was started that content of radioactive elements is influenced by not only geochemical conditions of a place of people's residence, but also the internal media of an organism, that is biochemical processes: hydrogen indicator, form connected with valency of an element. It is possible to consider the given organs as a protective reaction of whole organism.*

В организм человека, как писал академик, естествоиспытатель В.И. Вернадский еще в 30-е гг. XX в. входит вся таблица Д.И. Менделеева. Но, несмотря на великие открытия в химии, в плане биогеохимии результаты не такие значительные. Элементный состав организма малоизучен. Поэтому в данном случае очень уместны сло-

ва, сказанные В.И. Вернадским: “Главным недостатком в настоящее время является отсутствие полного элементарного химического количественного анализа живого вещества. Мы не имеем сейчас таких данных, сравнимых, например, с анализом минералов или новейшими анализами горных пород, ни для одного организма. Мы не имеем их даже, например, для такого организма, каким является человек, организм которого изучается уже целые столетия упорным трудом научных работников, создавших для этого огромные самостоятельные научные дисциплины, например, биогеохимия – наука об элементном составе живого вещества. При этом для человека в данных демографии и антропологии мы имеем относительно точные представления о весе вещества, составляющего относящееся к нему однородное живое вещество. Для человека даются, однако, числа его среднего химического состава” [4]. И, хотя эти слова были сказаны, более 70 лет назад, сложившаяся реальная ситуация практически не изменилась.

В настоящее время проблема точного количественного элементного состава организма человека вообще и радиоактивных элементов в частности остается весьма актуальной. Наиболее полной сводкой по химическому составу человека на сегодняшний день, доступной для широкого пользования, являются данные доклада рабочей группы II МКРЗ по условному человеку [23], в которые включена информация по составу 71 органа и ткани 150 взрослых, погибших в результате несчастных случаев, полученных с использованием единого метода анализа, а также обобщены данные из других источников, зачастую пересчитанные. В этой сводке [23] представлены данные по 47 химическим элементам, в том числе естественным радиоактивным радионуклидам. В справочниках по дозиметрии и радиационной гигиене [11 и др.] имеется также некоторая информация по удельной активности урана и тория в органах и тканях человека.

Нами была сделана попытка изучить элементный состава органов и тканей человека (ОТЧ). Материалом для наших исследований послужили биопсийные пробы [22], представляющие собой удаленные при патологоанатомических исследованиях кусочки органов и тканей у погибших от несчастных случаев людей.

Биопсийный материал доставлялся в растворе формалина и хранился в холодильнике. Перед озолением взвешивался в фарфоровых тиглях. Озоление производилось в муфельной печи в соответствии со следующей схемой: в течение часа температура повышалась до 200 °С, затем озоление шло до постоянной массы при температуре 550–600 °С, после озоления материал взвешивался, крупные частицы истирались в агатовой ступке. Далее пробы развешивались по 100 мг, в пакеты из фольги и отправлялись на два современных высокочувствительных анализа: инструментальный нейтронно-активационный [21] и метод индуктивно-связанной плазмы с масс-спектрометрическим окончанием [21].

Таким образом, нами были изучены ОТЧ на содержание 56 химических элементов, в том числе были получены первые данные по содержанию группы редкоземельных элементов и точные содержания радиоактивных элементов.

В данной работе делается акцент на уровни накопления и процессы возможного распределения естественных радиоактивных элементов в органах и тканях человека. Изучение особенностей миграции, рассеяния и концентрирования радиоактивных элементов невозможно без представления о связи между химическими, физико-химическими свойствами этих элементов и биохимическими особенностями организма.

Как показывает обзор литературных данных, уран в микроколичествах (10^{-5}–10^{-6}%) обнаруживается во всех тканях растений, животных и человека. В золе растений (при содержании урана в почве около $2x10^{-4}$) его концентрация составляет $1,5x10^{-5}$% [3]; в наибольшей степени U накапливается некоторыми грибами и водорослями (последние активно участвуют в биогенной миграции U по цепи “вода – водные растения – рыба – человек”). В организм животных и человека U поступает с пищей и водой в желудочно-кишечный тракт, с воздухом в дыхательные пути, а также через кожные покровы и слизистые оболочки. Соединения U всасываются в желудочно-кишечном тракте – около 1% от поступающего количества растворимых соединений и не более 0,1% труднорастворимых; в легких всасываются соответственно 50 и 20%. Распределяется U в организме неравномерно. Основными местами отложения и накопления являются скелет, лёгкие и бронхо-лёгочные лимфатические узлы, селезенка, почки, печень [5, 7, 22]. Нередко уран в литературе называют “почечным ядом”. В скелете содержится более 90% отложившегося в организме урана. В крови U (в виде карбонатов и комплексов с белками) длительно не циркулирует. Содержание U в органах и тканях животных и человека, по литературным данным, не превышает 0,1 мг/кг [3]. На характер распределения оказывает влияние валентность урана. Установлено, что шестивалентный уран накапливается в почках до 20%, в скелете – 10–30% и в незначительном количестве откладывается в печени, тогда как четырехвалентный уран накапливается в печени и селезенке до 50%, в костях и почках до 10–20% [5, 7, 22]. Такое распределение связывают с тем, что четырехвалентный уран легко присоединяется к белкам и не проникает через мембраны клеток. Шестивалентный уран такими свойствами не обладает [5].

Анализ имеющейся доступной информации по содержанию урана в ОТЧ, показывает, что уровень его содержания колеблется от 0,00052 (красный костный мозг) до 0,0319 (надпочечники) мг/кг [11]. Имеются данные о содержании урана в головном мозге на уровне 0,0001 мг/кг, а волосах людей – 0,13 мг/кг [12]. При пересчете с активности (мБк/кг) была получена информация о том, что содержание урана колеблется от 0,0004 (в красном костном мозге, щитовидной железе, почках) до 0,0163 (костях) мг/кг [11, 25], по данным [9], в костях содержится урана 0,0026–0,06 мг/кг. По данным [25], в мышечной ткани содержится 0,0009 мг/кг, костной ткани – от 0,000016 до 0,07 мг/кг, крови – 0,0005 мг/л. Из иностранных данных [29–31] имеются представления о

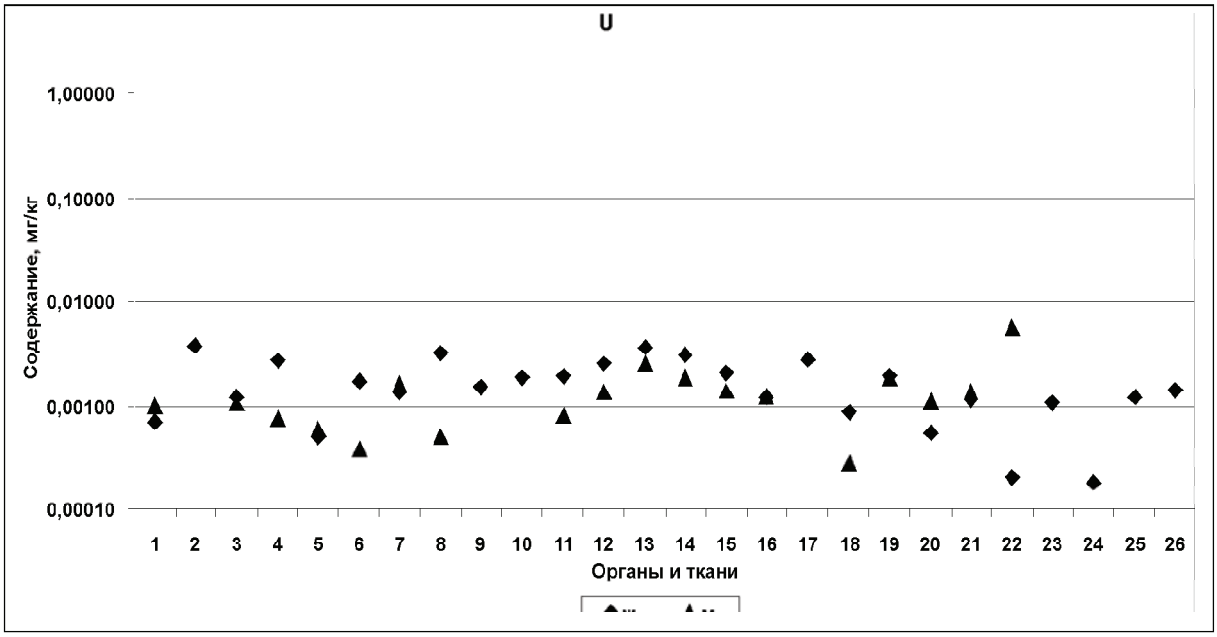


Рис. 1. *Распределение урана по органам и тканям в организме мужчины и женщины жителей Томского района: ж – женский организм, м – мужской организм; 1 – язык; 2 – пищевод; 3 – желудок; 4 –12-перстная кишка; 5 – тонкий кишечник; 6 – толстый кишечник; 7 – печень; 8 – поджелудочная железа; 9 – полая вена; 10 – сердце; 11 – аорта; 12 – селезенка; 13 – трахея; 14 – бронхи; 15 – легкое; 16 – щитовидная железа; 17 – надпочечники;18 – мочевой пузырь; 19 – почка; 20 – головной мозг; 21 – скелетная мускулатура; 22 – кожа; 23 – жировая ткань; 24 – молочная железа; 25 – яичник; 26 – матка*

накоплении урана в печени и селезенке примерно 0,01 мг/кг, наименьшие содержания отмечаются в головном мозге 0,0003 мг/кг (зола). В теле человека содержится 100–125 мкг урана, из которых 70 мкг депонировано в скелете [23]. Эти величины широко варьируют и, по-видимому, отражают содержания урана в воде, воздухе, пище. Вклад питьевой воды в суммарное поступление урана человеку незначителен [3]. Суточное поступление с пищей оценивается в $1{,}9 \times 10^{-6}$ г и с воздухом – 7×10^{-9} г. Выводится уран из организма с мочой и калом в количестве $(0{,}5–5) \times 10^{-7}$ и $(1{,}4–1{,}8) \times 10^{-6}$ г соответственно [5, 11, 26]. В районах с нормальным естественным радиационным фоном годовое поступление урана оценивается в 4,5 мкг [11].

Существует мнение, что U необходим для нормальной жизнедеятельности животных и растений, однако его физиологические функции до конца не выяснены [3].

Весьма интересными являются данные по накоплению продукта распада урана – радия в костях человека [11]. Активность радия в костях человека отражает наличие в местах его проживания специализированных на уран геологических формаций (фосфориты, высокорадиоактивные граниты и т.д.), так и наличие месторождений радиоактивного сырья и производств по его переработке. Величина значения урана может колебаться в пределах 2–3 порядков. Повышенная концентрация урана в костях человека от 0,0081 до 0,036 мг/кг золы отмечается в районах испытания ядерного оружия [28].

По нашим данным [17] установлено, что содержание урана в органах и тканях людей приближается к его содержанию в морской воде и значительно ниже геохимического кларка ноосферы по Глазовским (1982).

Наши результаты, полученные по Томскому району, показывают, что содержание урана в органах и тканях человека колеблется от 0,00018 (женской (ж) молочной железе) до 0,00567 мг/кг (мужской (м) кожа) сырой массы (рис. 1).

Максимальные концентрации урана фиксируются в коже мужчины, а минимальные его значения, определяемые на уровне пределов обнаружения используемых методов анализов, отмечаются в женской коже и молочной железе.

Обращает на себя внимание, что пищевод, поджелудочная железа, трахеи и бронхи женщин содержат урана на уровне 0,003–0,004 мг/кг живой массы, тогда как аналогичные органы мужчин содержат его меньше. Такие органы и ткани человека, как тонкий кишечник, щитовидная железа, почки, скелетная мускулатура содержат уран в примерно одинаковых количествах как у мужчины, так и женщины (на уровне 0,001–0,002 мг/кг).

В сравнении со справочными, наши данные находятся в близком соответствии и приблизительно идентичны.

Сравнительный анализ накопления урана в органах и тканях жителей Томского региона, с аналогичными по жителям г. Москвы и Московской области [9] показывает, что количество урана у сибиряков выше, чем у жителей Центрального района России.

Объяснить повышенное содержание урана в органах и тканях жителей Томского региона, вероятно, можно,

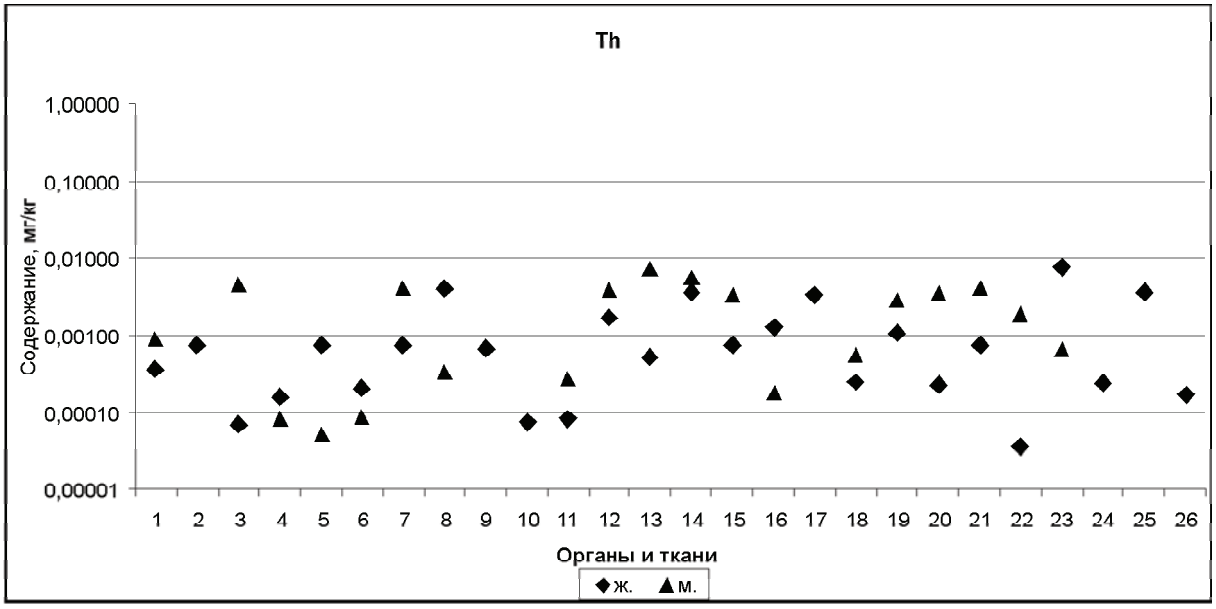


Рис. 2. *Распределение тория по органам и тканям в организме мужчины и женщины: 1–26 – органы и ткани, см. рис. 1.*

рассмотрев геохимическую специфику Томской области, на территории которой располагаются крупные промышленные предприятия, среди которых главными можно считать предприятия ЯТЦ, а также наличием на территории области месторождений ураноносных бурых углей [16], циркон-ильменитовых песков. Все эти факторы могут оказывать влияние на непосредственное поступление элементов в организм человека. Более подробный анализ физиологических и биохимических процессов, протекающих в ОТЧ, возможно, позволит объяснить механизм такого влияния.

Так, в частности, следует отметить, что четко выделяются органы пищеварительной системы и мочевой пузырь (рис.1), которые выполняют функции пищеварения и выделения. Содержание урана в них достаточно низкое (менее 0,001 мг/кг), что в свою очередь объясняться активностью и высокой подвижностью в данных органах. Однако, как видно из рис. 1, есть органы, в которых содержание выше 0,001 мг/кг. К ним относятся печень, сердце, селезенка, легкое и почка, которые выполняют функции хранения и являются своеобразными биогеохимическими барьерами.

Торий постоянно присутствует в тканях растений, животных и человека. Коэффициент накопления тория (отношение его концентрации в организме к концентрации в окружающей среде) в морском планктоне – 1250, в донных водорослях – 10, в мягких тканях беспозвоночных – 50–300, рыб – 100. В пресноводных моллюсках его концентрация колеблется от $3x10^{-7}$ до $1x10^{-5}$%, в морских животных от $3x10^{-7}$ до $3x10^{-6}$%. Экспериментально установлено, что в организме человека торий поглощается главным образом печенью и селезёнкой, а также костным мозгом, лимфатическими железами и надпочечниками; плохо всасывается из желудочно-кишечного тракта. При пересчете имеющихся данных [11] с активности тория (мБк/г) в его весовые концентрации в ОТЧ усматривается следующий их ряд по величине накопления: от 0,000037 (в молочной железе, красном костном мозге, щитовидной железе) до 0,0049 (легкие) – 0,0059 (кости) мг/кг. В костной ткани от 0,002 до 0,012 мг/кг [25], общее содержание в костной золе – 30 мкг [7] (по другим данным – 0,006–0,019 мг/кг [9]), а в крови – 0,0005–0,002 мг/л [7] (по другим данным – 0,00016 мг/л [25]), в легких – 0,0001 мг/кг (ж.в). [7]. У человека суточное поступление тория с продуктами питания и водой составляет 3 мкг [11], по другим данным, поступление тория в организм в течение суток составляет от 0,05 до 4 мг [5]; выводится из организма с мочой и калом (0,1 и 2,9 мкг, соответственно) [5, 11], а по данным Дж. Эмсли [25], поступление тория с пищей находится в пределах от 0,00005 до 0,003 мг. Торий – малотоксичен, однако как природный радиоактивный элемент вносит свой вклад в естественный фон облучения организмов [11].

Результаты исследования тория в ОТЧ жителей Томского региона приведены на рис. 2.

Справочные данные по торию весьма скудны [5, 7, 9, 11] и сопоставить полученные нами данные практически не с чем.

Минимальное содержание тория 0,000036 мг/кг, по нашим результатам, отмечается в коже женщины, а максимальное – в жировой ткани женщины и 0,00734 мг/кг трахее мужчины.

Самые наименьшие содержания (менее 0,0001 мг/кг) сосредоточены в органах пищеварительной, крово- и лимфообращения, мочевой системах.

Распределение тория по организму весьма различается. Из рисунка 2 видно, что повышенное содержание тория отмечаются в органах мужчины на уровне от 0,001 до 0,01 мг/кг. Повышенные его содержания фиксируются в органах женщины: жировая ткань, яичники, поджелудочная железа, надпочечники.

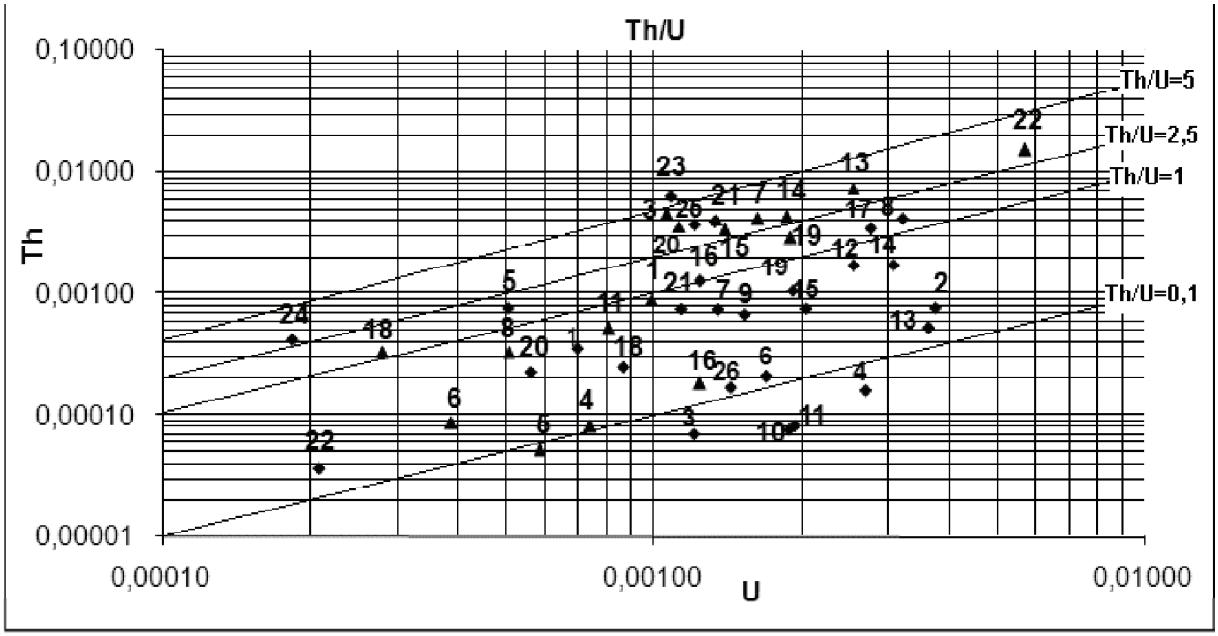


Рис. 3. *Торий-урановое отношение в органах и тканях человека: 1–26 – органы и ткани, см. рис. 1.*

Анализируя полученные данные (рис. 2) по содержанию тория в ОТЧ, можно говорить о таких тенденциях, как, например, о более высоком содержании тория в мужских органах: желудке, печени селезенке, бронхах, легких, почках, головном мозге, скелетной мускулатуре по сравнению с женскими. Тогда как в женских аналогичных органах его концентрации значительно ниже, причем на уровне от 0,0001 до 0,001 мг/кг. Можно отметить только женскую поджелудочную железу, содержание тория в которой составляет 0,00415 мг/кг, а в мужской – 0,00033 мг/кг.

Особенности такого распределения тория в ОТЧ, вероятно, можно объяснить с точки зрения химических процессов, протекающих в организме. Распределение данного радионуклида в организме непосредственно зависит и от пути его поступления [5]. Значительное увеличение содержания тория в организме мужчины также может свидетельствовать о том, что он, по-видимому, имел контакт с источниками поступления этого элемента. К сожалению, точных сведений, для подтверждения данного предположения у нас не имеется. Весьма широкий разброс в содержании тория в желудке у мужчины и женщины, свидетельствует о биохимических особенностях организма человека. В нем происходит реакция гидролиза. Соли тория гидролизуются в кислой среде, так как именно там обладают наибольшей гидролизуемостью. Соли тория переходят в нерастворимые гидроокиси при pH, равном 3,5 [2]. Растворимость гидроокисей тория весьма мала. Подтверждение данному факту мы видим на рисунке 2 для желудка. Содержание Th в данном органе у мужчины на 2 порядка выше, чем у женщины. В экспериментах на животных показано [5], что при пероральном введении растворимых соединений радионуклида до 75% его количества находилось в костной ткани, в то время как в других органах оно не превышало 2%. Это, по-видимому, связано именно с высокой гидролизуемостью солей тория в кислой среде желудка и низкой всасываемостью их из ЖКТ. В итоге реакции гидролиза торий находится в биосредах в виде радиоколлоида и свободных катионов.

Радиоколлоиды, образующиеся в биосредах, подвергаются фагоцитозу. Вследствие этого происходит накопление тория в органах, богатых ретикуло-эндотелиальными клетками (селезенка и печень) [1, 2]. Повышенное содержание тория в селезенке и печени отмечается также именно у мужчины (рис. 2). В организме мужчины отмечается повышенное содержание тория по ряду органов, в том числе и органам системы дыхания (легких), что может служить подтверждением литературных данных [5]. Нерастворимые соединения тория могут длительное время задерживаться в легких. В организме срабатывает защитная функция, которую выполняют органы ретикуло-эндотелиальной системы, в этой системе задерживается и накапливается торий.

Свободные радиоактивные катионы могут вступать в реакцию химического взаимодействия с белками. Торий дает с белком прочные трудно диссоциирующие соединения, таким образом, здесь можно с точностью утверждать, что данный элемент в обменные реакции организма не может вступать из-за плохой растворимости соединения, он осаждается на органах [2]. Итак, получается, что благодаря реакции соединения свободного радиоактивного катиона тория с белком торий сохраняется и аккумулируется преимущественно в скелете человека, а также, исходя из наших исследований, можно предположить, что повышенное содержание тория в жировой ткани женщины свидетельствует о том, что произошла биохимическая реакция взаимодействия с липидами.

Таким образом, результаты наших исследований

косвенно могут свидетельствовать о том, что в организм мужчины данный элемент поступал в большей степени с вдыхаемом воздухом, наряду с пищеварительной системой, в то время как для женщины более вероятно поступление только через ЖКТ. Высокие концентрации в жировой ткани подтверждают наше предположение о преимущественном поступлении тория через ЖКТ с дальнейшим связыванием в прочные комплексы с органическими структурами.

Торий-урановое отношение в ОТЧ колеблется от 0,03 в сердце до 5,85 в жировой ткани, что достаточно хорошо видно на диаграмме (рис. 3).

Из анализа рисунка 3 следует, что по величине Th/U отношения выделяются группы ОТЧ с преобладанием U и Th (Th/U<1), самый наименьший коэффициент 0,039 рассчитан для сердца у женщины и 0,087 у мужчины в тонком кишечнике. В целом для женского организма при анализе имеющихся органов и тканей можно говорить о торий-урановых отношениях ниже 1. Тогда как у мужчины, в основном, эти отношения выше 1. Как у мужчины, так и у женщины смешанная природа торий-урановых отношений (2,5<Th/U<5) в следующих органах: у мужчины – желудок, печень, селезенка, трахея, бронхи, легкие, головной мозг, скелетная мускулатура, кожа; у женщины – молочная железа, яичник. Группа ОТЧ с преобладание тория над ураном, особенно ярким их представителем является жировая ткань женщины Th/U>5.

Th/U<1 у женщины приводит к выводу о том, что объяснить такие данные, вероятно, можно, опираясь на данные по физиологическим особенностям человека и физико-химическим условиям биосред. У женщины не срабатывает, по всей вероятности, механизм, который торий осаждает в органах пищеварительной системы, а срабатывает механизм, который связывает торий с жирами, белками, как мы отмечали выше, и тем самым торий аккумулируется в жировой ткани.

Нами были рассчитаны коэффициенты корреляции тория и урана. Расчеты показали, что коэффициент корреляции между U и Th в органах и тканях у женщины составляет 0,18, а у мужчины – 0,95. Следовательно, можно говорить, о том, что у мужчины различий в распределении урана и тория нет, а у женщины такие различия существенны.

Объяснение полученных результатов можно попытаться сделать, используя данные о биохимических процессах, происходящих в ОТЧ.

Так, при попадании радиоактивных элементов в организм происходит ряд сложных процессов. Радиоактивные элементы входят в состав комплексных соединений. Так, например, уран в значительной степени связывается в организме с водородно-карбонатными комплексами [24]. То, что в легких, по нашим данным, отмечается повышенное содержание урана, можно объяснить еще и формой поступления, возможно, это труднорастворимая форма и на легочных тканях он просто осаждается. Содержания урана и тория в надпочечниках – основном гормональном органе человека – повышенные, что, по-видимому, объясняется гормональной реакцией самого организма. На поведение тория и урана в организме оказывает влияние форма соединения, в составе которого он может находиться в организме. В связи с тем, что физико-химические условия в различных биологических средах неодинаковы, формы соединения также могут быть различными. Кислая среда организма человека способствует увеличению концентрации тория.

Значительное количество органов, имеющих ториевое превосходство, объясняется тем, что он труднорастворим, а в живом организме условия для адсорбции и осаждения особенно благоприятны (большая поверхность молекул белка и других соединений). Способность микроколичеств радиоактивных элементов к адсорбции неодинакова и зависит от степени растворимости их соединений. Чем лучше растворимость, тем меньше склонность к адсорбции, и наоборот [2]. Произведение растворимости ($Th(OH)_4$)=1,0x10^{-50}, растворимость $Th(OH)_4$=9x10^{-6} мг/л. Это значение достаточно низкое, поэтому данное соединение считается труднорастворимым соединением, растворимость крайне незначительна, что должно приводить, в сочетании со свойством солей тория гидролизоваться даже при кислом pH, к значительному насыщению тканей организма радиоколлоидными частицами. Эта закономерность позволяет понять, почему одни радиоактивные элементы быстро выводятся из организма, а другие надолго задерживаются в нем [2].

По результатам проделанной работы можно сделать, следующие предварительные выводы.

Организм человека – это весьма сложная биогеохимическая структура, в которой существуют свои законы распространения и распределения, некоторые из них совпадают с законами геохимии, но, несмотря на многообразие минералов в геологической науке, в организме существуют еще более сложные образования и некоторым из них до сих пор не нашли объяснения. Так, например, не могут до конца объяснить вопрос, связанный с регуляцией гликолиза при поступлении радиоактивных элементов.

В целом, наличие в организме буферных систем, минеральных депо и других приспособлений обеспечивает при регулирующей роли нервных механизмов постоянство физико-химических условий внутренней среды. Ряд физико-химических показателей биосреды – pH, минеральный состав, осмотическое давление – являются в организме жизненными константами, резкое изменение которых нарушает нормальный ход физиологических процессов. Ранее было отмечено, что основными радиочувствительными органами считаются печень, сердце, селезенка и почки. Как было показано нами в работе, именно в печени и селезенке у мужчины захватывается торий и ретикуло-эндотелиальная система сохраняет его. Так как судьба радиоактивных элементов (урана, тория) зависит от биохимических особенностей, физико-химических условий в биосредах, то при относительном постоянстве этих условий сохраняется и постоянство поведения радиоактивных элементов в организме.

Литература

1. *Балабуха В.С., Разбитная Л.М., Разумовский Н.О., Тихонова Л.И. Проблема выведения из организма долгоживущих радиоактивных изотопов. – М. : Госатомиздат, 1962. – 168 с.*
2. *Балабуха В.С., Фрадкин Г.Е. Накопление радиоактивный элементов в организме и их выведение. – М.: Государственное издательство медицинской литературы. – Медгиз, 1958. – 184 с.*
3. *Василенко О.Н. Радиационная экология. – М. : Медицина, 2004. – 216 с.*
4. *Вернадский В.И. Об условиях проявления жизни на Земле / Избр. собр. соч. Т.5. – М. : Изд-во АН СССР, 1960. – С.147–159*
5. *Вредные химические вещества. Радиоактивные вещества : справ. изд. / В.А. Баженов, Л.А. Булдаков, И.Я. Василенко и др. ; под ред. В.А. Филова и др. – Л. : Химия, 1990. – 464 с.*
6. *Гичев Ю.П. Загрязнение окружающей среды и здоровье человека. – Новосибирск : СО РАМН, 2002. – 230 с.*
7. *Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: справочник: В 6 кн. / под ред. Э.К. Бурнекова. – М. : Экология, 1997. – Кн.6 : Редкие f-элементы. – 607 с.*
8. *Игнатова Т.Н. Уран, торий и редкоземельные элементы в природных объектах и тканях человека на территории Томской области // Труды X Международного научного симпозиума студентов, аспирантов и молодых ученых им. академика М.А. Усова "Проблемы геологии и освоения недр". – Томск, 2006. – С.514–515.*
9. *Кист А.А. Феноменология биогеохимии и бионеорганической химии. – Ташкент: Изд-во ФАН, 1987. – 235 с.*
10. *Материалы по токсикологии радиоактивных веществ. – М., 1964. – С.58–72*
11. *Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. – 3-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1984. – 296 с.*
12. *Новиков Ю. В. Гигиенические вопросы изучения содержания урана во внешней среде и его влияния на организм. – М. : Медицина, 1974.*
13. *Общая химия. Биофизическая химия. Химия биогенных элементов: Учеб. для вузов / под ред. Ю.А. Ершова, В.А. Попкова, А.С. Берлянда и др. – 2-е изд., испр. и доп. – М.: Высшая школа, 2000. – 560с.*
14. *Павловская Н.А., Зельцер М.Р. Торий-232 и продукты его распада. Биологические и гигиенические аспекты. – М., 1981. – 70с.*
15. *Радиоактивность и пища человека / под общ. ред. Рассела ; перев. с англ. ; под ред. акад. ВАСХНИЛ В.М. Клечковского. – М. : Атомиздат, 1971. – 376 с.*
16. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
17. *Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Игнатова Т.Н. К геохимии живого вещества // Актуальные проблемы геохимической экологии : сборник докладов VI Международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, 2006. – С.19-40.*
18. *Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Игнатова Т.Н., Судыко А.Ф., Сухих Ю.И., Федоров С.Ю. Элементный состав органов и тканей человека по данным инструментального нейтронно-активационного анализа // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : матер. V Междунар. науч.-практич. конф. – Семипалатинск, Казахстан, 15-18 октября 2008. – [Семипалатинск, 2008]. – С.26-36*
19. *Скоблин А.П., Белоус А.М. Микроэлементы в костной ткани. – М. : Медицина, 1968. – 232 с.*
20. *Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых / под ред. А.П. Соловов, А.Я. Архипов, В.А. Бугров и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.*
21. *Сравнение результатов определения микрокомпонентов в золе биологических материалов методами ИНАА и ИСП-МС / Н.Н. Пахомова, А.Ф. Судыко, Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская, Г.П. Сандимирова, Е.В. Смирнова, И.Н. Мысовская, В.И. Ложкин // Аналитика Сибири и Дальнего Востока : Матер. VIII Науч. конф., Томск, 13-18 октября 2008 г. – Томск : Изд. ТПУ, 2008. – С.194–195*
22. *Хазанов А.Т., Чалисов И.А. Введение в секционный курс. – Л. : Медицина, 1969. – 190 с.*
23. *Человек. Медико-биологические данные : Доклад рабочей группы комитета II МКРЗ по условному человеку. – М. : Медицина, 1977. – 496 с.*
24. *Штреффер К. Радиационная биохимия / пер. с нем. ; под ред. Е.Ф. Романцева. – М. : Атомиздат, 1972. – 200 с.*
25. *Эмсли Дж. Элементы / Пер. с анг. Е.А. Краснушкиной – М. : Мир, 1993. – 256 с.*
26. *Ярмоненко С.П., Вайнсон А.А. Радиобиология человека и животных. – М. : Высшая школа, 2004. – 549 с.*
27. *Bowen N.J.M. Trace elements in biochemistry. – London; New York : Academic Press, 1966. – 241 p.*
28. *External doses of residents near Semipalatinsk nuclear test site / Jun Takada, Manaharu Hoshi, Tsuneto Nagatomo et al. // Radiat. Res. – 1999. – №40. – P.337–444.*
29. *Welford G.A., Baird R. Uranium levels in human diet and biological materials // Health Phys. – 1967. – Vol.13. – P.1321–1324.*
30. *Hoffman J. U in human thyroid gland and dog testicule and pancreas // Naturwissenschaften. – 1942. – №30. – P.279–280.*
31. *Hoffman J. Bioelement uran in pflanzen und tierreich sowie in menschlichen organismus // Biochem. Zischr. – 1943. – Vol.313. – №5/6. – P.377–387.*

МОДЕЛИРОВАНИЕ ФИЗИЧЕСКИХ И ХИМИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ, ПРОИСХОДЯЩИХ ПРИ ВЗАИМОДЕЙСТВИИ ГЕКСАФТОРИДА УРАНА С АТМОСФЕРНЫМ ВОЗДУХОМ

А.С. Ильин, В.А. Поддубный

Институт промышленной экологии УрО РАН, г.Екатеринбург, Россия, alexandr.ilyin@gmail.com, basil@ecko.uran.ru

SIMULATION OF PHYSICAL AND CHEMICAL PROCESSES INITIATED BY URANIUM HEXAFLUORIDE – AIR INTERACTION

A.S. Ilyin, V.A. Poddubny

Institute of Industrial Ecology Ural Branch of Russian Academy of Sciences

Abstract. *A computer-oriented algorithm for simulating the uranyl flouride coagulation process is presented. This algorithm does not require restrictions on coagulation kernel, nor does it require additional assumptions about aerosol mass distribution function. Comparison of analytical and obtained solutions for special case demonstrates accuracy and efficiency of the computational method.*

В России, как и в других странах, обладающих производственными мощностями по обогащению урана, накоплены значительные количества обедненного урана, что является неизбежным следствием любого технологического процесса обогащения. Растущие, по мере работы обогатительных заводов, запасы обедненного урана постепенно усиливают проблему безопасного хранения и обращения с обедненным ураном. Поскольку гексафторид урана – рабочее вещество в технологии обогащения, является чрезвычайно химически агрессивным, то все производственные, технологические процессы выполняются в герметичном оборудовании, исключающем контакт с внешней средой. По этой причине взаимодействие гексафторида урана с влагой, содержащейся в атмосферном воздухе, возможно только в случаях возникновения аварийных ситуаций при разгерметизации и/или разрушении технологического оборудования или контейнеров хранения/транспортировки гексафторида урана. Для того чтобы количественно оценить степень опасности конкретного происшествия предлагается использовать математическую модель, включающую наиболее важные из физических и химических процессов, возникающих при аварии. К таким процессам относятся: сублимация твердого гексафторида урана; химические реакции между гексфторидом урана и парами воды; диффузия продуктов реакции в воздухе; их гидратация, нуклеация, формирование кластеров и затем аэрозолей; турбулентный перенос образовавшихся веществ в атмосфере; осаждение аэрозоля на поверхность. Дополнительно происходит выделение заметных количеств энергии в химических реакциях и в процессах гидратации, которые могут приводить к изменению плавучести тяжелого облака газо-аэрозольного загрязнения. Как показано в работах [1, 3, 5] существенную роль при оценке экологических последствий играют процессы аэрозоле образования. В настоящей работе выполнена попытка разработки модели для теоретической оценки функции распределения аэрозолей по размерам.

Физическая модель. Рассматривается следующая физическая задача. Поверхность твердого гексафторида урана внезапно открывается и контактирует с воздухом. В результате сублимации в воздухе появляются пары UF_6, которые начинают диффундировать от поверхности твердого гексафторида урана и вступают гомогенную экзотермическую химическую реакцию с парами воды, присутствующими в воздухе:

$$UF_6 + 2H_2O \rightarrow UO_2F_2 + 4HF + Q. \qquad (1)$$

В результате реакции (1) в воздух попадают молекулы уранил фторида (UO_2F_2) и фтористого водорода (HF). В результате броуновского движения между молекулами уранил фторида происходят столкновения, каждое из которых с некоторой вероятностью приводит к объединению частиц, т.е к образованию кластера. Кластеры испытывают парные столкновения с молекулами уранил-фторида, друг с другом. В результате коагуляции из кластеров образуются аэрозольные частицы, на которые действуют сила тяжести и силы сопротивления среды. Задача о первом этапе развития аварийной ситуации (сублимация, химические реакции, диффузия) решалась в работе [3]. Целью настоящей работы является нахождение функции распределения частиц уранил-фторида по массе с помощью численного моделирования.

Математическая модель. Если обозначить количество k-молекулярных кластеров в единице объема как N_k, то процесс коагуляции описывается следующим дифференциальным уравнением:

$$\frac{\partial N_k(t)}{\partial t} = \frac{1}{2}\sum_{i=1}^{k-1} K_{ij} N_i(t) N_{k-i}(t) - K_{ij} \cdot N_k(t) \sum_{i=1}^{\infty} N_i(t), \qquad (2)$$

или в непрерывной форме

$$\frac{\partial N(t,m)}{\partial t} = \frac{1}{2}\int_0^m N(t,m_1)N(t,m-m_1)K(m_1,m-m_1)dm_1 - N(t,m)\int_0^{\infty} N(t,m_1)K(m_1,m)dm_1 \qquad (3)$$

где K_{ij} – константа коагуляции l- и j-молекулярного кластеров; t – время; m – масса кластера; k –число молекул в кластере.

Первое слагаемое учитывает всевозможные парные столкновения кластеров, в результате которых может появиться k-молекулярный кластер. Второе слагаемое учитывает исчезновение k-молекулярных кластеров за счет их столкновений со всеми остальными. Для определения K_{ij} воспользуемся следующими рассуждениями.

Пусть в пространстве зафиксирован кластер радиуса R_i, попытаемся ответить на вопрос, сколько кластеров радиуса R_j столкнется с ним в течение одной секунды. Предположим, что кластеры радиуса R_j распределены в пространстве равномерно, тогда для их функции распределения по расстоянию $N_j(r,t)$ можно записать уравнение Фокера–Планка [4].

$$\frac{\partial\left(rN_j(r,t)\right)}{\partial t} = D\frac{\partial^2\left(rN_j(r,t)\right)}{\partial r^2} \quad \text{или}$$

$$\frac{\partial N_j(r,t)}{\partial t} = D\left(\frac{\partial^2 N_j(r,t)}{\partial r^2} + \frac{2\,\partial N_j(r,t)}{r\,\partial r}\right),$$

где D – коэффициент диффузии, а начальные и граничные условия имеют вид: $N_j(r,0)=N_j$; $N(\infty,t)=N_0$; $N(R_i+R_j, t=0)$.

Для этого уравнения существует аналитическое решение

$$N_j(r,t) = N_0\left[1 - \frac{R_i+R_j}{r} + 2\frac{(R_i+R_j)}{r\sqrt{\pi}}\int_0^{(r-R_i-R_j)/2\sqrt{Dt}} e^{-x^2}\right].$$

Для того, чтобы найти искомое количество столкно-

вений достаточно продифференцировать решение по радиусу, что даст количество частиц радиуса R_j проходящих через сферу радиуса r, и подставить в полученное выражение R_i+R_j [7]. В результате чего получим

$$K_{ij} = 4\pi(R_i + R_J)^2 D\left(\frac{1}{R_i + R_J} + \frac{1}{\sqrt{\pi Dt}}\right). \qquad (4)$$

Входящий в данное уравнение коэффициент диффузии следует положить равным сумме коэффициентов диффузии частиц радиуса R_i и R_j, поскольку для получения последней формулы было сделано предположение о неподвижности одной из частиц.

Коэффициент диффузии D можно вычислить по формуле [6]

$$D = k_B T C_c / 3\pi\eta d,$$

где k_B – постоянная Больцмана; T – температура; η – кинематическая вязкость воздуха; d – диаметр кластера. C_c – поправка Кенингема

$$C_c = 1 + 2\ /d \cdot [A + Q\cdot\exp(-bd/2\ )],$$

где A=1,252; Q=0,399, b=1,1 [6]; λ – длина свободного пробега молекул, $\lambda = [2^{1/2}\cdot n_a\cdot\pi\ \ d_B^2]^{-1}$; n_a – концентрация молекул в воздухе; $d_в$ – диаметр молекул газа.

Схема численного решения. Существует несколько методов численного решения уравнения (2), среди которых наиболее часто используются метод характеристик и варианты метода Монте-Карло. Недостатком метода характеристик является то, что для его использования приходится делать дополнительные предположения о виде функции распределения, чего хотелось бы избежать. Недостатком методов на основе Монте-Карло является их временная сложность, обычно это $O(n^2)$ по числу частиц, что неприемлемо, если изначально мы имеем дело с большим количеством кластеров малого размера.

Суть предлагаемой схемы состоит в том, чтобы разбить область определения функции n(m,t) на интервалы $(m_0; m_1)$, $(m_2; m_3)$ $(m_{n-1}; m_n)$. На каждом из этих интервалов интерполировать плотность функции распределения сплайнами вида

$$n(m,t) = [A1_i(t)\cdot\ln^2(m) + A2_i(t)\cdot\ln(m) + A3_i(t)] / m,$$
$$m \in (m_i; m_{i+1}).$$

Таким образом задача о поиске функции распределения сводится к задаче о поиске коэффициентов соответствующих сплайнов $A1_i(t)$, $A2_i(t)$, $A3_i(t)$.

ШАГ 1. Задаем разбиение масс кластеров $(m_0; m_1)$, $(m_2; m_3)$ $(m_{n-1}; m_n)$. А также выбираем шаг по времени $?t$. Предполагается, что в начальный момент времени t_0 функция распределения задана как $n(m,0)=n_0(m)$, тогда неизвестные коэффициенты $A1_i(0)$, $A2_i(0)$, $A3_i(0)$ должны удовлетворять следующей системе линейных алгебраических уравнений.

Первое уравнение необходимо составить в соответствии с граничным условием на левой границе области определения m_0.

Второе уравнение в соответствии с условием

$$\int_{m_1}^{m_2} \frac{A1_i(t_0)\cdot\ln^2(m) + A2_i(t_0)\cdot\ln(m) + A3_i(t_0)}{m} dm = \int_{m_1}^{m_2} n(t_0,m)dm$$

Третье уравнение, исходя из условия непрерывности функции распределения частиц по массе.

$$[A1_0(t_0)\cdot\ln^2(m_1) + A2_0(t_0)\cdot\ln(m_1) + A3_0(t_0)] / m_1 =$$
$$= [A1_1(t_0)\cdot\ln^2(m_1) + A2_1(t_0)\cdot\ln(m_1) + A3_1(t_0)] / m_1.$$

Четвертое уравнение исходя из условия дифференцируемости функции распределения частиц по массе.

Последнее уравнение необходимо составить в соответствии с граничными условиями на правой границе m_i.

ШАГ 2. В соответствии с рассматриваемой системой уравнений, определяем, насколько должна измениться величина $N_i = \int_{m_i}^{m_{i+1}} n(t_0,m)dm$, i=1..n через промежуток времени $?t$.

ШАГ 3. Составляем систему уравнений, аналогичную системе описанной в шаге 1, однако, вместо второго уравнения следует использовать

$$\int_{m_i}^{m_{i+1}} \frac{A1_i(t_0 + \Delta t)\cdot\ln^2(m) + A2_i(t_0 + \Delta t)\cdot\ln(m) + A3_i(t_0 + \Delta t)}{m} dm =$$
$$= N_i + \Delta N_i$$

ШАГ 4. Решаем систему уравнений полученную в шаге 3 и переходим к шагу 2.

Основной этап вычислительного алгоритма. Основной задачей на каждом шаге вычислений является определение приращения ΔN_i функции распределения частиц по массе на интервале времени Δt для каждого интервала масс кластеров (ШАГ 2) в зависимости от текущих значений $A1_i(t)$, $A2_i(t)$, $A3_i(t)$. Покажем, как наиболее эффективно найти значения ΔN_i для случая, когда рассматриваемая система представлена только уравнением коагуляции (2).

Рассмотрим произвольные интервалы $(m_i; m_{i+1})$ и $(m_j; m_{j+1})$. В результате столкновений кластеров из этих интервалов могут появляться новые кластеры с массами от $m_i + m_j$ до $m_{i+1} + m_{j+1}$ из других интервалов. Пусть интервал (a; b) O $(m_i+m_j; m_{i+1}+m_{j+1})$, тогда в результате столкновений между кластерами из $(m_i; m_{i+1})$ и $(m_j; m_{j+1})$ – масса кластеров из (a;b) изменится как

$$\iint_{\substack{x+y\in(a;b)\\ x\in(m_i+m_{i+1})\\ y\in(m_j+m_{j+1})}} \frac{(A_1x^2 + A_2x + A_3)}{x^2}\frac{(B_1y^2 + B_2y + B_3)}{y^2}(x+y)K(x,y)dydx$$

Здесь $[A_1\cdot\ln^2(x) + A_2\cdot\ln(x) + A_3] / x^2$ – количество кластеров массы x в единице объема, $[B_1\cdot\ln^2(y) + B_2\cdot\ln(y) + A_3] / y^2$ – количество кластеров массы y в единице объема; $(x+y)$ масса сформировавшегося кластера, $K(x,y)$ – вероятность взаимодействия кластеров массы x и y.

Поскольку интеграл можно представить в виде суммы интегралов, во время счета неизвестными являются только A_1, A_2, A_3 и B_1, B_2, B_3. Следовательно, определить изменение массы ΔN_i кластеров из интервала $(a; b)$ можно всего лишь несколькими операциями сложения и умножения.

Для нахождения коэффициентов $A_1, A_2, A_3, B_1, B_2, B_3$ на каждом шаге вычислений приходится искать реше-

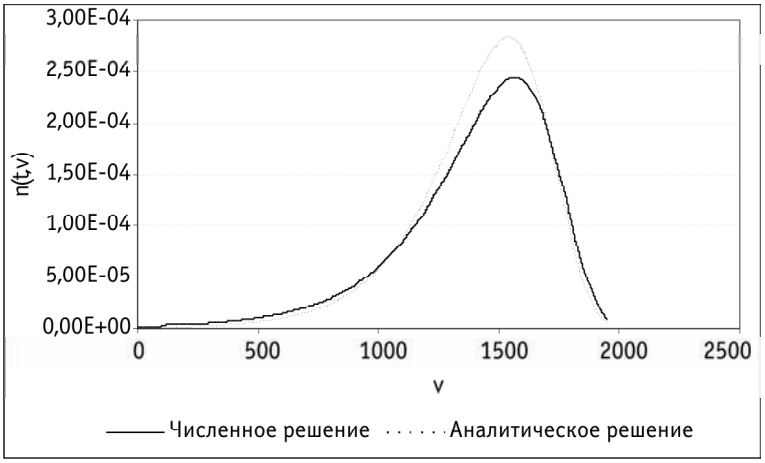


Рис. 1. *Сопоставление аналитического и численного решений (по истечении 1500 итераций вычислительного алгоритма)*

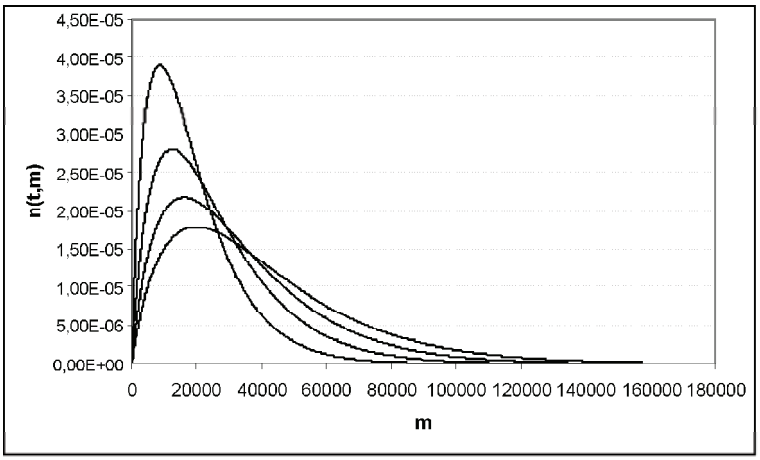


Рис. 2. *Эволюция решения уравнения коагуляции с ядром коагуляции соответствующим физической постановке задачи (по истечении 500, 700, 900, 1100 итераций вычислительного алгоритма)*

ние четырех-диагональной системы алгебраических уравнений, что требует порядка $O(n)$ операций.

Сопоставление аналитического и численного решений. В некоторых частных случаях известно аналитическое решение уравнения (3), что позволяет выполнить проверку разработанной математической модели. Так, например, если рассматривать функцию распределения кластеров по количеству молекул в кластере (а не по массе) и предположить, что константа коагуляции равна единице, то уравнение (2) примет вид.

$$\frac{\partial n(t,v)}{\partial t} = \frac{1}{2}\int_0^v n(t,v_1)n(t,v-v_1)dv_1 - n(t,v)\int_0^\infty n(t,v_1)dv_1,$$

где $n(t,v)$ – плотность распределения кластеров по количеству молекул в кластере, v – размер кластера.

При начальном распределении $n(0,v)=e^{-v}$ решение выглядит как [2]

$$n(t,v)=1/(1+t/2)^2 \cdot e^{-v/(1+t/2)}. \quad (5)$$

В том, что эта функция действительно является решением нетрудно убедиться простой подстановкой.

Для тестирования разработанной модели формирования аэрозоля был использован алгоритм, описанный выше, с константой коагуляции равной единице. Сравнение аналитического и численного решений иллюстрирует рисунок 1, демонстрирующий приемлемую точность приближенного численного решения

Использование разработанной модели для нахождения функции распределения частиц уранил-фторида по массе позволяет получать вид этой функции в произвольный момент времени после начала процесса. Характерное изменение во времени функции распределения, полученное численным решением уравнения (3) с использованием ядра коагуляции (4), показано на рисунке 2.

Заключение. В результате данной работы был получен алгоритм, позволяющий эффективно искать численное решение уравнения коагуляции, при произвольном ядре коагуляции. Разработанная математическая модель процесса позволяет избежать дополнительных предположений о виде функции распределения кластеров и может быть использована на широкой области определения размеров (масс) образующихся кластеров и аэрозолей. Сопоставление аналитического решения уравнения коагуляции с решением, найденным численно, позволяет убедиться в том, что предлагаемая схема расчетов может быть использована для решения реальных физических задач, как оценки последствий аварийных ситуаций, так и для интерпретации лабораторных экспериментов.

Литература

1. *Бабенко С. П, Бадьин А. В, Ингаляционное и перкутанное поступление в организм человека токсичных веществ в условиях повседневной производственной деятельности на предприятиях атомной промышленности // Матем. моделирование. – 2006. – Т.18, №3.*
2. *Багдасарова И.Р., Галкин В.А. Моделирование процесса коагуляции в пространственно однородном случае. // Матем. моделирование. – 1999. – Т.11, №6,.*
3. *Ильин А.С., Поддубный В.А., Модель эмиссии загрязняющих веществ в атмосферу при контакте твердого гексафторида урана с влажным воздухом // Атомная энергия. – 2007. – Т.103, Вып.4.*
4. *Фукс Н. Механика аэрозолей. – М., 1955.*
5. *Чистякова Л.К., Пеннин С.Т., Жерин И.И. Аэрозоли в радиоактивных выбросах в атмосферу предприятиями ядерного цикла // Тезисы докладов конференции "Естественные и антропогенные аэрозоли". – 1999.*
6. Hinds *W.C. Aerosol Technology. – N.Y.: Wiley, 1982.*
7. Reist *P.C. Aerosol science and technology / 2nd ed. – N.Y. : McGraw-Hill, 1993.*

ПОСЛЕДСТВИЯ ЛЕЧЕНИЕ РАДОНОМ У БОЛЬНЫХ ОСТЕОАРТРОЗОМ

Н.Н. Ильинских, Е.Н. Ильинских, И.Н. Ильинских, Е.Ю. Ударцев[1]

Сибирский государственный медицинский университет, Томск, Россия
[1]Санаторий "Белокуриха", Белокуриха, Россия

RADON-BASED THERAPY IN PATIENTS WITH OSTEOARTHROSIS

N.N. Ilyinskikh, E.N. Ilyinskikh, I.N. Ilyinskikh, E.Yu. Udartsev[1]

[1]Sanatory "Belokurikha", Belokurikha, Russia

Abstract. *Twenty seven patients with post-traumatic osteoarthrosis of the knee joint were followed up before and after general radon-based therapy at an equivalent dose of 280 mcSv. Their examination include ed analysis of blood immunological profile, microscopic study of the synovial fluid, and computed tomography of synoviocytes. Radon therapy was shown to have modulatory effect on the humoral and cellular immunity status and the system of antiinflammatory cytokines. The treatment was accompanied by the development of cytoprotective processes in the affected knee joint, (enhancement of apoptosis and intensification of biosynthetic processes in synoviocytes, reduction of the number of pathologic mytoses, acceleration of metabolic processes in synovium, slowing down of destructive processes in articular tissues, etc.).*

Среди причин остеоартроза существенное место занимают травмы суставов [15]. Одним из ведущих патогенетических механизмов в развитии посттравматического остеоартроза (ПТОА) в литературе названо синовиальное воспаление, возникающее после травм с кровоизлияниями в полость сустава. Важная роль в развитии и прогрессировании посттравматического синовита отведена иммунной системе, когда в процесс вовлекаются иммунокомпетентные клетки, участвующие в формировании воспалительных и дегенеративно-дистрофических изменений всех компонентов сустава [2, 5]. Эти наблюдения позволяют рассматривать синовиальную среду сустава в качестве одного из периферических звеньев иммунной системы [2, 11]. Известно также, что воспалительный процесс, активизирующий прогрессирование ПТОА, приводит к существенным изменениям клеточного состава синовии, ослаблению апоптотических процессов, снижающих активность пролиферации и репарации здоровой клеточной компоненты [4, 14]. По мнению авторов, хронизация воспалительного процесса в суставе ведет к вторичной альтерации гиалинового хряща, наиболее выраженные патоморфологические изменения происходят в хрящевом матриксе. При интенсивном распаде фрагменты коллагена и протеогликаны попадают в синовиальную жидкость и усиливают воспалительную реакцию в суставе с преобладанием катаболических процессов в хрящевой ткани. При этом существенную роль выполняют провоспалительные цитокины, особенно интерлейкин-1 (ИЛ-1), под действием которых хондроциты синтезируют протеолитические ферменты (матриксные протеиназы), вызывающие деградацию коллагена и протеогликана хряща [9, 10]. В условиях хронического воспаления изменяется синовиальный гомеостаз, снижаются упруговязкие свойства синовиальной жидкости, нарушается вязкоэластическая защита сустава [8, 18]. Продолжающаяся механическая нагрузка на сустав ведет к ускоренному изнашиванию гиалинового хряща, снижению его амортизационных функций и способствует прогрессированию остеоартроза [17].

В настоящее время для коррекции аутоиммунных воспалительных и патологических цитоморфологических процессов у данной категории больных чаще применяют медикаментозные средства [7, 13] Малоизученными остаются вопросы использования физических факторов. В этом плане наше внимание привлекла радонотерапия, применяемая в качестве основного лечебного фактора на курорте "Белокуриха", оказывающая в числе прочих иммуномодулируюшее действие [3].

Целью исследования явилось изучение влияния радонотерапии на общие иммунологические и местные цитоморфологические процессы у больных ПТОА.

Материалы и методы

Обследованы 27 больных в возрасте 20–45 лет с ПТОА коленных суставов I–II стадии по классификации Kellegren–Lowrence [16]. Диагноз остеоартроза верифицирован на основании клиникорентгенологического и ультразвукового обследования.

Пациентам назначали общие азотно-кремнистые ванны с концентрацией радона 0,19 кБк/л, температурой 36 °С, экспозицией 15 мин, эквивалентная доза за процедуру составила 20 мкЗв, на курс 14 процедур.

Всем больным до и после радонотерапии проводили иммунологические исследования крови и цитоморфологические исследования синовиальной жидкости. Для оценки состояния иммунного статуса определяли фагоцитарный индекс, спонтанный и стимулированный зимозаном НСТ-тест, показатели Т-клеточного иммунитета с применением моноклональных антител к $СД3^+$, $СД4^+$, $СД8^+$, $СД16^+$, HLA-DR и подсчетом иммунорегуляторного индекса. Состояние В-клеточного иммунитета оценивали по уровню IgA, IgM, IgG, IgE и циркулирующих иммунных комплексов в сыворотке крови.

Для определения уровня цитокинов интерлейкина-4 (ИЛ-4) и интерлейкина-10 (ИЛ-10), рекомбинантного γ-интерферона (INF-γ человека в сыворотке крови) использовали твердофазный иммуноферментный метод с применением пероксидазы хрена и набора реагентов РгоСоп (ООО "Протеиновый контур", Санкт-Петербург).

Уровень С-реактивного белка (СРБ), лактоферрина (ЛФ) и рецепторного антагониста ИЛ-1 (ИЛ-1-AR) в сы-

воротке крови определяли иммуноферментным методом при помощи набора реагентов "Вектор-Бест" (Новосибирск).

Цитологическое исследование синовиальной жидкости проводили двумя способами. Микроскопически изучали качественный и количественный состав клеток тканевого происхождения и клеток крови в мазках синовиальной жидкости, окрашенных по Романовскому–Гимзе.

Второй способ предусматривал изучение одноядерных клеток синовии на препаратах, приготовленных по методу "толстая капля". Препараты окрашивали по Романовскому–Гимзе и с использованием реакции Фельгена, исследование проводили методом компьютерной цитографии, разработанным Б.В. Шиловым [12].

Картину изображений анализировали с помощью светового микроскопа фирмы "Reichert" GIM-358 (Австрия), оснащенного бинокуляром и цифровой фотокамерой Casio QV-100, имеющей разрешение 1640x1480 пикселей. Полученные изображения переносили в компьютер с помощью программы QV-Link.

Использование компьютерного метода диагностики позволило у каждого больного визуально на препаратах анализировать 250–300 интерфазных клеток, отмечать особенности морфологии ядра, наличие апоптотически измененных клеток, митозов, патологически измененных делящихся клеток согласно критериям, представленным нами ранее [6].

Полученные данные статистически обрабатывали с помощью программы Statistica 7.0. При проверке совпадений распределения исследуемых показателей с нормальными использовали критерий согласия Колмогорова–Смирнова. Для проверки достоверности внутригрупповых различий, в которых данные распределялись по нормальному закону, пользовались критерием Стьюдента. Достоверность различий в случае, если закон распределения исследуемых числовых показателей отличался от нормального, проверяли при помощи критерия Вилкоксона–Манна–Уитни.

Для всех показателей отвергали нулевую гипотезу на уровне значимости 0,05.

Для решения задачи группировки объектов использовали вероятностно-статистический подход. При проведении кластерного анализа использовали меру различия между индивидами, основанную на вычислении расстояния Варда.

Результаты и обсуждение

Анализ иммунограмм показал, что после радонотерапии произошли позитивные изменения в Т- и В-клеточной системах иммунитета. Установлено, что у пациентов снизилась фагоцитарная активность лейкоцитов (ФИ) с 69,42±3,5 до 54,9±2,9% (p<0,001), уменьшились относительное количество лимфоцитов ($Л_{отн}$) с 45,04±0,66 до 40,04±2,6% (p<0,05), иммунорегуляторный индекс (ИРИ) с 2,29±0,1 до 1,39±0,1(p<0,001) и продукция натуральных киллеров (СД16) с 19,8±1,41 до 13,8±1,4% (p<0,05). Снизилась продукция Т-хелперов ($СД4^+$) с 36,2±2,8 до 30,8±1,6% (p<0,01), увеличилось количество цитотоксических супрессорных клеток ($СД8^+$) с 21,94±2,07 до 25,85±0,98% (p<0,05) и функционального резерва нейтрофилов: НСТ-1 с 0,3±0,15 до 0,4±0,1 усл. ед. (p<0,001), НСТ-2 с 0,1±0,2 до 1,4±0,1 усл. ед. (p<0,01). Позитивные изменения выявлены в системе В-клеточного иммунитета: снизилась продукция IgM (с 1,76±0,13 до 1,33±0,17 г/л; p<0,01), IgG (с 16,11±1,99 до 11,43±1,23 г/л; p<0,001), IgE (с 16,4±0,7 до 12,3±0,5 г/л; p<0,01), циркулирующих иммунных комплексов (с 22,88±1,6 до 13,62±1,45; p<0,001). Содержание IgA повысилось с 1,19±0,19 до 2,45±0,16 г/л; p<0,001. Эти данные свидетельствуют, что радонотерапия оказывает модулирующее воздействие на состояние гуморального и клеточного звеньев иммунитета.

Таблица. *Динамика реактантов воспаления у больных ПТОА до и после радонотерапии (X±m; n=27)*

Показатель	До радонотерапии	После радонотерапии
ИЛ-1-RA, пг/мл	496±92	553±87
ЛФ, нг/мл	343±48	518±73*
СРБ, мг/мл	1,01±0,15	0,75±0,14*
ИЛ-4, пг/мл	23,5±9,05	32,2±11,2
ИЛ-10, пг/мл	176,4±39,2	319±55,4
INF-γ, пг/мл	29,3±3,87	35,4±4,26*

Примечание: * – p<0,05 ** – p<0,01.

Дальнейшие исследования показали, что в процессе радонотерапии позитивные изменения произошли в системе воспалительных реактантов (СРВ и-цитокинов). Анализ данных, приведенных в таблице, дает основание считать, что радонотерапия у больных ПТОА оказывает не только противовоспалительное воздействие (снижение уровня СРВ с 1,01 до 0,75 г/л; p<0,05), но и способствует достоверному повышению синтеза противовоспалительных цитокинов (повышение уровня ЛФ с 343±48 до 518±73 нг/л; p<0,05; ИЛ-10 с 176±39,2 до 319±55,4 пг/л; INF-у с 29,3±3,87 до 35,4±4,26 пг/л).

Наряду с положительной динамикой в иммунном статусе позитивные изменения отмечены при цитологическом исследовании синовиальной жидкости. Сравнительный анализ синовиоцитограмм показал, что после окончания радонотерапии в синовиальной жидкости на фоне уменьшения количества нейтрофильных лейкоцитов (с 63±3,5 до 44±2,8%; p<0,01) и лимфоцитов (с 45,04±0,66 до 40,04±1,6%; p<0,05), свидетельствующего о регрессе воспалительных изменений в суставе, уменьшилось количество тканевых клеточных элементов – зрелых и распадающихся форм синовиоцитов (с 9,3±0,6 до 2,2±0,3%; p<0,001), являющихся маркерами дегенеративно-дистрофических изменений, что расценено как снижение активности деструктивного процесса.

Анализ морфологических изменений ядер синовиоцитов свидетельствует, что после лечения радоном в синовии резко усиливаются апоптотические процессы, наблюдается увеличение числа клеток с кариопикнозом, кариорексисом и кариолизисом, возрастает число клеток с лопастными ядрами и микроядрами, которые в большинстве маложизнеспособны и быстро деградируют. При этом возрастает число клеток с округлыми фор-

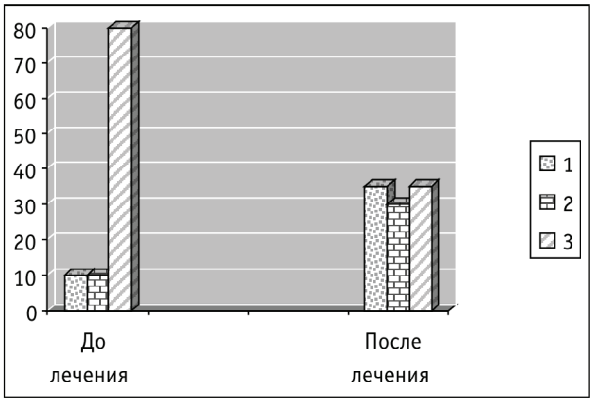


Рис. 1. *Число клеток (в %) с различным уровнем конденсации хроматина интерфазного ядра в синовии больных ПТОА до и после терапии радоном. (1 – менее 25% площади ядра; 2 – 25–75% площади ядра; 3 – более 75% площади ядра)*

мами ядер, что характерно для синовии коленного сустава здоровых людей**.**

Морфометрический анализ ядер свидетельствует, что среди клеток, не подвергшихся апоптотическим изменениям, после лечения наблюдается увеличение площади и снижение уровня конденсации хроматина ядер синовиоцитов (рис. 1), что свидетельствует об интенсификации в них процессов биосинтеза и полиплоидизации. Как известно, появление полиплоидных клеток расценивается как своеобразная реакция на экстремальные ситуации с усилением обмена веществ и повышением устойчивости тканей к неблагоприятным воздействиям. Такие клетки в последующем дифференцируются и восполняют потери клеточной популяции, происходящие при воспалительных процессах.

В наших наблюдениях после лечения радоном в синовии также отмечен подъем пролиферативной активности. Исходно число делящихся клеток составляло 0,4±0,1%, после лечения – 1,6±0,4% ($p<0,01$), наиболее существенно возросло число клеток на стадии профазы и метафазы. Также установлено, что в процессе радонотерапии снижается общее число патологических форм митозов. Полученные данные свидетельствуют о существенных изменениях в частоте различных форм патологических митозов. Лечение радоном привело к увеличению в синовии таких измененных клеток, как митозы с отставанием фрагментов хромосом и профаз с преждевременным расхождением хроматид. Преждевременное расхождение хроматид обусловлено ускорением пролиферативных процессов, наблюдаемым в синовии при лечении радоном, о чем свидетельствовало увеличение количества делящихся клеток. Появление клеток с оставшимися фрагментами хромосом обусловлено способностью радонотерапии индуцировать разрывы хромосом. Наряду с этим установлено, что в процессе радонотерапии уменьшается число синовиоцитов с нарушениями, связанными с аномалиями клеточного центра и ахроматинового аппарата деления (многополюсные, многогрупповые и колхициноподобные митозы). Исчезновение такого рода клеток связано со стимуляцией апоптотических процессов в синовии, индуцированной применением β-излучения при приеме общих радоновых ванн.

Таким образом, полученные данные позволили выявить механизмы позитивного влияния радонотерапии у больных с ПТОА коленных суставов. Снижение активности воспалительных проявлений заболевания обусловлено модулирующим влиянием радонотерапии на состояние гуморального и клеточного иммунитета, а также на систему противовоспалительных цитокинов. Местные цитопротективные эффекты β-терапии вызваны стимуляцией процессов апоптоза в синовиоцитах, интенсификацией в них процессов биосинтеза, снижением числа патологических митозов клеток, усилением пролиферативной активности в синовии, снижением активности деструктивных процессов втканях сустава.

Литература

1. Базарный В. В. *Синовиальная жидкость (клинико-диагностическое значение лабораторного анализа). – Екатеринбург, 1999.*
2. Бакалюк О.И., Белозерцкая-Смиян С.И., Швед Н.И. *и др. // Пат. физиол. – 1997. – №1. – С.24–26.*
3. Боголюбов В. М., Гусаров И. И. *// Физиотер., бальнеол. и реабил. – 2004. – №2. – С.40–48.*
4. Бродский В.Я., Урываева И. В. *Клеточная полиплоидия. Полиплоидия и дифференцировка. – М., 1981.*
5. Долгушин И.И., Зурочка А.В., Чукичев А.В., Колесников О.Л. / / Н *Вестн. РАМН. – 2000. – №2. – С.14–19.*
6. *Инфекционная кардиопатология / Ильинских И.Н., Новицкий В.В., Ильинских Е.Н. и др. – Томск, 2005.*
7. Насонова В.А., Астапенко М.Г. *Клиническая ревматология. – М., 1989.*
8. Павлова В.Н. *Синовиальная среда сустава. – М., 1980.*
9. Трофименко Н.А. *Провоспалительные цитокины и реактанты острой фазы воспаления при заболеваниях суставов : дис. ... канд. мед. наук. – Барнаул, 2007.*
10. Цурко В.В., Хитрое Н.А. *// Тер. арх. – 2000. – №5. – С.48–52.*
11. Чепой В.М. *Диагностика и лечение болезней суставов. – М., 1990.*
12. Шилов Б.В. *Компьютерный морфометрический анализструктуры ядер лимфоцитов периферической крови человека в норме и при Эпштейн-Барр вирусной инфекции в условиях in vivo и in vitro : автореф. дис. ... канд. мед. наук. – Томск, 2000.*
13. Шостак Н.И. *// Врач. – 2003. – №4. – С.17–21.*
14. Dougados M. *// Baillieres Clin. Rheumatol. – 1996. – Vol.10. – P.519–534.*
15. Hochberg M.C. *// Ann. Rheum. Dis. – 1996. – Vol.55. – P.685–688.*
16. Kellgren J.H., Lawrence J.S.*// Ann. Rheum. Dis. – 1958. – Vol.16. – P.494–501.*
17. Paus A.C., Pahle J.A.*// Scand. J. Rheumatol. – 1990. – Vol.19. – P.193–201.*
18. Shmerling R.H. *// Rheum. Dis. Clin. N. Am. – 1994. – Vol.20. – P.503–512.*

ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА БОЛОТНЫХ ВОД НА ТЕРРИТОРИИ ЗАПАДНО-СИБИРСКОЙ РАВНИНЫ И ГОРНОГО АЛТАЯ

Л.И. Инишева[1], М.В. Шурова[2], О.А. Голубина[1], Л.А. Изерская[3]

[1] Томский государственный педагогический университет, Томск, Россия, inisheva@mail.ru
[2] Алтайский государственный университет, Горно-Алтайск, Россия
[3] Томский государственный университет, Томск, Россия

GEO-CHEMICAL CHARACTERISTICS OF STAGNANT WATER ON THE TERRITORY OF THE WESTERN SIBERIA AND GORNY ALTAI

L.I. Inisheva, M.V. Shurova, O.A. Golubina, L.A. Izerskaya

О воде как важнейшей компоненте природной среды, обеспечивающей жизнь на Земле и сохраняющей Биосферу, написано достаточно много. Хорошо известно, что все природные воды представляют собой единое целое, однако их качественный и количественный состав определяются региональными особенностями.

За последние годы возросли антропогенные нагрузки на водные ресурсы [8]. Учитывая, что водный фактор является наиболее адекватным индикатором экологического состояния окружающей среды, современная концепция устойчивого развития уделяет ему особое внимание. Важнейшими сторонами данной проблемы являются: определение массы загрязнений, поступающих с диффузным стоком с водосборов, а также разделение антропогенной и фоновой составляющих химического состава природных вод. Причем знание последней, позволяет прогнозировать и степень антропогенного вмешательства в природный процесс. Поэтому изучение конкретных водных объектов и характерных для них физических, химических и биологических процессов трансформации вещественных и энергетических потоков на водосборных территориях представляет большую перспективу в отношении химической компоненты общего геостока на Земле.

Болота занимают 4% суши и аккумулируют в себе около 3000 км^3 воды. К зональным факторам формирования химического состава болотных вод относятся географическое и геоморфологическое положение болот, состав подстилающих пород, температурный режим, определяющий интенсивность биохимических процессов.

Водообмен в болотах является связующим звеном геологического, биологического круговоротов, определяющих пути миграции веществ и энергии. При площади заболачивания Западной Сибири около 1 млн км^2, и запасах торфа 120 млрд т запасы воды в торфе достигают 1000 км^3 [7], т.е. на 1 км^2 заболоченной площади приходится 1000 мм запасов болотной воды, что значительно превышает годовой сток рек в этих районах (100–300 мм год). Однако химический и элементный состав болотных вод изучен очень слабо.

Целью исследований было определение элементного состава болотных вод в процессе мониторинговых исследований эвтрофных и мезоолиготрофных болот Западной Сибири и Горного Алтая. Показаны особенности формирования состава болотных вод в разных торфяных залежах.

Западно-сибирский регион характеризуется наибольшей заболоченностью (50%), высокой заторфованностью (35,6%) и преобладанием крупных торфяных болот. Представительность этой территории по проявлению процесса торфообразования не вызывает сомнения и может быть выбрана в качестве модельной для проведения фундаментальных научных исследований по изучению роли болот в биосфере. В Томском районе объектом исследования послужила болотная экосистема (БЭС) “Таган”. Возраст торфяной залежи 3445–5465 лет. Мониторинговые исследования проводились на трех участках (топяно-лесной и лесотопяной залежах) с разными окислительно-восстановительными условиями. В Горном Алтае впервые были проведены мониторинговые исследования на эвтрофных БЭС, возраст 7060 лет (Турочакское, Чойское, Баланак) и мезоолиготрофной – Кутюшской БЭС. Болота развиваются преимущественно в долинах рек и имеют современное происхождение. В настоящее время процесс болотообразования в Горном Алтае происходит путем зарастания стариц и долинных озер, а также заболачивания суши, лесов и лугов. Наибольшие площади болот сосредоточены в Северо-Восточном Алтае, где выпадает большое количество осадков и значительна мощность снегового покрова при невысоких уклонах стока вод по сравнению с другими районами Горного Алтая. Образование болот в Центральном Алтае объясняется наличием крупных межгорных впадин, занятых в ледниковый период водными бассейнами. Небольшая заболоченность отмечается на этой же территории, где нет обширных межгорных впадин и рельеф в основном эрозионный.

Болотная вода на анализ отбиралась в метровых колодцах каждой БЭС. Содержание химических элементов в торфах определены на анализаторной спектрометрической установке фирмы “CANDERRA”. Датирование выполнено на радиоуглеродной установке QUANTULUS-1220. В статье проведен анализ по отдельным элементам (табл. 1).

Основополагающими работами многих исследователей [1, 2, 6, 7] было показано, что торфяная залежь по биофизическим свойствам делится на два горизонта: деятельный и инертный. Вследствие наличия единого водоносного горизонта в торфяной залежи болотного массива, генеральное направление фильтрации воды в деятельном и инертном слоях совпадает с направлением поверхностного стекания. Колодцы представляют собой метровой глубины разрезы, отбираемая вода – ус-

Таблица 1. *Характеристика отдельных элементов в болотной воде и снеге эвтрофного и мезоолиготрофного типа болот, мкг/л·10⁻⁸*

Место отбора	Томский район, БЭС «Таган»					Турочакский район, Республика Алтай			
Залежь, состояние	топяно-лесная, анаэробное состояние		топяно-лесная, частично дренируемая, анаэробно-аэробное состояние		топя-лесотопяная, анаэробное состояние	топя-лесотопяная, анаэробное состояние (1)	лесотопяная, анаэробное состояние (2)	топяная, анаэробное состояние (3)	анаэробное состояние (4)
Элемент	вода	снег	вода	снег	вода	вода			
Sm	1,2	0,6	1,8	3,5	0,5–1,4 / 0,9	63,9	2,2	4,4	15,5
U	41,1		–	2,3	2,6	3,8	0,3	0,6	0,9
Au	0,1–0,6 / 0,2	0,1	0,1–0,6 / 0,3	0,1	0,03–0,16 / 0,08	0,2	0,8	0,2	0,9
Th	0,3–46,7 / 16,4	0,3	0,2–2,1 / 1,2	0,6	0,64–1,41 / 0,90	62,1	15,3	11,8	22,6
Hf	1,0	0,5	0,8–3,0 / 1,3	0,7	0,6–2,6 / 1,7	28,8	7,5	3,6	–
Cs	2	0,9	6,4–7,4 / 4,6	0,9	1,4–1,5 / 1,0	103,7	21,6	14,6	89,4
Sc	0,2–0,6 / 0,32	0,2	0,2–2,1 / 0,8	0,3	0,2–1,5 / 0,8	188,2	33,0	13,6	24,0
Rb	299,9–645,0 / 441,4	19,9	432,7–649,2 / 540,9	27,9	73,3–258,9 / 157,4	2188,7	480,0	660,0	2588,9
Eu	0,6	0,1	0,5	0,3	0,3–0,9 / 0,7	13,8	4,8	5,2	5,2
La	10,0	0,3	9,4	1,3	2,6–7,8 / 4,6	245,8	39,0	30,0	65,9
Tb	–	–	–	0,1	0,1–0,2 / 0,2	11,5	0,9	1,6	2,8
Ce	28,2–79,2 / 46,8	10,5	32,5–115,3 / 62,1	23,6	36,7–129,5 / 78,7	449,3	243,0	142,0	282,4

Примечание. БЭС: (1) – Турочакское, (2) – Чойское, (3) – Баланак, (4) – Кутюшское, «–» – данный элемент отсутствует.

редненная по составу проба метрового слоя. Таким образом, сложный химический состав самих торфов в торфяной залежи БЭС, их физико-коллоидная структура формируют собственный гидрохимический и элементный состав болотных вод.

В ряду эвтрофных залежей БЭС "Таган" по содержанию в воде элементов выделяется топяно-лесная залежь с анаэробно-аэробными условиями. Наибольшая амплитуда колебания уровня болотных вод (до 87 см) была характерна именно для этой залежи. Таким образом, в условиях топяно-лесной залежи БЭС Таган естественный дренаж осуществляется в ощутимых размерах. Надо полагать, это явилось причиной того, что практически все элементы в болотной воде находятся здесь в повышенных концентрациях по сравнению с другими залежами. И только концентрация Th в топяно-лесной залежи с анаэробными условиями в 20 раз превышает концентрацию Th в аналогичной залежи, но с анаэробно-аэробными условиями торфогенеза (табл. 1). Следует отметить высокую концентрацию рассматриваемых элементов и в снеговой воде, частично дренируемой территории (топяно-лесная торфяная залежь). Содержание всех элементов в снеге этой территории превышает в 1,5–6 раз содержание элементов в аналогичной залежи, но на недренируемом участке.

Ранее проведенные нами исследования по биогеохимии торфяных болот показали [3-5], что торфяная залежь, в особенности эвтрофная, содержит значительное количество рассеянных элементов, выполняя роль глобального сорбента, регулирующего их содержание (табл. 2). Известно, что для геохимических условий Западной Сибири характерна обстановка кислого глеевого класса, в условиях которой часть элементов может мигрировать с водами, образуя торфяные залежи с пониженной концентрацией элементов и одновременно в других торфяных залежах болотных регионов возможно формирование локальных зон повышенной концентрации элементов, связанных с вторичной аккумуляцией в процессе гипергенеза. В низинных торфах прослеживается стабильно интенсивное накопление (как по кларковому содержанию, так и по встречаемости) таких элементов, как Cu, Cs, Th. Менее стабильно (среднее накопление и средняя встречаемость) представлены такие элементы, как Sr, Zn, Hf. Во всех типах торфов обнаруживаются в больших концентрациях, но редко встречаются Br, Au, Hg, Ta. Слабая степень накопления и не-

значительное распространение характерно для Sc. В болотных водах залежей Горного Алтая концентрация элементов существенно выше по сравнению с болотной водой выше рассмотренных эвтрофных торфяных залежей Томской области. Это объясняется геологическими условиями данной территории. В дальнейшем предполагается детальное изучение содержания в торфяных залежах редких элементов, что позволит выявить геохимичесую роль болот на территории Горного Алтая.

Таким образом, высокая заболоченность и активность проявления торфообразовательного процесса, отмечающегося на территории Западной Сибири, оказывает влияние на формирование химического состава речных вод. Изучение содержание элементов в болотных водах разных по генезису торфяных залежей и в разных регионах дает возможность получить прогноз оценки геохимической ситуации в водах зоны гипергенеза.

Работа выполнена при поддержке грантами Минобрнауки 01.01.08, р-офи 09-05-99007, грантом Президента НШ 3938-2008.5

Таблица 2. *Классификация элементов по степени их концентрации в эвтрофных торфах*

Элементы	Накопление в торфе			
	Энергичное КК > 30 %		Сильное КК=10–30%	Слабое КК < 10%
Широко распространенные (встречаемость 75–100%)	B*, Cs	Mn, Cu, Ce*, Th**	Fe	–
Средней степени распространенности (встречаемость 50–75%)	Ca*, Sr, Ba, Yb*, Pb, U		Co, Zn, Hf	Sr, Cr, Rb, La
Малораспространенные (встречаемость < 50%)	Br, Au	Lu*, Hg**	V, Mo	–

Примечание: * – содержание элемента превышает кларковое в 1,5–4 раза, ** – содержание элемента превышает кларковое в 6 раз и более; встречаемость элемента (% количества образцов, в которых элемент обнаружен, от общего количества проанализированных); КК – кларк концентраций (отношение содержания элемента в данном образце к кларку).

Литература

1. *Иванов К.Е. О фильтрации в поверхностном слое выпуклых болотных массивов // Метеорология и гидрология. – 1948. – №2. – С.46–59.*
2. *Иванов К.Е. Водообмен в болотных ландшафтах. – Л. : Гидрометеоиздат, 1975. – 280 с.*
3. *Инишева Л.И., Инишев Н.Г. Элементы водного баланса и гидрохимическая характеристика олиготрофных болот южнотаежной подзоны Западной Сибири // Водн. ресурс. – 2001. – Т.28, №4. – С.410–417.*
4. *Инишева Л.И., Строителев А.Г., Инишев Н.Г. // Рудные месторождения, минералогия, геохимия. – Вып.2. – Томск : ТГУ, 2000. – С.132–138.*
5. *Инишева Л.И., Цыбукова Т.Н. Эколого-геохимическая оценка торфов юго-востока Западно-Сибирской равнины // Геогр. и прир. рес. – 1999. – №1. – С.45–51.*
6. *Лопатин В.Д. О гидрологическом значении верховых болот // Вестник ЛГУ. – 1949. – №2. – С.37–49.*
7. *Научные предпосыки освоения болот Западной Сибири. – М. : Наука, 1977.*
8. *Хубларян М.Г. // Глобальные экологические проблемы на пороге 21 века. – М. : Наука, 1998. – С.87–99.*

ОЦЕНКА УРОВНЕЙ НАКОПЛЕНИЯ ^{137}Cs РЫБАМИ-ИХТИОФАГАМИ ВОДОЕМОВ ЛЕВОБЕРЕЖНОЙ ПОЙМЫ р.ПРИПЯТЬ (ЗОНА ОТЧУЖДЕНИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС)

А.Е. Каглян[1], Д.И. Гудков[1], В.Г. Кленус[1], З.О. Широкая[1], А.Б. Назаров[2], В.В. Беляев[1], В.А. Ткаченко[3]

[1]Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина, alex_kt983@mail.ru
[2]"Чернобыльский радиоэкологический центр" МЧС Украины, Чернобыль, Украина
[3] Институт зоологии им. И.И. Шмальгаузена НАН Украины, Киев, Украина

THE ESTIMATION OF LEVELS OF ACCUMULATION ^{137}Cs IN FISHES-ICHTHYOPHAGES OF WATER BODIES ON THE LEFT-BANK FLOOD PLAIN OF THE PRYPIAT' RIVER (THE CHORNOBYL' NPP EXCLUSION ZONE)

A.E. Kaglyan[1], D.I. Gudkov[1], V.G. Klenus[1], Z.O. Shyroka[1], A.B. Nazarov[2], V.V. Belyaev[1], V.A. Tkachenko[3]

[1]Institute of hydrobiology of the NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine, alex_kt983@mail.ru
[2]"Chornobyl Radioecological Centre" of the Ministry of Emergency Situation of Ukraine, Chornobyl, Ukraine
[3]Institute of zoology of the NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine

Abstract. *It has become conventional in water radioecology that ^{137}Cs is one of the basic dose-formed radionuclides in fish organism. Such pattern was registered during global fall-outs in result of the nuclear weapon test and in case of different local accident at nuclear power plants. In this respect fish in the Kyiv water reservoir, which is adjacent to the Chornobyl exclusion zone. For all kinds of fishes of Cooling Pond of Chornobyl NPP and the majority of fishes-ichthyophages of other reservoirs of the Chornobyl exclusion zone ^{137}Cs is the basic dose-formed radionuclide also.*

The results of studies of radioactive contamination by ^{137}Cs of fishes' organs and tissues of ichthyophages in water bodies within the Chernobyl exclusion zone have presented. The content of ^{137}Cs in fish significantly depends from the radionuclide content in muscles (42,36–65,36%), head (10,33–17,27%), bones (4,82–11,56%) u scales (3,38–13,74%) have shown. The part of ^{137}Cs as sorbate on scales surface is most of 27%.

При общей относительной стабилизации радиационной обстановки на территории зоны отчуждения Чернобыльской АЭС (ЧАЭС), динамичность процессов изменения физико-химических форм радионуклидного загрязнения в различных ландшафтах обусловливают увеличение мобильной формы радионуклидов, их биологическую доступность, а также перераспределение в компонентах водных экосистем. При этом автореабилитация замкнутых водоемов зоны отчуждения протекает медленно, вследствие чего биогидроценозы пойменных водоемов характеризуются высоким уровнем радионуклидного загрязнения всех компонентов. Особый интерес при изучении распределения радионуклидов и их концентрирования гидробионтами представляют рыбы, занимающие в водных биоценозах верхние трофические уровни и входящие в рацион питания человека.

Поэтому основной целью нашей работы было исследование радионуклидного загрязнения представителей ихтиофауны левобережной (Красненской) поймы Припяти – озер Глубокое, Далекое и Красненской старицы р. Припять, расположенных в непосредственной близости (3–5 км) от разрушенного реактора. Красненская старица еще до аварии была разделена дамбой на два участка. Наши исследования показали, что оба эти участка имеют различную степень загрязнения радионуклидами гидробионтов, в частности, рыбы.

Таблица. *Соотношение пределов колебаний удельной активности 137Cs в мышцах рыб исследуемых водоемов и ДУ (2006–2008 гг.)*

Рыба	Водоем	Удельная активность 137Cs/ДУ
Окунь	Глубокое	52–151
Щука	Глубокое	67–72
Окунь	Далекое	50–55
Щука	Далекое	38–43
Окунь	Красненская старица на участке до дамбы	11–14
Окунь	Красненская старица на участке после дамбы	20–102
Щука	Красненская старица на участке после дамбы	27–31
Судак	Красненская старица на участке после дамбы	46–57

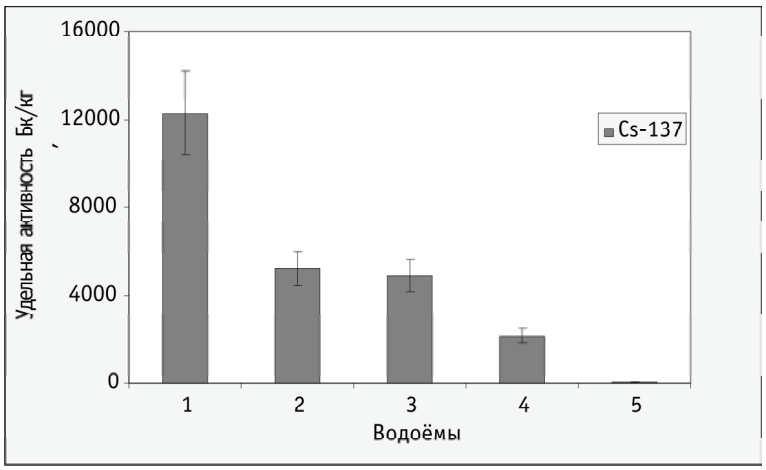


Рис. 1. *Средняя удельная активность ^{137}Cs в окуне (3–8 лет) водоемов левобережной поймы: 1 – оз. Глубокое; 2 – оз. Далекое; 3 – Красненская старица на участке после дамбы; 4 – Красненская старица на участке до дамбы и 5 – р. Припять*

Во время исследований были проанализированы представители 3 видов рыб-хищников, доминирующие в этих водоемах, а именно: щука (*Esox lucius* L.), возрастом 3–5 лет, судак (*Lucioperca lucioperca L.*), возрастом 4–5 лет, окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.), возрастом 1–9 лет. Определение удельной активности радионуклидов в рыбе проводили гамма-спектрометрическими [7] и радиохимическими методами [8] с измерением на установке малого фона УМФ-2000. Содержание (удельная активность) радионуклидов в рыбе рассчитывали в Бк/кг сырой массы. Биологический анализ рыб проводили по общепринятой в ихтиологии методике [9].

Считается, что ^{137}Cs является одним из основных дозообразующих радионуклидов в организме рыб. Такая закономерность отмечена и при глобальных выпадениях в период испытаний атомного оружия, и при локальных авариях на предприятиях ядерной энергетики. В этом отношении не были исключением и рыбы Киевского водохранилища, которое граничит с зоной отчуждения ЧАЭС. Другая картина наблюдается в водоемах зоны отчуждения ЧАЭС (за исключением водоема-охладителя ЧАЭС и р. Припять). Доминирующим дозообразующим радионуклидом на данный момент для большинства рыб из исследуемых водоемов левобережной поймы Припяти является ^{90}Sr [1–3, 5, 6, 10] и только для ихтиофагов, в основном, преобладает ^{137}Cs, что связано с типом питания хищников. При этом нужно отметить, что содержание ^{137}Cs в компонентах экосистем водоемов стабилизировалось.

Результаты исследований радионуклидного загрязнения ихтиофауны водоемов левобережной поймы показаны в таблице. Как видно, концентрация ^{137}Cs в рыбе всех водоемов намного превышает допустимые уровни (ДУ) содержания радионуклида в рыбе, которые составляют на Украине 150 Бк/кг [4]. Наиболее высокий уровень содержания ^{137}Cs отмечен в рыбе оз. Глубокое, что можно объяснить самой высокой удельной активности радионуклида в других компонентах экосистемы данного озера относительно остальных водоемов.

Анализ данных показал, что в различных видах рыб содержание ^{137}Cs колеблется широких пределах и зависит от уровня радионуклидного загрязнения водоема, от типа питания рыбы и других факторов. Так, для рыб ихтиофагов оз. Глубокое пределы содержания ^{137}Cs (7851–

18659 Бк/кг) намного выше, чем у тех же видов из оз. Далекое (1732–6147 Бк/кг), Красненской старицы на участке до дамбы (1590–3600 Бк/кг) и Красненской старицы на участке после дамбы (2137–11204 Бк/кг), что связано с более высоким содержанием радионуклида в воде и других компонентах экосистемы озера в сравнении с другими водоемами (рис. 1).

Анализ полученных данных показал, что максимальное содержание ^{137}Cs отмечено в мышцах рыб и колеболась у окуня от 3047 (Красненская старица на участке после дамбы) до 26020 Бк/кг (оз. Глубокое), у щуки – от 3645 (Красненская старица на участке после дамбы) до 10832 Бк/кг (оз. Глубокое). На высоком уровне удельную активность ^{137}Cs наблюдали в коже, костях, желудочно-кишечном тракте рыб: 14043–20990, 13608–20920, 12663–18800 Бк/кг (оз. Глубокое); 4516–6222, 4272–7168, 4231–6563 Бк/кг (оз. Далекое); 4412–10112, 3474–12248, 4315–12160 Бк/кг (Красненская старица на участке после дамбы), соответственно. Сравнительно большую удельную активность радионуклида фиксировали в чешуе: 7500–15240 Бк/кг (оз. Глубокое), 3620–7679 Бк/кг (оз. Далекое) и 2927 – 7535 Бк/кг (Красненская старица на участке после дамбы). При этом водорастворимая и сорбированная формы радионуклида составляет не менее 27% общего содержания ^{137}Cs в чешуе.

Результаты исследований показывают, что в хищных рыбах водоемов левобережной поймы зоны отчуждения ЧАЭС больше всего накапливается ^{137}Cs в мышцах (42,36–65,36%), голове (10,33–17,27%), костях (4,82–11,56%) и чешуе (3,38–13,74%), как это показано на примере окуня оз. Глубокое на рис.2.

Таким образом, за период 2006–2008 гг. в зоне отчуждения ЧАЭС изучены видоспецифичность и пределы содержания ^{137}Cs в хищных видах рыб водных экосистем с различным гидрологическим режимом и уровнем радионуклидного загрязнения. Проанализировано распределение ^{137}Cs по органам и тканям рыб. Показано, что удельная активность радионуклида во всех случаях многократно (в десятки раз) превышала санитарно-гигиенические допустимые уровни, принятые в Украине для рыбной продукции.

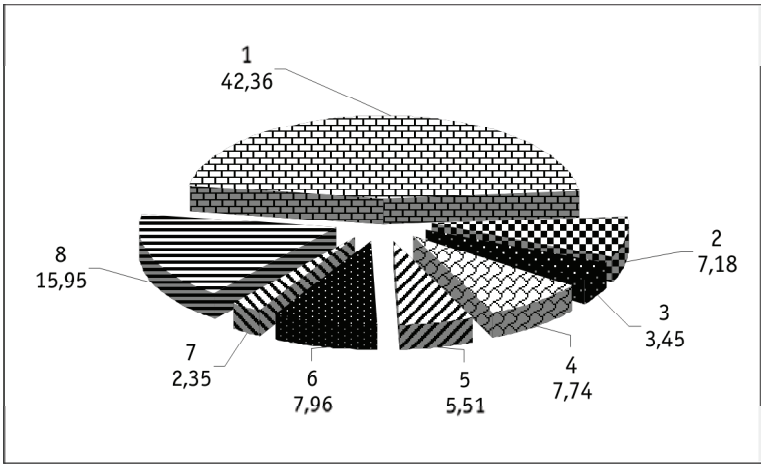


Рис. 2. *Распределение ^{137}Cs (%) по органам и тканям окуня (вес 0,309 кг, 6 лет) оз. Глубокое: 1 – мышцы; 2 – кости; 3 – внутренние органы; 4 – чешуя; 5 – кожа; 6 – плавники; 7 – жабры; 8 – голова*

Литература

1. *Гудков Д.И., Каглян А.Е., Киреев С.И. и др. Основные дозообразующие радионуклиды в рыбе зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Радиоционная биология. Радиоэкология. – 2008. – 48, №1. – С.48–58.*
2. *Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б. и др. Радионуклиды в рыбе Зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Доповіді Національної академії наук України. – 2007. – №12. – С.177–183.*
3. *Гудков Д.І., Кіреев С.І., Каглян О.Е та ін. Особливості накопичення основних дозоутворюючих радіонуклідів рибою у водоймах зони відчуження // Чорнобильський науковий вісник. Бюлетень екологічного стану зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення. – 2007. – №2(30). – С.34–43.*
4. *Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді (ДР-97) / Міністерствоохорони здоров'я України; Комітет з питань гігієнічного регулювання; НКРЗУ. – Киев, 1997. – 38 с.*
5. *Каглян О.Е., Кленус В.Г., Гудков Д.І. та ін. Забруднення радіонуклідами представників іхтіофауни озера Азбучин та інших водойм зони відчуження Чорнобильської АЕС// Вісник Львівського університету. Серія фізична. – 2008.– Вип.42. – С.214–220.*
6. *Каглян О.Е., Кленус В.Г., Гудков Д.І. та ін. Риби-індикатори радіонуклідного забруднення водойм зони відчуження ЧАЕС та Київського водосховища // Науковий вісник Чернівецького університету: Збірник наукових праць. – Вип.416, Біологія. – Чернівці : Рута, 2008. – С.88–93.*
7. *Методика массового гамма-спектрометрического анализа проб природной среды / под ред. А.Н. Силантьевой, К.П. Махонько. – Л. : Гидрометеоиздат, 1984. – 63 с.*
8. *Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / под ред. А.Н. Марея, А.С. Зыковой. – М., 1980. – 336 с.*
9. *Правдин И.Ф. Руководство по изучению рыб. – М. : Пищевая пром., 1966. – 376 с.*
10. *Kaglyan O., Gudkov D., Klenus V., Nazarov O. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chornobyl exclusion zone // International Conference on Radioecology & environmental radioactivity: Poster proceedings, Bergen (Norway), 15–20 June, 2008 . – Osteras, Norway: Norwegian Radiation Protection Authority, 2008. – P.2. – P.176–179.*

РАЗМЕЩЕНИЕ ОТХОДОВ ДОБЫЧИ УРАНА НА ТЕРРИТОРИИ ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ

А.Ф. Кадырходжаев, В.П. Купченко

ГП "НПЦ Геология урана и редкоземельных металлов", Ташкент, Узбекистан, urangeo@bcc.com.uz

ACCOMMODATION OF WASTE PRODUCTS OF EXTRACTION URANIUM IN TERRITORY OF THE CENTRAL ASIA

A.F. Kadyrhodzhaev, V.P. Kupchenko

SC "SIC Geology of uranium and rare-earth metal", Tashkent, Uzbekistan

Abstract. *Materials on accommodation of active waste products of extraction and processing of the uranium ores placed in territory of 3 republics of the Central Asia are generalized. Their quantitative estimation is resulted.*

На территории трех Центральноазиатских республик – Киргизии, Таджикистана и Узбекистана добыча урана ведется с 1943 г. Руды месторождений трех генетических типов (сингенетического, гидрогенного эпигенетического и эндогенного, табл. 1) отрабатывались горным методом, который на гидрогенных эпигенетических месторождениях песчаникового типа с 1968 г. достаточно быстро стал заменяться малоотходным способом подземного скважинного выщелачивания. В настоящее время добыча урана ведется только этим способом. Эксплуатируются месторождения Центрально-Кызылкумской урановорудной провинции.

Горный метод с успехом применялся для отработки всех урановых месторождений, расположенных в пределах сейсмически активного Тяньшаньского орогена, в котором интенсивно развиваются оползневые процессы, случаются аномально высокие паводки и сели. Всего этим методом добывались руды 19 месторождений. В Центральных Кызылкумах метод использовался при эксплуатации месторождения Учкудук, а также для отработки отдельных рудных залежей месторождений Сабырсай и Сугралы. Бортовое содержание урана в рудах – от 0,02 до 32–33% (Табошар). Данный метод определяет формирование значительного объема отходов и ра-

Таблица. *Размещение активных отходов горной добычи урана (составлена с использованием материалов МЧС Кыргызии, Федерального агентства по ядерной и радиационной безопасности и ГП «Востокредмет» Таджикистана, ГП «НПЦ «Геология урана и редкоземельных металлов» и Навоийского ГМК Узбекистана)*

Страна	Месторождение или комбинат		Генетический тип месторождения	Расположение объекта	Тип отхода
Кыргизия	Каджисай		Сингенетический, урано-угольный	Пос. Кадамжай, юж. берег оз. Иссык-Куль	Зола углей
	Тура-Кавак			Пос. Минкуш, бассейн р. Нарын	
	Западный ГХК		Гидрогенный эпигенетический в известняках	Г. Майлуу-Суу, отвалов – 13, хвостохранилищ – 23	Отвалы, шламы
	Майлисай			Долина р. Майлисай	Отвалы
	Шакоптар			Долина р. Сумсар	
	Карабалтинский ГХК			Г. Кара-Балта	Шламы
Таджикистан	ГП «Востокредмет»	Табошар	Эндогенный	Кураминский хр., г. Табошар, хвостохранилищ – 4, хранилище фабрики бедных руд	Шламы
		Адрасман		Кураминский хр., пос. Адрасман	
		Рудник 3		Окрестности г. Худжент	
		ГХЗ-1		Гг. Чкаловск, Гафурово, возвышен. Дигмай	
Узбекистан	Чаркесар-1, Чаркесар-2		Эндогенный	Кураминский хр., пос. Чаркесар	Отвал
	Резак			Курамински хр., долина р. Резак	
	Майликатан			Бассейн р. Ахангаран, г. Ангрен	
	Месторождения Янгиабадского рудного поля				
	Навоийский ГМК	Чаули, Беляк		Чаткальский хр., г. Красногорск	
		Учкудук, Сабырсай, Сугралы	Гидрогенный эпигенетический песчаниковый	Центральные Кызылкумы, г. Учкудук	
		ГМЗ-1		Г. Навои	Шламы

диоактивного загрязнение земель на рабочих площадках производств.

Способ подземного скважинного выщелачивания используется для извлечения урана из руд гидрогенных эпигенетических месторождениях песчаникового типа in situ, без нарушения целостности рудовмещающего пласта. Бортовое содержание урана в рудах – более 0,01%. Масса отходов – активных металлических конструкций, труб и оборудования - незначительна, земли рудников загрязняются только в результате аварийных проливов рабочих и промышленных растворов.

Таким образом, основными источниками отходов отрасли являются рудники подземной и открытой горной отработки руд и гидрометаллургические заводы (ГМЗ), на которых из руд извлекался уран.

Преимущественно открытым способом отрабатывались месторождения Учкудук и Табошар. У карьеров отсыпаны отвалы вскрышных пород и забалансовых руд. представленные смесью песков и глин с содержанием урана 0,01–0,02%. В Учкудуке в отдельных отвалах складированы забалансовые руды этого месторождения, а также перевезенные с месторождений Сугралы и Сабирсай. Все остальные месторождения, находящиеся в горных сооружениях тяньшаня, отработаны подземным способом. У устьев выработок находятся отвалы вскрышных пород. На крупных объектах организованы также центральные породные отвалы (Янгиабадская группа месторождений). На площадках рудников происходили дробление и сортировка извлеченных руд, после чего концентрат отправлялся на ГМЗ комбинатов. На месторождениях урано-угольного типа добытые угли сжигались на месте, а из золы извлекался уран. Таким образом формировались хвостохранилища (Каджисай, Тура-Кавак).

В переработку брались руды с содержанием урана более 0,02%. Извлеченные руды с меньшим содержанием урана поступали в отвалы вскрышных пород или забалансовых (некондиционных) руд. В тех и других отвалах зафиксированы отдельные, иногда достаточно многочисленные, куски промышленных руд. По данным анализа немногочисленных проб, содержание урана в них достигает 1,23%. На поверхности урансодержащих обломков развивается вторичная урановая минерализация. Мощность экспозиционной дозы (МЭД) на поверхности отвалов местами достигает 250–300 мкР/ч (2,5–3 мкЗв/ч) и даже 1500 мкР/ч, суммарная удельная активность материала даже в породных отвалах достаточно часто превышает 7400Бк/кг. Это дает основание часть породных отвалов и все отвалы забалансовых урановых руд отнести в низкоактивным отходам.

Извлечение урана из добытых руд осуществлялось на ГМЗ, размещенных в гг. Карабалты, Майлуу-Суу, Чкаловск, Табошар, Навои и поселках Минкуш и Каджисай. В результате деятельности заводов было образовано весьма значительное количество шламов или “хвостов”. Они представляют собой размолотый материал руд или золу углей, содержащий остаточные концентрации урана (обычно 4–13% от начальных) и природные – радия и тория. Вследствие этого активность шламов меняется в широких пределах, достигая иногда сотен тысяч и миллионов Бк/кг. Кроме шламов руд, в хвостохранилищах захоронялись активное оборудование и конструкции ГМЗ и рудников. Вследствие этого часть отходов в хвостохранилищах относятся к среднеактивным. МЭД на поверхности хвостохрпнилищ, в зависимости от степени рекультивации, может меняться от фоновой по региону (13–20 мкр/ч) до нескольких тысяч мкР/ч. Уран из руд извлекался сернокислотными или содовыми (Майлуу-Суу) растворами. В хвостохранилища поступала пульпа с pH=5–6 либо pH=8–9. В таких геохимических обстановках, существующих на протяжении десятков лет, уран может мобилизоваться и выноситься грунтовыми и дренажными водами в почвы и в протекающие рядом реки, а также в месторождения пресных подземных вод. Этот процесс достаточно четко прослеживается на объектах Западного ГХК (г. Майлуу-Суу). В случае нарушения целостности хвостохранилищ этого комбината, а также предприятия Тура-Кавак (пос. Минкуш), расположенных в долинах горных рек, может произойти залповый выброс радиоактивного материала.

После завершения деятельности предприятий все хвостохранилища на рудниках были рекультивированы. Действующими являются хвостохранилище ГМЗ-1 Навоийского ГМК (г. Навои, Узбекистан), Дигмайское хвостохранилище ГП “Востокредмет” (Бывший Ленинабадский ГХК, г. Чкаловск, Таджикистан) и хвостохранилище Карабалтинского ГХК. В настоящее время хвостохранилище Навоийского ГМК рекультивируется оригинальным способом с применением отходов золотосодержащих руд. На Дигмайское транспортируется пульпа после обогащения концентрата руд цветных, редких и драгоценных металлов. На ряд карт Карабалтинского поступает пульпа с сорбции урана Казахстанских рудников подземного скважинного выщелачивания.

В пределах санитарно-защитных зон производств с любой технологией добычи урана образуются участки загрязненных земель (МЭД > фоновой + 0,3 мкЗв/ч), происходит загрязнение и активация оборудования, зданий и сооружений. При этом на поверхности почв накапливается радиоактивный материал, они пропитываются рабочими и промышленными растворами на глубину до 1,2 м. Это единственный вид отходов, образующийся при подземном скважинном выщелачивании урана. В процессе работ или при рекультивации территории рудников все загрязненные почвы и радиоактивные объекты в обязательном порядке подлежат изъятию и захоронению. Это определяет необходимость их учета и диагностики. Необходимо также учесть, что в материалах отвалов и хвостохранилищ присутствуют металлы-спутники урана в рудах, часть из которых является токсичными; в гипергенных условиях они могут выноситься из отходов и вносить свой вклад в ухудшение экологической ситуации.

Вследствие вышесказанного, с экологических позиций, к отходам урандобывающих производств целесообразно относить низко-среднеактивные шламы (хвосты), низкоактивные отвалы вскрышных пород и забалансовых руд, загрязненные радионуклидами почвы рабочих площадок, активные оборудование, здания и сооружения. Все обозначенные разновидности отходов при

оценке экологического состояния рудников должны учитываться.

Природно-климатические обстановки в районах размещения отходов добычи и переработки урановых руд весьма различны – от высокогорных областей Тяньшаня до пустынь Центральных Кызылкумов. Это в значительной степени определяет виды и объекты их воздействия на окружающую природную среду, а также степень их потенциальной опасности.

В горных, сейсмически активных областях, где получили развитие оползневые процессы, вероятны сели, аномально высокие паводки, и достаточно обильные осадки, большое значение имеет степень обводненности горных долин и расположение в них отходов. Максимальное постоянное негативное воздействие оказывают активные отходы, складированные на днище и нижних частях бортов обводненных горных долин. Из них фильтрационными водами происходит вынос урана. С учетом сейсмичности и развития оползневых процессов они являются потенциально-опасными. К таким объектам следует отнести ряд хвостохранилищ Западного ГХК (г. Майлуу-Суу, Кыргызия) и хвостохранилище Туюк-Су рудника Тура-Кавак (пос. Минкуш, Кыргызия). Меньшую опасность представляют отходы, расположенные в обводненных и слабо обводненных горных долинах в оползне-селе безопасных местах. К этому типу возможно отнести большинство складов отходов. И, наконец, существуют отходы, расположенные в сухих небольших горных долинах. Это отвалы рудников Чаркесар-1 и Резак. Вынос из них урана может осуществляться только сезонными кратковременными потоками. Их воздействие на природную среду минимально. Ветровой перенос материала с поверхности отходов или нейтрального экрана хвостохранилищ, расположенных в горных местностях, имеет крайне незначительное значение.

В пустынных обстановках, при наличии минимальных осадков (90–100 мм/год) и отсутствии грунтовых вод (Учкудук, Узбекистан) загрязнение природной среды возможно на ограниченной территории только за счет ветрового выноса радиоактивной пыли с поверхности отходов.

Во всех трех республиках существуют службы, контролирующие состояние отходов уранового производства. Весьма значительный вклад в изучение, мониторинг и рекультивацию отходов вносят МАГАТЭ, НАТО, Ливерморская лаборатория (США), институты и организации России, Центральной и Западной Европы. Общими усилиями ведутся работы по изучению отходов и территорий производственных площадок и близлежащих населенных пунктов. В настоящее время известно расположение всех рабочих площадок рудников и переработки урановых руд (табл. 1). Однако материалы по их состоянию централизованно не систематизированы и не обобщены. По ряду объектов существуют не полные, иногда противоречивые сведения. Не на всех объектах в полной мере учтены активные отвалы пород и забалансовых руд, площади загрязненных земель, требующие рекультивации. Для их выявления и оценки предстоит провести значительный объем крупномасштабной пешеходной гамма-съемки. Отсутствуют обоснованные прогноз воздействия на экологическую ситуацию в районах размещения отходов и определение риска для проживающего населения. Не четко определены экологические последствия чрезвычайных ситуаций, связанных с нарушением целостности отходов в результате проявления опасных природных процессов и выноса радиоактивного материала на прилегающие населенные территории. С учетом возможности трансграничного негативного воздействия данная проблема имеет существенное значение. Обозначенные недостатки затрудняют составление проектов полной и качественной рекультивации остановленных объектов отрасли. На начальном этапе изучения обозначенных проблем целесообразно привести данные по размещению отходов урандобывающих предприятий и предварительно наметить степень их опасности для экологической обстановки в местах их размещения.

Благодаря вниманию, оказываемому правительствами стран Центральной Азии и международными организациями, проводится рекультивация радиационно опасных объектов и загрязненных земель. За счет средств госбюджета выполняется мониторинг и рекультивация отдельных объектов на территории рабочих площадок месторождений Янгиабадского рудного поля, а также Чаркесар-2. На средства международных фондов выполнено обследование ряда объектов Ленинабадского ГХК, рекультивация хвостохранилища Каджисая, ряда объектов Западного ЛГХК. За счет собственной прибыли Навоийский ГМК с 1995 г. начал проводить работы по реабилитации земель, нарушенных и загрязненных в процессе добычи урана способом подземного скважинного выщелачивания. По состоянию на 01.01.2007 г. рекультивированы и возвращены землевладельцу 29480 га, На 2007–2010 гг. запланировано рекультивировать еще 2000 га [1].

Таким образом, несмотря на ограниченные возможности, в регионе выполняются работы по выявлению, изучению, мониторингу и рекультивации экологически опасных объектов по добыче и переработке урановых руд. В дальнейшем предполагается увеличение их объемов.

Литература

1. *Кучерский Н.И. Экологические мероприятия при разработке рудных месторождений Навоийского горно-металлургического комбината // Экологический вестник. – №4. – 2005.*

АЛЬФА-СПЕКТРАЛЬНЫЕ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ИЗОТОПОВ ПЛУТОНИЯ В ДОННЫХ ОСАДКАХ МОРСКОЙ ОКРАИНЫ ДЕЛЬТЫ р. СЕВЕРНАЯ ДВИНА

А.Н. Казакова, Г.П. Киселев

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, kiselevgp@yandex.ru

ALPHA-SPECTRAL OF DEFINITION OF ISOTOPES OF PLUTONIUM IN BOTTOM SEDIMENT OF SEA TERRITORY OF DELTA r. NORTHERN DVINA

A.N. Kazakova, G.P. Kiselyov

Institute of ecological problems of North, Ural Branch, Russian Academy of Science, Archangelsk, Russia

Abstract. *The given definitions of isotopes of plutonium 238, 239+240, cesium-137 and potassium-40 in a column of bottom sediment of sea territory of delta of the Northern Dvina cited in the research work. The territory near Severodvinsk has been tested. Isotope correlation of isotopes of plutonium and caesium-137 specify an origin anthropogenic radionuclide in the delta from two sources – nuclear explosions in the atmosphere and on surfaces of the ground in world experience and Chernobyl explosions.*

Плутоний в природе как естественный радионуклид встречается редко. В больших количествах плутоний-238, 239+240 стал появляться со времен испытания ядерного оружия и ядерных взрывов, проводившихся в мирных целях, деятельности предприятий по переработке отработавшего ядерного топлива, аварий на атомных станциях, сбросов жидких и твердых радиоактивных отходов в природную среду. Большой интерес к распространению техногенного плутония в экосфере вызван тем, что он является индикатором радиоактивного загрязнения окружающей среды [6].

Основным резервуаром накопления плутония-238, 239+240 служат донные отложения, поэтому они представляют наибольший интерес для изучения распространения и выявления антропогенного воздействия этого элемента на окружающую среду и человека [8].

К настоящему времени известно 15 изотопов плутония. Роль каждого из них в ядерной технологии, аналитической химии и химических исследованиях далеко неодинакова. Все изотопы плутония являются радиоактивными. Большинство из них испускает α-частицы, в частности изотопы плутония 238, 239+240. Плутоний-238 имеет значение как изотопный источник энергии для космических кораблей. Изотоп плутония-239 является единственным из трансурановых элементов, нашедшим практическое применение для производства атомных бомб. Плутоний-240 – основной изотоп, загрязняющий оружейный плутоний[2].

Целью исследования является получение данных о содержании изотопов плутония-238, 239+240 в пробах донных отложений Никольского рукава морской окраины дельты р. Северная Двина в той части, которая примыкает к городу Северодвинску, где расположен центр атомного судостроения России.

Изучение радиоизотопного состава донных осадков дельты реки Северная Двина проводится с 1999 года лабораторией экологической радиологии ИЭПС УрО РАН [3, 5]. Актуальность этих исследований обусловлена многими причинами. В первую очередь это определение областей радиоактивного загрязнения донных осадков в связи с ядерными испытаниями в мировой практике, на Новой Земле, Чернобыльской аварией и работой ядерных центров атомного судостроения в г. Северодвинске. Дельта реки представляет сложную систему взаимодействия реки и моря, это маргинальный фильтр, где происходит процесс фракционирования радиоактивных элементов, то есть осаждение одних в донные отложения, дальнейший транспорт в море других. Причем этот фильтр не является стационарным, он постоянно изменяется во времени и пространстве. Наиболее сложная фильтрующая система формируется на морской окраине дельты сильными неоднородными приливными течениями, смешиванием морских соленых и речных пресных вод, резким временным изменением химического состава и уровня вод в примерном интервале времени 3, 6, 12, 24 часа усложняемых ветровыми процессами. С другой стороны такая активная зона является квазистационарной на протяжении нескольких десятков лет и в ней происходит седиментация взвесей, как привнесенных, так и образованных здесь же, то есть происходит образование донных осадков и их накопление. Процессы седиментации в реках, а так же рукавах дельты достаточно изучены, а седиментация на морском краю дельты имеет свои особенности, которые изучены слабо. По этой причине изучение миграции радиоактивных изотопов в донных осадках этой области становиться актуальным [4].

Пробы отбирались в зимний период времени специальной трубой длинной 1100 мм и диаметром 180 мм, которая вдавливалась в грунт, а затем отрывалась вместе с керном и вытаскивалась на лед. В трубе, как правило, керна было не более 150–200 мм, а в некоторых керн достигал 500 мм. Керн выталкивался из трубы и здесь же нарезался по видимому изменению гранулометрического и органогенного состава поднятого грунта. При отсутствии дифференциации керна по этим признакам, нарезка проб производилась через 50 мм. В дальнейшем, в лабораторных условиях, отобранные пробы доводились до воздушно-сухого состояния и измерялись в геометрии маринели на сцинтилляционном гамма-спектрометре “Прогресс 2000” с определением удельной активности калия-40, цезия-137.

Радиохимический анализ проводился согласно методике выполнения измерений удельной активности изотопов плутония (239+240, 238) в пробах донных отложений альфа спектрометрическим методом с радио-

Таблица 1. *Удельные активности изотопов плутония-238, 239+240, калия-40, цезия-137*

Название пробы	Координаты места отбора	Место отбора проб	Интервал отбора пробы, см	Удельная активность, Бк/кг			
				Pu-238	Pu-239+240	K-40	Cs-137
D10-07-1	N: 64°41,784	Никольский рукав	0–2	1,69	1,30	470	11,57
D10-07-2	E: 40°01,968	дельты Северной Двины	2–5	3,15	1,76	550	7,86
D10-07-3			5–8	16,22	24,86	560	9,20
D10-07-4			8–15	6,62	отсут.	380	3,21
D10-07-5			15–25	3,38	2,92	400	8,02
D10-07-6			25–30	38,66	21,11	500	9,02
D10-07-7			30–35	10,46	22,19	390	10,19
D10-07-8			35–40	8,87	8,48	450	12,09
D10-07-9			40–45	9,91	6,04	410	14,04

Примечание: D – донное отложение, 10 – номер пробной площади, 07 – год отбора пробы, 1–9 – номер горизонта.

химическим выделением [7], позволяющей определить количества изотопов плутония по их α-активности.

Для проведения анализа бралась усредненная навеска пробы массой 5 г и растворялась в 100 мл соляной кислоты (1:5). К исследуемой пробе объемом 100 мл добавлялся 1 мл раствора хлорида железа (III), 1 мл пероксида водорода 30% и 5 мл раствора изотопного индикатора Pu-236 или Pu-242.

Раствор тщательно перемешивался и кипятился под часовым стеклом в течение 20 минут для разрушения карбонатов. Затем снимался стакан с плитки и осаждалась смесь гидроксидов железа, плутония и других радиоактивных элементов осторожным добавлением аммиака до pH=9.

Раствор с осадком нагревался до кипения, после отстаивания декантировался прозрачный раствор, а осадок отфильтровывался через фильтр “белая лента” диаметром 9 см. Фильтрат отбрасывался.

Осадок на фильтре растворялся в минимальном объеме горячей соляной кислоты (1:4), приливая ее небольшими порциями, так, чтобы захватить весь осадок, после чего фильтр промывался еще два раза по 5 мл горячей соляной кислоты (1:4).

Полученный солянокислый раствор содержал изотопы плутония, сконцентрированные в меньшем объеме.

Раствор соляной кислоты, содержащий изотопы плутония, выпаривался до влажных солей и растворялся в 10 мл азотной кислоты (1:1), после чего вносилось в раствор примерно 25 мг сухой соли нитрита натрия.

Подготовленный таким образом азотнокислый раствор после охлаждения переводился в делительную воронку, приливалось 40 мл свежеочищенного 5%-го раствора ТБФ в толуоле и проводилась экстракция в течение 5 минут.

Маточный раствор после разделения фаз сливался обратно в стакан, а органический экстракт промывался два раза по 1 минуте 10 мл HNO_3 (1:1), промывные воды отбрасывались.

К промытому органическому экстракту добавлялось 14 мл неразбавленного ТБФ, чтобы его концентрация стала 30%-ой, и производилась реэкстракция плутония, для чего к органической фазе приливался раствор 0,04 М HF в 0,25 М HNO_3 (Vорг : Vводн = 1:1) и встряхивался в делительной воронке в течение 10 минут. Водный реэкстракт фильтровался через фильтр “синяя лента” в стакан вместимостью 300 мл и выпаривался досуха.

Остаток в стакане обрабатывался 1–2 мл концентрированной HNO_3 с добавлением нескольких капель перекиси водорода и снова выпаривался для удаления следов органических веществ. Затем растворялся в 10 мл 1%-го раствора трилона Б, добавлялось по 1 мл насыщенного раствора оксалата аммония и 25%-го раствора хлорида аммония. pH раствора доводился до 3–4 HNO_3 и проводилось электроосаждение изотопов плутония на диск из нержавеющей стали в электролитической ячейке при постоянном токе 4 А в течение 30 минут. Подложка (диск) непосредственно перед использованием очищалась мелкой наждачной бумагой и протиралась ацетоном.

По мере выкипания раствора прибавлялась дистиллированная вода до исходного объема. В ходе электролиза pH раствора поддерживалась на уровне 3–4. Отключался ток, диск промывался дистиллированной водой и сушился на воздухе.

Полученный препарат (счетный образец) измерялся на альфа-спектрометре “Прогресс 320” с полупроводниковым детектором и разрешением не хуже 30 Кэв.

Время измерения устанавливали в зависимости от скорости счета образца, которую можно визуально оценить по частоте следования импульсов на экране анализатора. Основным критерием выбора минимально возможной экспозиции является набор необходимого числа импульсов в аналитических пиках.

Полученные данные, приведенные в таблице, показывают, что изотопы плутония-238, 239+240 обнаружены во всех пробах, в 4-м слое отсутствует изотоп-239 (табл. 1).

В колонке, отобранной в Никольском рукаве дельты реки Северная Двина, максимальные концентрации изотопов плутония установлены в 3, 6 и 7-м слоях донных отложений. В верхних слоях наблюдаются его малые концентрации. Последнее указывает, что современное поступление изотопов плутония в донные осадки Север-

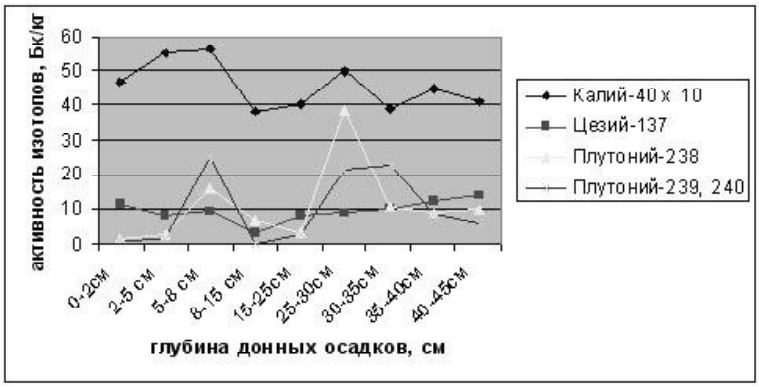


Рис.1 *Распределение удельной активности (Бккг) радиоактивных изотопов в колонке донных отложений морского края дельты реки Северная Двина*

Таблица 2. *Отношение радиоактивных изотопов в донных осадках дельты реки Северная Двина*

Название пробы	Координаты места отбора	Изотопные радионуклидные соотношения	
		Pu-238/ Pu-239+240	Cs-137/ Pu-239+240
D10-07-1	N: 64° 41,784	1,3	8,9
D10-07-2	E: 40° 01,968	1,79	4,46
D10-07-3		0,65	0,37
D10-07-4		–	–
D10-07-5		1,16	2,75
D10-07-6		1,83	0,43
D10-07-7		0,47	0,46
D10-07-8		1,04	1,43
D10-07-9		1,64	2,32

ной Двины отсутствуют. На рисунке 1 графически изображено распределение радиоактивных изотопов в колонке донных отложений, откуда следует, что корреляции между изотопами плутония и цезия-137 отсутствует. В то же время повышение концентрации калия-40 соответствует увеличению концентрации плутония в горизонтах (рис. 1) .

В таблице 2 приведены величины отношения Pu-238/ Pu-239+240 и Cs-137/Pu-239+240, которые согласно [1], характеризуют тип источника радионуклидов. Наиболее подходящие соотношения радионуклидов для ядерных взрывов находятся в 3, 6 и 7 слоях данной колонки отложений. В остальных слоях, в том числе и верхних, соотношение радионуклидов близки к составу радиоактивного загрязнения, образованного из полупродукта для получения плутония (табл. 2).

Однако такого загрязнения принципиально в данном районе быть не может, по этому мы считаем, что в донных осадках дельты реки Северная Двина находятся смеси радионуклидов из ядерных взрывов в атмосфере и на поверхности земли в мировой практике, возможно на Новой Земле и Чернобыльской аварии дальней зоны. Образование такой смеси вполне вероятно в дельте реки Северная Двина, в условиях турбулентного перемешивания и сложных седиментационных процессов, что отчасти подтверждается корреляцией естественного изотопа калия-40 и изотопов плутония.

Литература

1. *Бахур А.Е. Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды : автореф. … док. геол.-минер. наук : 25.00.36. – М. : ВИ, 2008.*
2. *Бэгли К. Плутоний и его сплавы / пер. с англ. – М. : Изд-во главн. управления по использованию атом. энергии при совете министров СССР, 1958. – 47 с.*
3. *Дерук А.О., Шевченко В.П., Киселев Г.П., Богунов А.Ю. Радиоактивность донных отложений дельты Северной Двины // Академическая наука и ее роль в развитии производительных сил в северных регионах России : всерос. конф. с межд. участ., 19–23 июня 2006 [Электронный ресурс]. – Электронные, текстовые, граф. данные. – Архангельск : ИЭПС УрО РАН, 2006. – 1 электрон. опт. диск (CD-ROM)*
4. *Киселев Г.П., Баженов А.В., Киселева И.М. Особенности распределения радиоактивных изотопов в донных осадках морского края дельты реки Северная Двина : матер. всерос. конф. с междунар. участ. – Архангельск: Ин-т экологических проблем Севера УрО РАН, 2008.*
5. *Киселев Г.П., Зыков С.Б., Баженов А.В, Киселева И.М. Радиоактивность донных отложений дельты Северной Двины // Поморье на рубеже веков: экология, жкономика, культура : матер. междунар. конф. – Архангельск : Ин-т экологических проблем Севера УрО РАН, 2000. – С.106–108.*
6. *Кузнецов В.Ю. Неравновесная ядерная геохронология в палеоклиматологии и четвертичной геологии : автореф. дис. … докт. геол.-мин. наук. – М. : Всерос. НИИ геологии и минеральных ресурсов Мирового Океана., 2005. – 42 с.*
7. *Методика выполнения измерений удельной активности изотопов плутония (239+240, 238) в пробах почв, грунтов, донных отложений альфа-спектрометрическим методом с радиохимическим выделением / Федеральный научно-методический центр лабораторных исследований и сертификации минерального сырья ВИМС. – М., 1999. – 19 с.*
8. *Сапожников Ю.А. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. – М. : Бином Лаборатория знаний, 2006. – 268 с.*

КОМПЛЕКСНАЯ ЭКОГЕНЕТИЧЕСКАЯ И МЕДИКО-ЭПИДЕМИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА УРОВНЯ ВОЗДЕЙСТВИЯ ФАКТОРОВ УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА НА НАСЕЛЕНИЕ СЕВЕРНОГО КАЗАХСТАНА

А.А. Какабаев, Р.И. Берсимбаев, Б.У. Утебаева

Кокшетауский государственный университет им. Ш. Уалиханова,
Кокшетау, Республика Казахстан, anuarka@mail.ru
Евразийский национальный университет им. Л.Н. Гумилева, Астана, Республика Казахстан, ribers@mail.ru

THE COMPLEX ECOGENETICAL AND MEDICO-EPIDEMIOLOGICAL ESTIMATION OF THE LEVEL INFLUENCE FACTORS URANIUM INDUSTRY ON POPULATION OF THE NORTHERN KAZAKHSTAN

A.A. Kakabayev, R.I. Bersimbayev, B.U. Utebayeba

Kokshetau State University named after Sh. Ualikhanov, Kokshetau, Republic of Kazakhstan
Eurasian National University named after L.N. Gumilev, Astana, Republic of Kazakhstan

Abstract. *In the present paper of the results of complex ecogenetical and medico-epidemiological research of the population working on the uranium enterprises and living near to uranium mines are presented. The analysis of application of short-term biological test system has revealed the raised level of micronucleus in erythrocyte blood of the uranium workers in comparison with control group of inhabitants.*

Актуальным направлением радиационной экогенетики в связи с продолжающимся загрязнением окружающей среды различными мутагенными факторами, является изучение генетических последствий и оценка потенциального риска для наследственности нынешнего и будущих поколений людей [1–7].

При изучении потенциальной экогенетической опасности факторов окружающей среды в первую очередь необходимо обследовать популяции с повышенным риском из экологически неблагополучных регионов.

В Казахстане такими районами являются территории, прилегающие к границе бывшего Семипалатинского ядерного полигона, регион Приаралья и другие. Большой вклад в формировании лучевых нагрузок населения Казахстана, вносит также естественная радиоактивность в регионах добычи и переработки ураносодержащих руд.

Республика Казахстан занимает ведущее место по запасам урановых руд около 25% мировых запасов урана сосредоточено в нашей стране. По добыче и переработке урана Казахстан находится в первой десятке стран мира.

Крупнейшими регионами, где сконцентрированы месторождения урансодержащих руд, является Северный и Южный Казахстан. Около 14% ресурсов урана Казахстана размещено на территории северных областей (Акмолинской, Северо-Казахстанской и Кустанайской). В течение 50 лет в Северном Казахстане ведется открытая и подземная добыча урановых руд, в результате которой на территории региона скопилось, по последним данным, около 61 млн тонн радиоактивных отходов. Данные источники загрязнения при неконтролируемом выбросе в окружающую среду, становятся постоянным факторами радиационного облучения населения, проживающего вблизи урановых предприятий. В связи с этим изучение последствий воздействия источников радиационного облучения при промышленной добыче и переработке урановых руд является одной из насущных проблем.

В урановой промышленности Казахстана одной из главных задач на сегодняшний день становится разработка модернизированных, эффективных и безопасных технологий, направленных на защиту природной среды от негативного воздействия в ходе эксплуатационных работ при добыче и переработке урановых руд. Наряду с этим приоритетным является также разработка краткосрочных биоиндикационных тест-систем для выявления мутагенности окружающей среды [3].

Полномасштабные генетические и медико-эпидемиологические исследования влияния техногенных факторов на состояние здоровья рабочего персонала, занятого в урановом производстве и популяций людей, проживающих вблизи ураноперерабатывающих предприятий, проводятся в настоящее время в ряде ведущих научно-исследовательских центрах США, Европы, России и Казахстана [1, 5, 7].

Ионизирующая радиация вызывает, главным образом, структурные повреждения хромосом и лишь сравнительно малое число точковых мутаций возникают вследствие разрушения оснований ДНК. Все хромосомные аберрации на основе их происхождения можно разделить на две основные группы: хромосомные и хроматидные. В результате многочисленных экспериментальных исследований показано, что частота хромосомных аберраций в значительной степени зависит от дозы облучения, типа излучения и времени, прошедшего после облучения. Подавляющее большинство исследователей считает, что основной причиной возникновения злокачественных опухолей легких и заболеваний дыхательной системы является внутреннее α-облучение организма радоном попадающим в легкие при дыхании.

В настоящее время в Казахстане нет территории с благополучным медико-экологическим статусом. Одним из неблагополучных регионов в этом отношении является Северный Казахстан с территориями Северо-Ка-

захстанской и Акмолинской области, где сохраняются высокие показатели уровня заболеваемости и смертности от злокачественных опухолей. Высокая заболеваемость наблюдается в тех районах, где в течение многих лет добываются урановые руды и имеется высокий уровень радона и продуктов его распада в почве и подземных водах (Айыртауский, Енбекшильдерский и г. Степногорск). Показатель детской заболеваемости и смертности от врожденных аномалий врожденных аномалий наряду с онкозаболеваемостью является одним из основных критериев неблагополучия данной местности. Например, в г. Степногорске, где расположена центральная площадка и ГМЗ ЦГХК, уровень заболеваемости превышает почти в 2 раза среднереспубликанские значения.

Основными канцерогенными факторами на уранодобывающих предприятиях являются, наряду с урановыми соединениями (воздействие которой осуществляется в виде гамма-излучения), также радон и торон с дочерними продуктами распада (основные альфа-излучатели), токсичные химические соединения (пятиокись фосфора, двуокись кремния, мышьяк и т.д.), Последние, попадая при ингаляции в виде тонкодисперсных пылевых частиц с высоким электростатистическим зарядом в дыхательную систему (слизистая оболочка гортани, легкие) вызывают воспалительно-дистрофические изменения в тканях, приводящие к злокачественному перерождению. В связи с этим первое место по онкологическим заболеваниям у рабочих горнодобывающих предприятий занимают рак гортани и легких, а также силикоз.

Чем больший процент жителей работает на руднике и чем больше времени функционирует рудник, тем выше данные показатели в данной местности. На первом месте по уровню онкозаболеваемости находится пос. Шантобе, где существует самый старый в регионе урановый рудник (1956 г.). Не отстают по этим показателям и другие населенные пункты, где вблизи располагаются уранодобывающие предприятия ЦГХК, основная доля жителей которых было занята на данном производстве.

Проведенный статистический анализ уровня заболеваемости на рудоуправлениях ЦГХК показал, что наибольший процент онкологических больных приходится на контингент рабочих, проработавших более 10 лет на урановых предприятиях, и возможно это связано с длительным латентным периодом возникновения злокачественных опухолей. Более 70% больных раком дыхательных путей являются заядлыми курильщиками табака.

У рабочих уранодобывающих предприятий широко распространены сердечно-сосудистые заболевания (гипертония, тромбофлебит), полиартрит и вибрационные болезни (шумовое воздействие). При анализе статистических данных уровня воздействия производственных факторов на репродуктивную систему у контингента работающих на урановых предприятиях выявлено, что у женщин, проработавших несколько лет на производстве (в основном сигнальные раздатчицы, прачки) беременность которых иногда заканчивалась выкидышами и мертворожденностью плода. Отмечено также, что в семьях, где рабочие-мужчины заняты на производственных участках с высоким риском воздействия радиационных факторов (проходчики – забойщики, взрывники), имеются случаи многократных выкидышей. Зарегистрированы случаи появления детей с врожденными генетическими аномалиями (“заячья губа”, синдром Дауна).

Исследование здоровья рабочих на уранодобывающих предприятиях г.Степногорска показало следующее. Как теперь установлено патология нервной системы возникает вследствие гемо- и ликвородинамических расстройств, эндокринных и прочих нарушений, а также в результате прямого влияния ионизирующей радиации на структурные образования головного и спинного мозга. В первую очередь изменяются регуляторные процессы в нервной системе, которые приводят к различным дезадаптационным расстройствам из-за нагрузки на гипоталамо-гипофизарно-тиреоидную систему. Это приводит к вегетососудистым, висцеральным, обменным, эндокринным и метаболическим нарушениям. Помимо дезаптационного механизма, ионизирующая радиация усиливает склерозирующие процессы в сосудистой стенке, что ведет к изменению кровенаполнения в бассейнах церебральных артерий. На территории Акмолинской области длительное время работало крупнейшее предприятие по добыче и переработке урановых руд – Целиный горно-химический комбинат с шахтами и рудниками. Его предприятия на территории области имеют 9 мест хранения радиоактивных отходов в виде отвалов горных пород, забалансовых руд, хвостов кучного выщелачивания и перерабатывающего производства на площади 872,5 га [2,5].

В г. Степногорске в настоящее время ежегодно выявляется, примерно, 340–375 новых случаев злокачественных новообразований. В г. Степногорске встречаются следующие формы злокачественных новообразований: рак легких, желудка, пищевода, ободочной и прямой кишок, печени, почек, молочной железы, шейки и тела матки, поджелудочной железы, яичников, полости рта и глотки, мочевого пузыря, головного мозга, предстательной и щитовидной железы, гортани, костей и суставных хрящей, губы, меланома кожи, другие злокачественные новообразования кожи, гимобластомы. Опухоли, чаще всего выявляемые у молодых людей: лейкозы, опухоли костей (саркомы), яичника и т.д. Опухоли, обнаруживаемые, как правило, у людей во второй половине жизни – это опухоли предстательной железы, кишечника, мочевого пузыря, кожи, желудка. При анализе заболеваемости по классам у населения г. Степногорска отмечается тенденция к росту болезней органов дыхания, пищеварения, мочевыделительной системы, кровообращения, новообразований и болезней эндокринной системы.

С каждым годом увеличивается в г. Степногорске распространенность ОРВИ, хронических неспецифических заболеваний органов дыхания, аллергических заболеваний, ишемической болезни сердца, гипертонической болезни, болезней нервной системы и органов чувств, эндокринной системы.

В последние годы для измерения индивидуальных доз облучения людей стали применяться методы биологической дозиметрии. Интерес к ним обусловлен тем,

что эти методы позволяют оценить дозы облучения, полученные отдельными гражданами, как в недавние, так и в достаточно отдаленные периоды времени. Один из методов, отличающийся простотой и возможностью использования при массовом обследовании населения, получил название микроядерного теста [4]. Он основан на способности эритроцитов и лимфоцитов крови под воздействием ионизирующих излучений, образовывать внутри себя особые ядерные структуры, которые называются микроядрами.

Установлено, что количество клеток крови с микроядрами зависит от дозы облучения человека. После облучения эритроциты с микроядрами удаляются из крови достаточно быстро – в течение нескольких недель, тогда как лимфоциты с микроядрами сохраняются относительно долго – их период полувыведения составляет до 3 лет. Это позволяет оценивать как недавно полученные дозы облучения, так и уровни облучения за период, равный нескольким годам жизни человека.

Образование микроядер в клетках крови происходит в результате воздействия на человека не только ионизирующих излучений, но и многих других мутагенов, то есть факторов, способных вызвать наследственные изменения (мутации). К их числу относятся ультрафиолетовое излучение, многочисленные химические соединения, в том числе, некоторые лекарственные препараты, продукты бытовой химии, и т.п.

Микроядерная аномалия клеток крови возникает при воздействии на организм ряда химических веществ и ионизирующих излучений. Внимание уделяется появлению микроядер как соматической мутации, которая может служить своеобразным тестом на мутагенное действие тех или иных факторов.

Появление микроядер в эритроцитах и лимфоцитах мышевидных грызунов, длительно обитающих на участках с повышенной естественной радиоактивностью, указывает на возможность возникновения соматических мутаций и в результате действия радиоэкологических факторов.

Присутствие микроядер в клетках может свидетельствовать о недостаточной эффективности защитных свойств организма, так как в норме большинство таких цитогенетически аберрантных клеток элиминируется посредством иммунной системы.

Для сравнительного анализа приводится частота хромосомных аббераций и микроядерного теста. Данная диаграмма показывает, что микроядерный тест дает почти такие же результаты, как и хромосомный анализ, поэтому их можно использовать наравне. Микроядерный тест более приемлем, так как охватывает большое количество людей, на него уходит меньше затрат. Микроядерный тест позволяет выявить группу риска из большого контингента исследуемых людей.

Изучение особенности появления микроядер в крови у контингента профессиональных рабочих уранопереробатывающих предприятий Северного Казахстана и сравнение их с контрольной группой явилось целью нашего исследования. Окраска мазков для микроядерного теста осуществлялась по методу Паппенгейма–Крюкова, подсчет микроядерных аномалий осуществляли в эритроцитах. Подсчет микроядер у каждого проводился на тысячу эритроцитов.

В качестве исследуемых районов были выбраны места разработок промышленных высокорадиоактивных полезных ископаемых, в частности урановых руд, находящихся в Кокшетауском регионе Северного Казахстана. Обследуемая группа состояла из профессиональных рабочих уранодобывающих предприятий.

Контрольной группой были выбраны жители курортного пос. Зеренда Акмолинской области. Характерной особенностью местности проживания контрольной популяции является то что, она расположена в геохимически сопряженном участке, сложенном интрузивными породами с выходом гранитов, но природный гамма-радиационный фон на данной территории не превышает нормального естественного уровня и составляет порядка 20–25 мкР/ч. Открытая разработка высокорадиоактивных полезных ископаемых в данном районе не производится.

Кровь брали у рабочих уранопереробатывающих предприятий в г. Степногорск, (30 человек: 15 женщин и 15 мужчин), в п. Шантобе, ныне не действующий, (30 человек: 15 женщин и 15 мужчин) и контроль в п. Зеренда (20 человек: 10 женщин и 10 мужчин).

При цитологическом анализе мазка крови профрабочих г.Степногорска, всего было изучено 30000 эритроцитарных клеток, в которых обнаружено 1258 микроядер, в среднем 4,2% микроядер на 1000 клеток. Количество клеток содержащих более 1 микроядра в клетке 62, что составляет 0,2% на 30000 изученных клеток. Число клеток с микроядрами у мужчин выше, чем у женщин (соответственно: мужчин – 4,52%, женщин – 3,86%).

Анализ мазка крови другой группы профрабочих п. Шантобе показал следующие данные. Всего было изучено 30000 эритроцитарных клеток, в которых выявлено 975 клеток с микроядрами. В среднем 3,25% микроядер на 1000 метафазных клеток. Число клеток содержащих более чем 1 микроядро – 35, что составляет 0,11% на 30000 изученных клеток. У мужчин частота возникновения микроядер выше, чем у женщин (мужчин – 3,64%, женщин – 2,85%)

Уровень спонтанного появления микроядер у контрольной группы жителей (курортный пос. Зеренда). Анализ препаратов микроядерного мазка в контрольной группе показал, что среднегрупповая частота клеток составила 1,6±0,9%. Из 20000 проанализированных клеток жителей пос. Зеренда, выявлено 253 клеток с микроядрами. Количество клеток содержащих более 1 микроядра – 12, это 0,06% на 20000 клеток.

Для сравнительного анализа приводится частота хромосомных аббераций и микроядерного теста. Данные диаграммы показывают, что микроядерный тест дает почти такие же результаты, как и хромосомный анализ, поэтому их можно использовать наравне. Микроядерный тест более приемлем, так как охватывает большое количество людей, на него уходит меньше затрат. Микроядерный тест позволяет выявить группу риска из большого контингента исследуемых людей.

Проведенный статистический анализ уровня заболеваемости, показал, что наибольшей процент онкологи-

ческих больных приходится на контингент рабочих проработавших 10 лет на урановых предприятиях, и возможно это связано с длительным латентным периодом возникновения злокачественных опухолей

Сравнительный анализ частоты встречаемости микроядерных клеток в зависимости от пола показал следующие результаты. Как видно из анализа диаграммы, разница не очень большая, но существует. По-видимому, на количество микроядер влияют такие факторы, как курение и употребление алкоголя.

Выводы

1. Для оценки генетических последствий воздействия мутагенных факторов на человека перспективной биологической тест-системой является микроядерный тест периферической крови.
2. Установлена возможность прямой регистрации появления микроядер в ответ на суммарное воздействие химических мутагенов, непосредственно изменяющих свои свойства в организме в результате включения в различные процессы клеточного цикла.
3. Показано наличие выраженных цитогенетических эффектов у обследованных рабочих уранодобывающих предприятий Акмолинской области. Установлено достоверное увеличение среднегрупповой частоты клеток с микроядрами в обследованных группах профрабочих предприятий в г. Степногорске и п. Шантобе, что почти в три раза превышает контрольный уровень – 1,6±0,9%.
4. Среднегрупповая частота клеток с микроядрами у мужчин несколько выше, чем у женщин, что объясняется тем, что мужчины-профрабочие наиболее часто подвержены сопутствующим социальным факторам (курение, употребление алкоголя).
5. Уровень заболевания различными формами злокачественных новообразований жителей г. Степногорска и пос. Шантобе по сравнению с областными среднегодовыми показателями значительно выше.
6. Лица с повышенным уровнем микроядер в эритроцитах должны быть в первую очередь охвачены комплексом реабилитационных и лечебно-профилактических мероприятий.
7. Рекомендуем использовать данный метод для диагностики в лечебных профилактических учреждениях на предприятиях урановой промышленности.

Литература

1. *Au W.W., Lane R.G., Legator M.S. et al. Biomarker monitoring of a population residing near uranium mining activities // Environ. Health Perspect. – 1995. – Vol.103, №5. – P.466–470.*
2. *Байкенова А.Д., Какабаев А.А., Бекенова Ф.К., Утебаева Б.У. Использование микроядерного теста для выявления группы риска среди населения, проживающего вблизи уранодобывающих предприятий Северного Казахстана // Материалы Международной конференции "Валихановские чтения–9". – Т.5. – Кокшетау : [КГУ] 2004. – С.218–221.*
3. *Белоног А.А., Байдурин С.А., Дарменов О.К., Бекенова Ф.К. Экологическая ситуация и заболеваемость в северном регионе Республики Казахстан : Медико-биологические и экологические проблемы в уранодобывающих регионах // Астана медициналык журналы. – 2003. – №4. – С.12.*
4. *Ильинских Н.Н., Новицкий В.В., Кудрявцева Д.П. Микроядерный анализ и цитогенетическая нестабильность. – Томск : Изд-во Том. ун-та, 1992. – 272 с.*
5. *Какабаев А.А. Цитогенетическая оценка уровня мутагенеза у рабочих уранодобывающей промышленности Северного Казахстана : автореф. дис. … канд. – Алма-Ата : КазГУ, 2000. – С.3–30.*
6. *Какабаев А.А. Калашников С.В., Зандыбай А.З. и др. Радиоэкологический мониторинг территории Северного Казахстана, подвергшихся деятельности предприятий урановой промышленности // Материалы второй международной конференции "Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека". – Томск: ТПУ, 2004. – С.232–235.*
7. *Zaire R., Griffin C.S., Simpson P.J., Papworth D.G. et al. Analysis of lymphocytes from uranium mineworkers in Namibia for chromosomal damage using fluorescence in situ hybridization (FISH) // Mutation Res. – 1996. – Nov. 4;371(1-2). – P.109–113.*

РАДОН В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ В ПЕРИОД СЕЙСМИЧЕСКОЙ АКТИВИЗАЦИИ В АЛТАЕ-САЯНСКОМ РЕГИОНЕ (НА ПРИМЕРЕ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ)

В.Е. Кац, С.С. Драчев

ОАО "Геологическое предприятие "Алтай-Гео" с. Майма, Россия, altageo@mail.gornu.ru

RADON IN UNDERGROUND WATER IN THE PERIOD OF SEISMIC ACTIVIZATION IN THE ATAI-SAYAN REGION

V.E. Kaz, S.S. Drachev

Altai-Geo, Maima, Russia

Abstract. *The description of seismicity activization in the Altai-Sayan region in 2003–2008 is given. The seismic aftershock events after the Chuisky (Altay) earthquake in 2003 affected the hydrodynamic regime and the quality of the underground water in the Altai Republic, including the size of the volumetric activity of radon. The statistic analysis of the definitions of the volumetric activity of radon in water at the water-intake facilities at 132 Altai Republic settlements for the period 2003–2008 (1100 definitions) was conducted. A firm conclusion was made that during the periods of low-magnitude seismic events, the volumetric activity of radon in the underground water significantly increases comparing to the basic data. The growth of the radon activity values in water is seen (established) one week prior to the particular seismic event and during the next ten days. The quantity of radon in the underground water depends on the intensity of a seismic (wave) push, the distance to the water fence and hydro-geological conditions.*

Таблица 1. *Сейсмическая активность территории АСР и Республики Алтай в форшоковый и афтершоковый период Чуйского землетрясения*

Год	Алтае-Саянский регион					Республика Алтай				
	Число событий с магнитудой					Число событий с магнитудой				
	всего	менее 3	3,0–3,9	4,0–4,9	более 5	всего	менее 3	3,0–3,9	4,0–4,9	более 5
2001	73	32	35	6	–	10	4	6	–	–
2002	84	70	12	2	–	9	7	2	–	–
2003	347	108	175	49	15	287	62	169	42	14
2004	196	37	130	26	3	136	14	108	14	–
2005	80	34	37	8	1	20	7	9	4	–
2006	53	18	31	2	2	14	7	7	–	–
2007	34	7	24	3	–	15	4	10	1	–
2008	54	16	30	7	1	11	5	3	3	

Республика Алтай в гидрогеологическом плане находится в юго-западной части Алтае-Саянской гидрогеологической складчатой области и характеризуется сложным геологическим и тектоническим строением.

Республика Алтай относится к территориям, характеризующимся повышенной радононосностью, что объясняется наличием на ее площади большого количества (около 50%) интрузивных и вулканогенных образований кислого состава с повышенным содержанием радиоактивных элементов, либо с наличием урановой минерализации (повышенно радиоактивной), во-первых, и весьма сложным тектоническим строением, во-вторых [12].

Современная геодинамическая активность территории Алтае-Саянского региона, в том числе и Республики Алтай характеризуется активизацией сейсмической деятельности [1]. Сейсмичность территории Республики Алтай в соответствии с картами ОСР-97 соответствует 8–10 баллам шкалы МСК-64 при среднем периоде сповторения сотрясений такой силы 500 лет. Такой уровень сейсмичности говорит о большой вероятности возникновения в республике катастрофических землетрясений с большой силой разрушения. Подтверждение этому факту явилось Алтайского (Чуйского) землетрясения, которое произошло в пределах Чуйской сейсмоактивной зоны 27 сентября 2003 г. с магнитудой 7,5. В развитии любого землетрясения выделяется три периода: период подготовки землетрясения (форшоковый период), главное сейсмическое событие (толчок) и период, сопровождающий землетрясение (афтершоковый период).

Территория Юго-Восточного Алтая испытывает сейсмическую активизацию, по мнению новосибирских сейсмологов, с 1996 г. [1]. Наиболее активно форшоковый процесс протекал в 2002 г. В 2003 г. вплоть до главного толчка в регионе наблюдалось сейсмическое затишье. Основное сейсмическое событие произошло 27 сентября 2003 г. По мнению ученых СО РАН, эпицентр главного толчка приурочен к разлому, являющемуся границей между Чаган-Узунским (Сукорским) блоком и Северо-Чуйским хребтом, на юго-западной границе блока. На протяжении всего периода после Чуйского землетрясения территория Юго-Восточного Алтая испытывает афтершоки, интенсивность которых в целом уменьшается. При этом отмечаются отдельные всплески аномальных интенсивностей афтершоков в отдельные годы (табл. 1).

По мнению академика С.В. Гольдина [2], афтершоковый процесс на Алтае при таком классе землетрясений может длиться годы и даже более десятилетия. За период 2004–2008 гг. афтершоковый процесс развивается согласно закону повторяемости землетрясений, но с дефицитом крупных афтершоковых событий. По мнению сейсмологов, данный факт не исключает в ближайшем будущем землетрясений среднего энергетического класса (магнитудой 5–6).

По данным сейсмологов [3], землетрясение в 2003 г. в Республике Алтай и сопровождающий его афтершоковый процесс вызвали активизацию сейсмических событий в областях, расположенных южнее и юго-восточнее Чуйско-Курайской зоны (Монголия, Тыва, Китай), а также территорию, соответствующую фасу Алтая (Алтайский край, Кемеровская область), в т.ч. активизировали зону Катунского глубинного разлова.

Сейсмическая активность территории постепенно снижается, приближаясь к уровню активности в форшоковый период землетрясения (2001–2003 гг.). Сейсмические события малой амплитуды распределены на территории Алтае-Саянского региона неравномерно, локализуясь, в основном, в эпицентральной зоне землетрясения и в сейсмоактивных зонах сопредельных территорий Тывы, Монголии, Казахстана. Число сейсмических событий на территории Республики Алтай, в сравнении с общим количеством землетрясений в Алтае-Саянском регионе, начиная с 2003 г., составляет значительную долю: в 2003 г. – 83%, в 2004 г. – 69%, в 2005 г. – 25%, в 2006 г. – 26%, в 2007 г. – 35%, в 2008 г. – 25% от общего числа событий в Алтае-Саянском регионе. Интенсивность афтершоков составляла 2,6–5,6 баллов.

Афтершоковые сейсмические события оказывают комплексное воздействие на состояние геологической среды, в том числе на состояние подземных вод.

В связи с Алтайским землетрясением, произошедшим осенью 2003 г., состояние геологической среды, в том числе состояние подземных вод в Республике Алтай изменилось [4–6, 15, 17]. В разных гидрогеологических структурах либо исчезли старые, либо образовались новые родники, значительно изменился гидродинамический режим подземных вод, в основном в сторону понижения уровня подземных вод. В форшоковый и начальной стадии афтершокового периода существенно изменился качественный состав подземных вод (химический и микроэлементный) в эпицентральной зоне землетрясения и тектонических сейсмоактивных зонах.

Таблица 2. *Объемная активность радона в водоносных комплексах Республики Алтай (Бк/л)*

№ п/п	Геологический возраст	В целом по РА (фоновые)		В период афтершоков	
		Кол-во проб	Ср. знач.	Кол-во проб	Ср. знач.
1	Верхнечетвертичный- современный водоносный комплекс (QIII-IV)	110	22	103	27
2	Верхнечетвертичный водоносный комплекс (QIII)	32	22	82	28
4	Нижне-среднечетвертичный водоносный комплекс (QI-II)	12	27	14	38
5	Девонский водоносный комплекс терригенных и вулканогенных пород (D)	22	22	35	34
6	Силурийско-ордовикский водоносный комплекс карбонатно-терригенных пород (O-S)	10	17	23	23
7	Нижнеордовикско-верхнекембрийский водоносный комплекс терригенных пород (Є3-O1)	20	26,4	22	43
8	Среднекембрийский водоносный комплекс терригенных, карбонатных и вулканогенных пород (Є2)	10	20	25	25
9	Нижнекембрийский водоносный комплекс осадочно-вулканогенных пород (Є1)	10	27	24	31
10	Верд-нижнекембрийский-водоносный комплекс кремнисто-карбонатно-терригенных пород (V-Є)	191	23	107	56
14	Протерозойский водоносный комплекс метаморфических сланцев (PR)	5	21	2	44
15	Совместные ВК четвертичных отложений и ВЗ девонских, кембрийских и венд-кембрийских пород	18	21	33	39
	Итого:	440	23,4	470	35,3

На территории г. Горно-Алтайска появились термальные источники [16].

Многочисленными исследованиями [7, 9–11, 13, 14] установлено, что газовый состав подземных вод – азот, гелий, фтор, метан, сероводород и радон являются индикаторами сейсмических событий. При этом наиболее ярким краткосрочным индикатором землетрясений оказался радон.

Как известно, естественный радиоактивный газ радон является продуктом распада радия, который, в свою очередь, появился в результате распада урана-238. Из-за своих особенностей радон – оптимальный индикатор при различных геологических исследованиях. Во-первых, радон как радиогенный газ непрерывно генерируется в горных породах в процессе радиоактивного распада, то есть всегда присутствует в любом горном массиве, и уменьшение его концентрации за счет распада (период полураспада радона равен 3,825 дня), так и за счет миграции массива в воздух постоянно компенсируется новой генерацией этого газа. Поэтому среднее содержание радона в массиве всегда постоянно и определяется концентрацией урана (радия) в этом массиве.

Статистический анализ исследованных сейсмических событий [13] показывает, что реакция радона в природных объектах на сейсмические события, ограничены расстоянием до 50 км – "ближняя зона" (зона сжатия), где объемная активность радона остается в целом неизменной и зоны растяжения ("дальняя зона"), реагирующей повышением объемной активности радона, которая имеет размер до 150–250 км. Причем с увеличением магнитуды будущего землетрясения эпицентральный радиус "ближней" зоны увеличивается. Было установлено также, что динамическое изменение концентрации радона, растворенного в подземных водах, также зависит от расстояния от эпицентра землетрясения. В большинстве случаев наблюдаются аномалии концентрации радона в подземных водах, характерные для "дальней" зоны.

По данным Г.Н. Копыловой [8, 9], аномальные изменения параметров газового состава подземных вод перед землетрясениями 4–6 баллов, отмечаются за недели и даже месяцы до события на расстоянии 90–320 км от эпицентра. При этом уровень концентрации газов зависит от интенсивности сейсмического события, расстояния от эпицентра события, от тектонической обстановки, пористости и проницаемости горных пород и других факторов. При этом наиболее высокие концентрации радона фиксируются в "дальней зоне".

Нами проанализированы результаты определения радона в подземных питьевых водах предоставленные ФГУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии по РА". Отбор проб осуществлялся сотрудниками ТЦ "Алтайгеомониторинг" и ФГУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии по РА" в рамках санитарно-гигиенического мониторинга (всего 1100 проб в 132 населенных пунктах РА).

Определение объемной активности радона в воде выполнены в радиологической лаборатории ФГУЗ "Центр гигиены и эпидемиологии по РА", руководитель лаборатории Обухов И.П. Измерения объемной активности радона в воде выполнялись прибором гамма-01 С№55, погрешность 25%.

Материалы по сейсмическим событиям любезно предоставлены сейсмологами СО РАН (г. Новосибирск). Объемная активность радона в подземных водах РА за прошедший период варьировали от 4 до 2650 бк/л, при этом четко отмечено, что в период сейсмических собы-

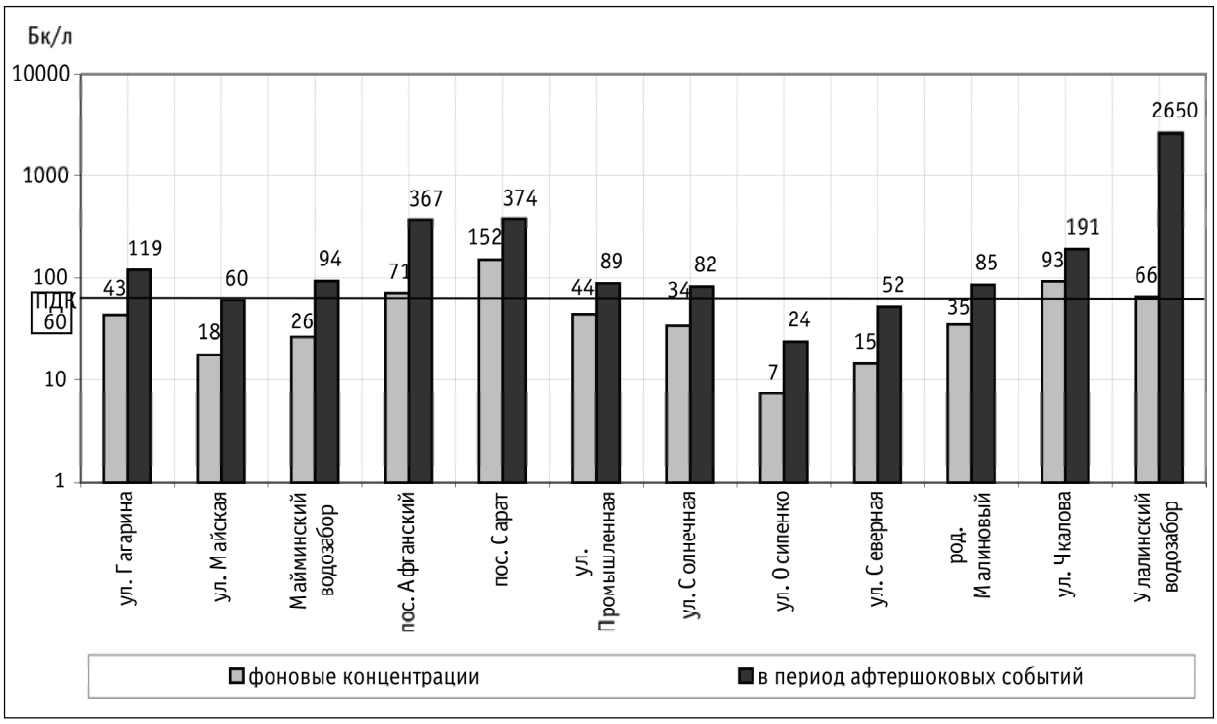


***Рис. 1. О**бъемная активность радона в водозаборных скважинах г. Горно-Алтайска в 2007 г.*

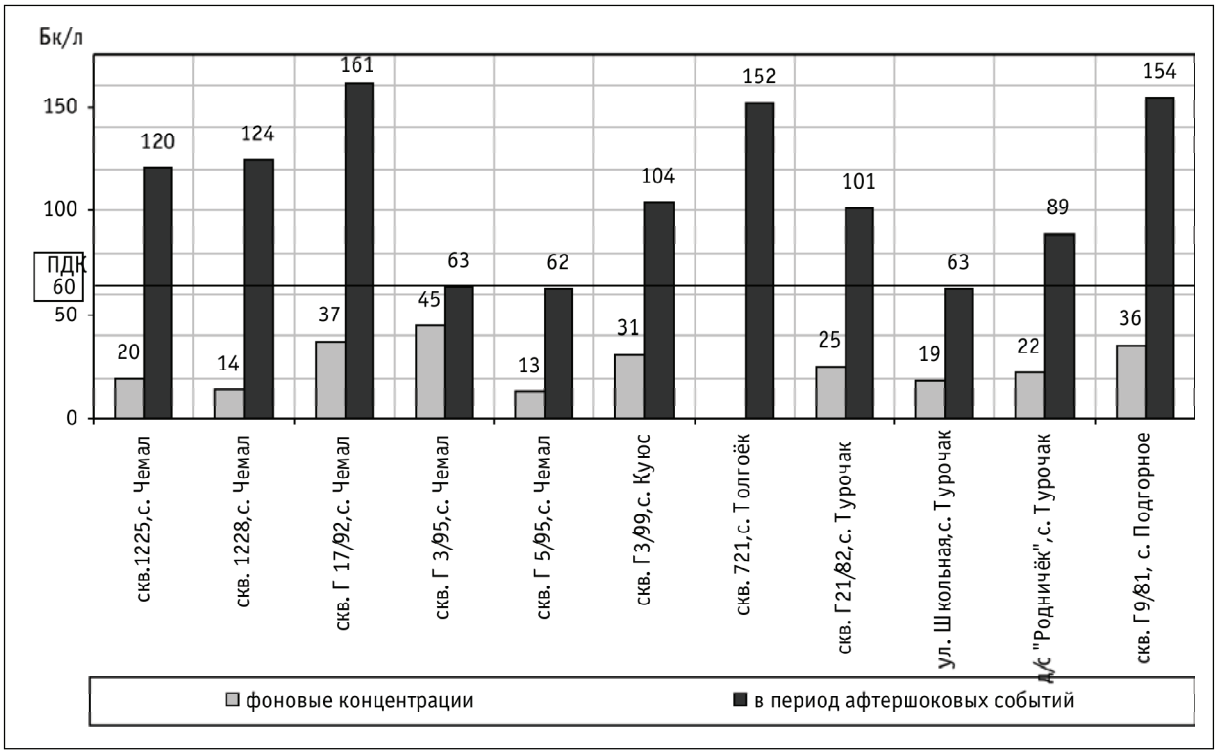


***Рис. 2.** Объемная активность радона в водозаборных скважинах Майминского, Турочакского и Чемальского районах в 2008 г.*

тий абсолютные значения объемной активности радона в воде увеличивались.

В таблице 2 приведена объемная активность радона в водоносных комплексах Республики Алтай. Фоновая активность радона в подземных водах Республики Алтай в разных водных объектах варьируют от 3,6 до 63

бк/л, составляя в среднем 23 бк/л, исключение составляют подземные воды ордовикско-силурийских карбонатно-терригенных отложений в Ануйско-Чуйском гидрогеологическом массиве (17 бк/л). Низкие значения радона здесь, по-видимому, объясняются структурно-тектоническими особенностями территории, менее напряженной тектоникой и отсутствием геологических образований с повышенными концентрациями радиоактивных элементов.

Объемная активность радона в подземных водах в период сейсмических событий в разных типах вод изменялись от 4 до 266 бк/л (в единичных случаях до 2650 бк/л), составляя в среднем 35,3 бк/л. Агентство по охране окружающей среды США (USEPA) в качестве предельной величины содержания радона в воде рекомендует значение в 11,1 бк/л. Средние значения таковой в РА в спокойное время больше рекомендованной в 2 раза, а период сейсмической активизации до 5 раз.

Сопоставление активности радона на водозаборных скважинах в 2007 и 2008 гг. в городе Горно-Алтайске и в разных районах Республики Алтай в период афтершоковых событий (косейсмических) [13,8] и в "спокойное" время показывает, что в первом случаи устанавливаются аномальная объемная активность радона (от 2–5 до 50 раз выше по сравнении с фоновыми) (рис. 1, 2).

Большой разброс между концентрациями радона на опробованных водозаборах в период малоамплитудных сейсмических событий, вероятно, имеет несколько объяснений: во-первых, местонахождение участка водозабора в сейсмически активной зоне, либо вне ее; во-вторых, структурно-тектоническое и геологическое строение его, в т.ч. характер водовмещающих пород; и в третьих, интенсивность сейсмического события и расстояние до участка водозабора.

В частности, наиболее высокие значения радона в подземных водах устанавливаются на водозаборах г. Горно-Алтайска, который располагается в Катунской сейсмоактивной зоне, в зоне крупного Катунского глубинного разлома и эксплуатирует трещиноватую водоносную зону карбонатно-терригенных пород венд-нижнекембрийского возраста. Аномальная объемная активность радона в подземных водах (до 2650 бк/л), была зафиксирована в период сейсмических событий малой амплитуды (3,4 балла), эпицентры которых находились в 250–360 км от водозаборов ("дальняя зона").

По нашим данным повышение концентраций радона в подземных водах РА в период малоамплитудных сейсмических событий (2,4–4,0 баллов) устанавливается за неделю до сейсмического толчка и до 10, реже – 16 дней после.

В целом объемная активность радона в подземных водах города по некоторым водозаборам весьма высока и находятся на уровне ПДУ согласно требованиям "Норм радиационной безопасности" (НРБ-99), а в момент афтершоковых событий составляют 2–5 ПДУ. Представляется актуальным проводить регулярный мониторинг объемной активности радона в подземных водах, используемых для питьевого водоснабжения городского населения, что позволит своевременно реагировать на изменение сейсмической активности и предотвратить поставку населению некондиционной воды. Современная частота опробования на объемную активность радона в подземных водах не способна отражать ее изменение.

Литература

1. *Гольдин С.В., Селезнев В.С., Еманов А.Ф. и др. Чуйское землетрясение и его афтершоки // Доклады академии наук (Геофизика). – 2004. – Т.395, №4. – 2003.*
2. *Еманов А.Ф., Еманов А.А., Филина А.Г. и др. Чуйское землетрясение и его афтершоковый процесс в структуре сейсмичности Алтае-Саянской горной области // Сейсмостойкое строительство. Безопасность сооружений : матер. VI Российской нац. конф. по сейсмостойкому строительству и сейсмическому районированию. – Сочи, 2005.*
3. *Еманов А.Ф., Селезнев С.В., Гольдин С.В. и др. Чуйское землетрясение и динамика сейсмической активизации эпицентральной области // Алтайское (Чуйское) землетрясение: прогнозы, характеристики, последствия : матер. науч.-практ. конф. – Горно-Алтайск : ГАГУ, 2004.*
4. *Кац В.Е. Влияние сейсмической активизации в Алтае-Саянском регионе на состоянии подземных вод (на примере Республики Алтай) // Международная научно-практическая конференция "Гидрогеология в начале 21 века". – Новочеркасск, 2006*
5. *Кац В.Е. Динамика гидрогеологических параметров подземных вод в Горном Алтае в результате Чуйского землетрясения // Контроль и реабилитация окружающей среды : матер. IV междунар. симп. – Томск : Ин-т оптического мониторинга СО РАН, 2004*
6. *Кац В.Е. Состояние подземных вод в Республике Алтай в период сейсмической активизации в Алтае-Саянском регионе / / Основные проблемы охраны окружающей среды и благополучия человека в Сибирском Федеральном округе, перспективы их решения. – Горно-Алтайск : ФГУЗ, 2006.*
7. *Киссин И.Г. Землетрясение и подземные воды. – М. : Наука, 1982.*
8. *Копылова Г.Н. О связи режима подземных вод с сейсмичностью и деформациями земной коры на стадиях подготовки сильных землятрясений // Разведка и охрана недр. – 2008, №7.*
9. *Копылова Г.Н., Воропаев П.В. Отклик режимного источника на землетрясение как индикатор состояния его подземной водоносной системы // Вулканология и сейсмология. – 2005. – №2.*
10. *Основы гидрогеологии. Геологическая деятельность в истории воды в земных недрах. – Новосибирск : Наука, 1982.*
11. *Пронин А.П. Качество подземных вод артезианских бассейнов в результаты воздействия атмосферных осадков и геологических процессов // Геология и охрана недр. – №1. – М., 1997.*
12. *Смыслов А.А. Максимовский В.А. Радиохимическая карта России / Масштаб 1:10000000 ; Объяснительная записка. – СПб. : Роскомнедра, 1996.*
13. *Уткин В.И. Радон и проблема тектонических землетрясений // Соровский образовательный журнал. – 2000. – Т.6, №12.*
14. *Шабынин Л.Л. Найдич В.И., Зуляр Н.Г. Влияние слабых землетрясений на режим подземных вод. Сб. Исследования по поискам предвестников землетрясений в Сибири. – Новосибирск : Наука, 1988.*
15. *Шевченко Г.А., Кац В.Е. О влиянии Алтайского землетрясения (Чуйского) на гидрохимический режим природных вод в районе Телецкого озера // Современные проблемы геоэкологии горных территорий : матер. III Междунар. науч.-практ. конф. 2–4 октября 2008 г., г. Горно-Алтайск. – [Горно-Алтайск], 2008.*
16. *Шитов А.В., Кац В.Е., Харькина М.А. Эколого-геодинамичес-*

кая оценка Чуйского землетрясения // Вест. Моск. ун-та, сер. 4 геология. – 2008. – №3.

17. Шитов А.В., Кац В.Е., Больбух Т.Н. О механизме изменения гидрохимического состава и температуры подземных вод в районе г. Горно-Алтайска в 2004–2005 гг. // Природные ресурсы Горного Алтая. – №2. – Горно-Алтайск, 2006.

ЗАРЯДОВЫЙ СОСТАВ ТЯЖЕЛЫХ (Z>23) ЯДЕР КОСМИЧЕСКИХ ЛУЧЕЙ ПО ДАННЫМ ТРЕКОВОГО АНАЛИЗА КРИСТАЛЛОВ ОЛИВИНА ИЗ МЕТЕОРИТОВ И ИХ ВКЛАД В СУММАРНУЮ ДОЗУ ОБЛУЧЕНИЯ ВЕЩЕСТВА В КОСМИЧЕСКОМ ПРОСТРАНСТВЕ

Л.Л. Кашкаров[1], Н.Г. Полухина[2], А.В. Багуля[2], М.С. Владимиров[2], Л.А. Гончарова[2], А.И. Ивлиев[1], Г.В. Калинина[1], Н.С. Коновалова[2], Н.М. Окатьева[2], А.С. Русецкий[2], Н.И. Старков[2]

[1]Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, leokash@mail.ru
[2] Физический институт им. П.Н. Лебедева РАН, poluhina@sci.lebedev.ru

CHARGE COMPOSITION OF THE HEAVY (Z>23) COSMIC RAY NUCLEI DETERMINED BY THE TRACK ANALYSIS OF THE METEORITE OLIVINE CRYSTALS AND THEIR CONTRIBUTION TO THE TOTAL EXPOSURE DOSE OF MATTER IN THE COSMIC ENVIRONMENT

L.L. Kashkarov[1], N.G. Polukhina[2], A.V. Bagulya[2], M.S. Vladimirov[2], L.A. Goncharova[2], A.I. Ivliev[1], G.V. Kalinina[1], N.S. Konovalova[2], N.M. Okateva[2], A.S. Roussetski[2], N.I. Starkov[2]

[1]Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences
[2]Lebedev Physical Institute, Russian Academy of Sciences

Abstract. *In this study performed in the frame of OLIMPIA project the radiation-induced olivine crystal disordering are investigated. The geometry (track-length and diameters) characteristics of chemically etched tracks in the not-annealed olivine crystals from pallasite Marjalahti are used with the aim to estimate of the galactic cosmic ray heavy and super-heavy nuclei influence on the olivine monocrystals lattice disordering. The chosen methodology is based on precise measurements of the nucleus track parameters in the course of chemical etching of the olivine crystals. Parameters of individual tracks are traced and recorded in the course of their step-by-step chemical etching by using a modern high-precision, completely automated system PAVICOM. The emphasis is done on measurements of the main parameter: an etched for different charge group of the galactic cosmic ray nuclei track length. Due to experimental results of the nuclei-charge track-density determination, detected and analyzed in the Marjalahti pallasite olivine crystals the effective dose of the radiation-induced crystal disordering are presented.*

Введение

В работе рассматриваются вопросы, связанные с воздействием космического излучения (КЛ) на кристаллическое вещество силикатных минералов, входящих в состав метеоритов. Основное внимание уделено ядерной составляющей КЛ, воздействие которой приводит к основным радиационным нарушениям кристаллической структуры облучаемого вещества. Изучение химического состава КЛ является одной из актуальных задач космохимии, что обусловлено как исследованием элементного состава источника, так и изучением ядерных процессов, сопровождающих прохождение высокоэнергичных ядер в межзвездной среде [6]. Исследования, проводимые в настоящей работе в рамках проекта ОЛИМПИЯ [4], направлены на поиск и идентификацию заряда ядер тяжелых (VVH)- и сверхтяжелых (SH)-элементов галактических КЛ (ГКЛ) с помощью трекового метода [5].

Состав космических лучей

Наиболее распространенными ядрами в составе галактических космических лучей являются ядра легких (H, He, группа CNO) и тяжелых VH (ядра группы Cr, Fe, Mn) элементов. Поток очень тяжелых VVH (заряд 30<Z<50) и сверхтяжелых SH (Z>50) ядер на несколько порядков величины ниже [3].

Облучаемое вещество

Количественные расчеты удельных ионизационных и ядерных потерь энергии, длины пробега ядер различных элементов с разной энергией и вероятность формирования химически травимых зон торможения – треков – выполнены для одного из наиболее распространенных силикатных минералов в метеоритах оливина.

В метеоритах типа палласитов содержание оливина достигает 65 об.%, поэтому на его примере оказалось возможным рассчитать дозу радиационного воздействия для ядер разной энергии и оценить степень их влияния на структуру кристаллической решетки. Этому способствует ряд следующих факторов.

1. По своей кристаллографической структуре оливин $(Mg,Fe)_2SiO_4$ относится к силикатам с изолированным, островным расположением кремнекислородных тетраэдров (SiO_4), соединенных между собой с помощью катионов Mg или Fe. Благодаря такой структуре эффективность химического травления

вещества из зоны нарушения кристаллической решетки вдоль следа торможения тяжелых ядер не зависит от ориентации треков относительно осей симметрии кристаллической решетки оливина. Кроме того, важно отметить, что размеры области радиационного разупорядочения кристаллической решетки вдоль траектории движения ядер в конце пути перед остановкой в десятки раз превышают размеры элементарных ячеек кристалла: (60–100) Å по сравнению с (2–3) Å, соответственно.

2. В палласитах около 60% зерен оливина миллиметровых размеров относятся по своей структуре к монокристаллам [1], что дает возможность изучения возможной зависимости характеристик энергетических потерь ядрами, пролетающими под разными направлениями относительно осей симметрии кристаллической решетки оливина.
3. Крайне малое содержание естественных радиоактивных элементов (Th, U) приводит к низкому фону треков от осколков деления, что позволяет более точно регистрировать плотность треков от ядер VH-группы ГКЛ.
4. Наличие кристаллов оливина, находящихся на разной глубине от поверхности до атмосферного тела метеороида, и получивших, таким образом, разную величину суммарной дозы облучения ядрами ГКЛ.
5. Сохранность микро-дефекто-структуры радиационного происхождения в течение длительного (сотни млн лет) времени.

Перечисленные факторы позволяют с высокой степенью точности рассчитать вклад различных ядер ГКЛ, исходя из наблюдаемой в исследуемых кристаллах плотности треков.

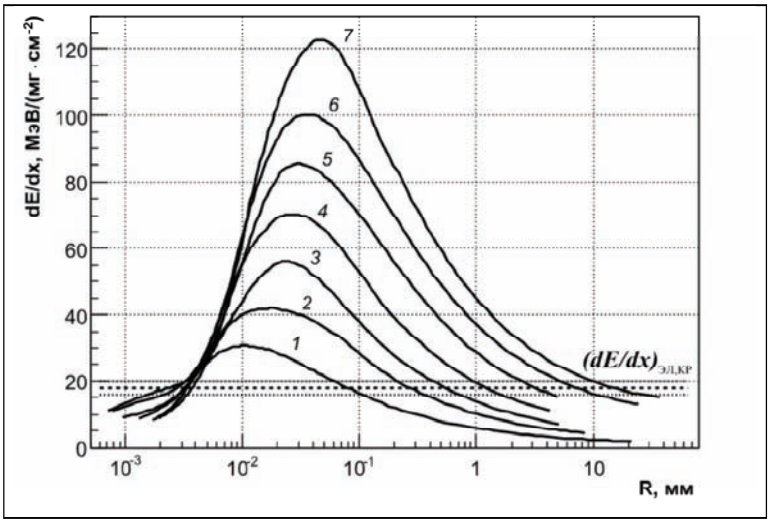


Рис. 1. *Кривые зависимости (dE/dx) от R, иллюстрирующие методику определения полной травимой длины треков, образованных в оливине ядрами: 1 – $_{26}Fe$; 2 – $_{36}Kr$; 3 – $_{44}Ru$; 4 – $_{54}Xe$, 5 – $_{70}Yb$; 6 – $_{82}Pb$; 7 – $_{92}U$.*

Таблица 1. *Расчетная полная травимая длина треков от тяжелых ядер в кристаллах оливина из палласита Марьялахти ($Mg_{0.88}Fe_{0.12})_2SiO_4$*

Ядра (*Z*)	Полная травимая длина, мкм (*)		
	$L_{мин}$	$L_{ср}$	$L_{макс}$
Cr (24)	42	56	76
Fe (26)	56	75	100
Zn (30)	100	128	166
Kr (36)	202	261	353
Ag (47)	536	685	906
Xe (54)	941	1211	1613
W (74)	3207	4295	6059
Pb (82)	5174	7089	10466
U (92)	9724	14487	25504

Примечание: (*) $L_{мин}$, $L_{ср}$, $L_{макс}$ – полные травимые длины треков для порогового значения потерь энергии 20, 18 и 16 МэВ/(мг·см$^{-2}$) соответственно (см. рис. 1).

Радиационное воздействие ядер ГКЛ на структуру оливина

Основными процессами, происходящими при торможении высокоэнергичных ядер ГКЛ в силикатных минералах, в частности, оливине, являются: (1) взаимодействие с электронами атомов кристаллической решетки, приводящее к их ионизации и (2) ядерные взаимодействия, при которых образуются ядра отдачи. При помощи программы SRIM2006 [9] были проведены расчеты зависимости потерь энергии $(dE/dx)_{Эл}$ и длин пробега от энергии тормозящихся частиц для ядер, максимум тормозной способности которых лежит выше 16 МэВ/(мг·см$^{-2}$) (^{53}Cr, ^{56}Fe, ^{65}Zn, ^{84}Kr, ^{108}Ag, ^{131}Xe, ^{184}W, ^{207}Pb, ^{238}U). Результаты расчетов представлены в виде зависимости потерь энергии $(dE/dx)_{Эл}$ от пробега (рис. 1). С помощью этих кривых была проведена оценка величин ожидаемых длин основных участков химически травимых треков. Результаты расчетов приведены в таблице 1.

Травимая длина треков, объемная плотность которых в оливинах из метеоритного и лунного вещества варьирует в очень широких пределах (от ~10^7 до ~10^{11} трек/см^3), позволяют количественно оценить суммарную дозу радиационной переработки кристаллической структуры оливина в составе разных космических объектов. На рисунке 2 приведена микрофотография треков от ядер ГКЛ с Z>50 и E>1 ГэВ/нуклон, полученная в компьютерном изображении на ПАВИКОМ.

Отметим, что в значительно меньшей степени ядра с энергией в области высоких энергий, когда $(dE/dx)_{эл} < (dE/dx)_{эл,крит,}$ также теряет энергию на взаимодействие с электронами и ядрами оливина. Оценка этого эффек-

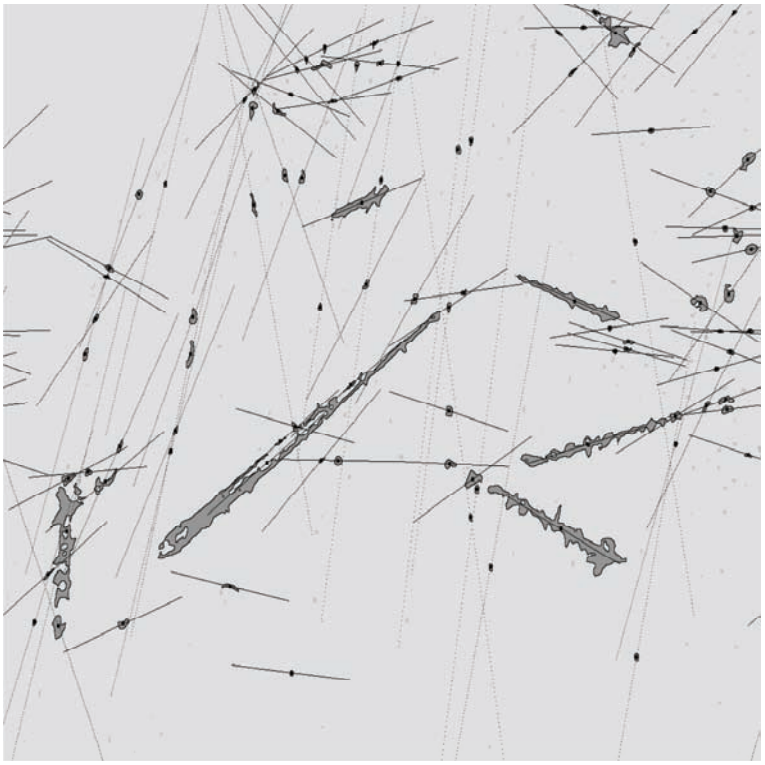


Рис. 2. *Длиннопробежные треки в компьютерном изображении ПАВИКОМ. Размер поля 150х250 мкм*

Таблица 2. *Число пар ионов и ядер отдачи вдоль следа торможения ядер тяжелых элементов ГКЛ в кристаллах оливина из палласита Марьялахти, определенное для ядер Fe, Xe, Pb и U, представляющим разные зарядовые группы*

Ядро	Интервал энергии (*), МэВ	Пробег (**), мкм	Потери энергии, кэВ		Число пар (***) ионов	Число ядер (****) отдачи
			Электр.	Ядерн.		
Fe	0,1–70	0–10	$6{,}76 \cdot 10^4$	$1{,}49 \cdot 10^3$	$2{,}25 \cdot 10^6$	$1{,}49 \cdot 10^2$
	70–900	10–140	$8{,}40 \cdot 10^5$	$6{,}47 \cdot 10^2$	$2{,}8 \cdot 10^7$	$6{,}47 \cdot 10^1$
	$900–5 \cdot 10^3$	$140–2 \cdot 10^3$	$4{,}30 \cdot 10^6$	$1{,}78 \cdot 10^3$	$1{,}43 \cdot 10^8$	$1{,}78 \cdot 10^2$
Xe	0,1–13	0–3	$8{,}94 \cdot 10^3$	$3{,}72 \cdot 10^3$	$2{,}98 \cdot 10^5$	$3{,}72 \cdot 10^2$
	$13–1{,}4 \cdot 10^3$	$3–1{,}7 \cdot 10^3$	$1{,}42 \cdot 10^7$	$9{,}36 \cdot 10^3$	$4{,}73 \cdot 10^8$	$9{,}36 \cdot 10^2$
	$(1{,}4–1{,}6)10^3$	$(1{,}7–2) \cdot 10^3$	$1{,}99 \cdot 10^6$	$6{,}63 \cdot 10^2$	$6{,}63 \cdot 10^7$	$6{,}63 \cdot 10^1$
Pb	0,1–14	0–2,2	$8{,}06 \cdot 10^3$	$5{,}54 \cdot 10^3$	$2{,}69 \cdot 10^5$	$5{,}54 \cdot 10^2$
	$14–30 \cdot 10^3$	$2{,}2–2 \cdot 10^3$	$3{,}10 \cdot 10^7$	$2{,}43 \cdot 10^4$	$1{,}03 \cdot 10^{10}$	$2{,}43 \cdot 10^3$
U	0,1–11	0–1,5	$5{,}41 \cdot 10^3$	$5{,}23 \cdot 10^3$	$1{,}80 \cdot 10^5$	$5{,}23 \cdot 10^2$
	$11–35 \cdot 10^3$	$1{,}5–2 \cdot 10^3$	$3{,}51 \cdot 10^7$	$3{,}01 \cdot 10^4$	$1{,}17 \cdot 10^{10}$	$3{,}01 \cdot 10^3$

Примечание: (*) – интервалы энергии ядер, соответствующие основной (цилиндрической) и дополнительной (иглообразной) зонам формирования трека [7]; (**) – остаточный пробег ядер перед остановкой, соответствующий указанному интервалу энергии; (***) – число пар ионов при средней энергии, идущей на образование одной пары, равной 30 эВ; (****) – число ядер отдачи при средней энергии, передаваемой ядрам оливина Mg, Fe, Si и O, равной 1 кэВ.

та для тех же ядер, исходя из энергетического спектра ГКЛ, показала, что вклад ее не превышает десятых долей процента относительно величины эффекта разупорядочения оливина в зоне формирования химически травимых треков.

Расчеты параметров зоны радиационного нарушения кристаллической решетки оливина за счет ядер отдачи вдоль следа торможения высокоэнергичных ядер тяжелых (Ze≥24) элементов с энергией E, соответствующей химически травимой полной длине трека для тормозящихся ядер, проведены с помощью вычислительной программы SUSPRE [8]. На рисунке 3 приведены результаты расчетов степени структурных нарушений и разупорядочения кристаллической решетки оливина, а также числа ионов, образуемых в кристалле оливина из палласита Марьялахти под воздействием ядер отдачи Fe, входящих в состав оливина. Энергия ядер отдачи, вклад от которых имеет наибольшее значение при разупорядочении кристаллической решетки, лежит в интервале от ~0,1 до ~5 кэВ/нуклон. Аналогичные расчеты, проведенные для ядер Mg, Si и O, входящих в состав оливина, дают возможность оценить суммарный эффект разрушения кристаллической решетки в любом участке на всем протяжении травимой длины треков.

Отметим, что ионизационные потери энергии, существенно превышают потери энергии на ядерное взаимодействие, основной вклад которых наблюдается в самом конце пути торможения ядра. С увеличением заряда ядер растут и удельные потери энергии (рис. 1). Таким образом, полные удельные потери энергии $(dE/dx)_{сум} = (dE/dx)_{эл} + (dE/dx)_{яд.}$, а суммарная доза энергетических потерь всех ядер в составе ГКЛ при их торможении в оливине метеоритов может быть записана в виде: $D_\Sigma = \Sigma D_{Z(i)}$, где $D_{Z(i)}$ – суммарная потеря энергии ядра с зарядом Z(i) (i от 24 до 92) на всем протяжении своего следа торможения в данном кристалле [2].

В таблице 2 приведены результаты расчета числа пар ионов и ядер отдачи, образуемых вдоль следа торможения, а также в зоне формирования химически травимых треков ядер Fe, Xe, Pb и U перед их остановкой в кристалле оливина размером около 2 мм.

Исходя из суммарной эффективной дозы D_Σ определяется параметр $\eta = (\Sigma V_{рад} / V_{ол}) \times 100$, где $\Sigma V_{рад}$ и $V_{ол}$ – суммарный объем разупорядоченной кристаллической решетки оливина и объем кристалла, для которого проводится вычисление. При этом расчеты выполнены, исходя из следующего:

1) вычислено число пар ионов и число ядер отдачи для

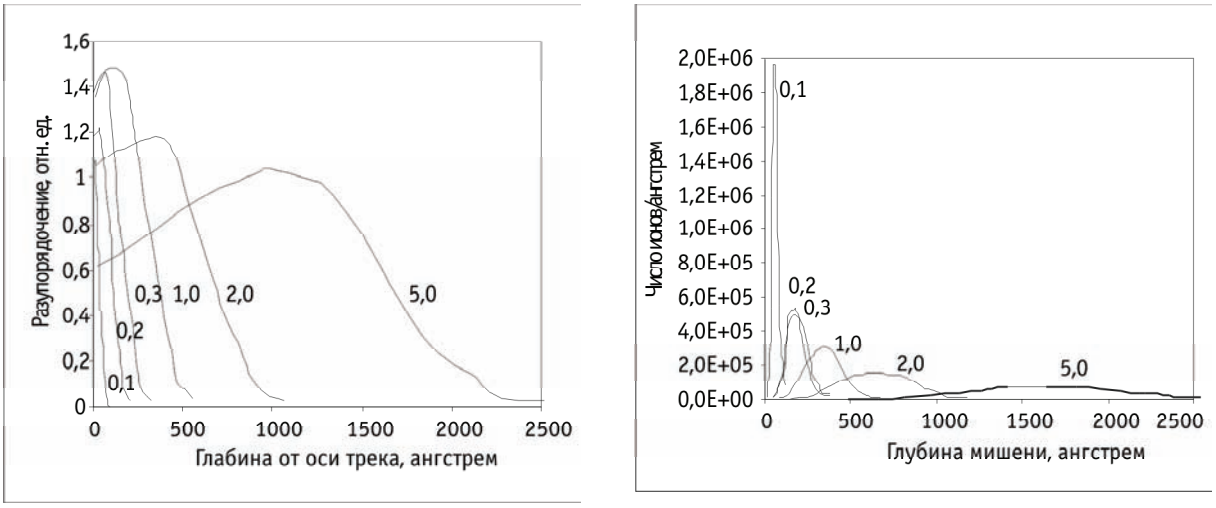


Рис. 3. *Степень разупорядочения кристаллической решетки оливина из палласита Марьялахти на разном расстоянии от оси следа торможения высокоэнергичного ядра ГКЛ за счет ядер отдачи Fe, входящих в состав оливина (А). Число ионов, образуемых в кристалле оливина при ионизации ядрами отдачи тормозящегося ядра Fe в зависимости от его энергии и расстояния от оси трека. Цифры, указанные рядом с кривыми, соответствуют энергии ядер отдачи Fe (в ед. кэВ/нуклон)*

взятых в качестве реперных ядер ГКЛ Fe, Xe, Pb и U (табл. 2) для интервалов энергии, соответствующих 2 мм длине их пробега в кристаллах оливина перед остановкой;

2) экспериментально измеренные геометрические параметры (длина и диаметр основной и конусообразной зон химического травления) треков, образованных ядрами разного заряда;
3) измеренные величины объемной плотности треков ядер ГКЛ с зарядом от 24 до 92.

Таблица 3. *Эффект радиационно-индуцированного разупорядочения кристаллов оливина под действием высокоэнергичных ядер ГКЛ*

Плотность треков VH-ядер, $см^{-3}$	η, об.% для двух зон треков, образованных ядрами с зарядом Z					
	Основная зона			Радиальная зона		
	23<Z<28	30<Z<50	50<Z<92	23<Z<28	30<Z<50	50<Z<92
10^8–10^{10}	~(1–90)	$2\cdot(10^{-5}$–$10^{-2})$	$<10^{-3}$	10^{-3}–10^{-1}	$2\cdot(10^{-9}$–$10^{-6})$	$<10^{-6}$

Исходя из этих характеристик облучения кристаллов оливина из палласита Марьялахти, было определено соотношение суммарных объемов полностью (100%) разрушенной химически травимой зоны треков и частично разупорядоченной зоны, примыкающей в радиальном направлении к основной зоне трека. Результаты расчетов приведены в таблице 3.

Заключение и выводы

Рассмотренные на примере оливина из палласитов результаты экспериментальных и теоретических исследований эффектов радиационного воздействия космического излучения на вещество метеоритов показало следующее.

1. Основные нарушения кристаллической структуры оливина вызваны разупорядочением кристаллической решетки в процессе торможения высокоэнергичных ядер ГКЛ в результате ионизации (основная зона травимого трека).
2. Практически полностью суммарный эффект радиационного разупорядочения кристаллической решетки оливина из палласита Марьялахти связан с ядрами VH-группы ГКЛ.
3. В зависимости от глубины нахождения кристаллов оливина от доатмосферной поверхности метеороида объемная плотность треков ядер VH-группы ГКЛ в индивидуальных кристаллах оливина из палласитов изменяется от ~10^8 до ~10^{10} трек/$см^3$. Соответствующая величина эффекта радиационного воздействия (з), выраженная в объемных процентах, нарушенной до разной степени кристаллической структуры варьирует в широком интервале ? ~(0,001–90) об.%.

Исследования проведены при поддержке РФФИ, грант №06-02-16835

Литература

1. *Егоров В.К., Кашкаров Л.Л., Полухина Н.Г., Царев В.А. О некоторых структурных особенностях кристаллов оливина из метеорита Марьялахти // Труды Международного семинара "Структура и разнообразие минерального мира", г. Сыктывкар, Коми НЦ УрО РАН. – [Сыктывкар], 2008. – С.139–140.*
2. *Ahlen S.P. Theoretical and experimental aspects of the energy loss of relativistic heavily ionizing particles // Revs. Mod. Phys. – 1980. – Vol.52. – P.121–173.*
3. *Binns W.R., Fixsen D.J., Garrard T.L. et al. Elemental Abundances of Ultraheavy Cosmic Rays // Adv. Space Res. – 1984. – Vol.4, No.2–3. – P.25–34.*
4. *Feinberg, E.L., Kotelnikov, K.A., Polukhina, N.G. Completely Automated Measurement Complex (PAVIKOM) for Track-Detector*

Data Processing // Phys. Particl. Nucl. – 2004. – Vol.35. – P.409–423.

5. *Fleischer R.L., Price P.B., Walker R.M. Nuclear. Tracks in Solids. – Berkeley : University of California Press, 1975. – 715 p.*
6. *Ginzburg V.L. Problems and Horizons of the Search for Tracks of Heavy and Superheavy Nuclei in Olivin Crystals from Meteorites (OLIMPIYA project) // Doclady Physics. – 2005. – Vol.50. – P.283–285.*
7. *Kashkarov L.L., Polukhina N.G., Starkov N.I. et al. Geometrical track parameters in the pallasite olivine: identification of the cosmic ray heavy nuclei // Radiat. Measur. – 2008. – Vol.43. – P.S266–S268.*
8. *Webb R.P. SUSPRE, V 1.4. Surrey University Sputter Profile Resolution from Energy deposition programme. – Guilford, U.K, 1987.*
9. *ZieglerJ.F. The Stopping and Range of Ions in Matter // SRIM-2006.*

СОДЕРЖАНИЕ УРАНА В ВОДНОЙ СРЕДЕ И ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РЕК РЯДА РАЙОНОВ СЕВЕРНОГО ВЬЕТНАМА

Л.Л. Кашкаров[1], А.И. Ивлиев[1], Г.В. Калинина[1], Н.Ч. Минь[2]

[1]Институт геохимии и аналитической химии им.В.И. Вернадского РАН, leokash@mail.ru

[2]Института Геологических Наук Вьетнамской Академии Наук и Технологий, nttminh@hn.vnn.vn

CONTENT OF URANIUM IN WATER AND BOTTOM DEPOSITIONS IN RIVERS OF A NUMBER OF REGIONS OF THE NORTH VIETNAM

L.L. Kashkarov[1], A.I. Ivliev[1], G.V. Kalinina[1], N.Ch. Minh[2]

[1]Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences

[2]*Institute of Geological Sciences Vietnam Academy of Science & Technology*

Abstract. *Investigation of the chemical weathering processes and the matter mass transfer in the number of Vietnamese river basins by means of the concentration, inter phase distribution and behavior of the uranium determination are performed. The variations in the uranium concentration for the river water and the river sediment matter inside of the one order magnitude are observed. Thermoluminescence data obtained for the twenty individual zircon crystal grains under investigation indicate the wide spread in uranium concentration, their inter-volume distribution and, in any case, presence of two main TL-storage group.*

Введение

Исследование поведения химических элементов в природных условиях принадлежит к числу наиболее актуальных и значимых задач геологоразведки полезных ископаемых, в частности, урана и тория. В зависимости от состава горной породы и характера ее контактирования с водной средой рек специфические особенности процессов химического выветривания и массопереноса урана и тория могут изменяться существенным образом. Для измерения концентрации и межфазового распределения урана и тория, а также изучения процессов метаморфизма горных пород, наиболее широко применяются методы электронного зонда и нейтронно-активационного анализа. Вместе с тем, предлагаемое в настоящей работе сочетание выше указанных методов с методом термолюминесцентного анализа открывает широкие возможности для более глубокого изучения процессов метаморфизма и химического выветривания горных пород. Это обусловлено возможностью получения с помощью этой методики ряда дополнительных сведений о радиационно-индуцируемых изменениях кристаллической структуры основных носителей урана и тория, а также радиационно-термической истории и возраста пород с момента их последнего нагрева до температуры 400–500 °С. В настоящем докладе приводятся некоторые результаты комплексного изучения содержания и характера распределения урана в образцах речной воды, веществе фильтратов и цирконах донных речных отложений ряда районов северного Вьетнама [6]. Особое внимание уделено изучению одного из наиболее распространенных и хорошо диагностируемых акцессорных минералов, используемых для датирования геологических процессов, циркону. Высокая концентрация в нем урана и тория приводит к радиационным разрушениям кристаллической решетки, в результате чего могут существенно изменяться как изотопный состав [2], так и концентрация урана, выщелачиваемого в окружающую среду [1].

Исследуемые образцы

Изучались образцы, отобранные из различных участков ряда рек Северного Вьетнама; Лаокай, Иеньбай, Туенканг, Тхакба, Хоабинь, Вьетчи, Чем. На каждом участке одновременно отбиралось параллельные образцы речной воды, содержащей частицы взвеси размером ≤0,45 мкм, вещество фильтрата речной воды с частицами размером ≥0,45 мкм, и песчаное вещество донных речных отложений. Способом многократной флотационной переработки из последнего выделялись зерна циркона размером 300–500 мкм. Новые результаты, полученные для детально изученных 20-ти зерен циркона представлены в данном сообщении.

Методика исследования

Для определения среднего содержания урана (C_U) в валовых пробах и установления характера объемного распределения урана в объеме индивидуальных кристаллов циркона была применена трековая методика [4]. Индивидуальные кристаллы циркона упаковывались в эпоксидные таблетки, шлифовались и полировались. К

Таблица 1. *Содержание урана в образцах валовых проб речной воды ряда рек Северного Вьетнама*

№ п/п	Проба	Речная вода, <0,45 мкм		Вещество фильтрата, >0,45 мкм		Цирконы (**)	
		$\rho \cdot 10^5$ (*)	$C_U \cdot 10^{-8}$ г/л	$\rho \cdot 10^6$ (*)	$C_U \cdot 10^{-6}$ г/г	$\rho \cdot 10^7$ (*)	$C_U \cdot 10^{-6}$ г/г
1	LC	7,0±0,7	11±1	4,3±0,2	1,46±0,12	0,6±0,04	16±1,5
2	YB	7,0±0,7	10±1	3,8±0,2	1,29±0,12	3,8±0,2	90±6
3	TQ	4,0±0,4	6,1±0,6	4,4±0,2	1,50±0,12	4,5±0,3	107±7
4	TB	6,1±0,6	9,0±0,8	0,85±0,06	0,29±0,03	3,0±0,1	76±5
5	HB	5,7±0,5	5,2±0,5	1,9±0,1	0,65±0,06	–	–
6	VT	4,4±0,4	4,0±0,3	3,7±0,2	1,26±0,11	5,3±0,4	118±8
7	CH	1,2±0,15	1,2±0,15	5,05±0,25	1,72±0,14	4,6±0,3	119±8

Примечание: (*) – плотность (в ед. трек·см$^{-2}$) нейтронно-индуцированных треков от осколков деления ^{235}U; (**) – микрокристаллы циркона субмикронных размеров, входящие в состав вещества-фильтрата.

Таблица 2. *Содержание и характер объемного распределения урана в индивидуальных кристаллах цирконов из пробы VT*

№ п/п	Число (§) треков, N	Плотность (#) треков ρ, 10^6 см$^{-2}$	C_U (0), 10^{-6} г/г	Распределение (□) урана в объеме кристалла
1	244	6,11±0,35	330±20	РН
2	202	16,85	910	НРН
3	208	5,19±0,35	280±19	РН
4	182	15,18	820	НРН, ЗОН
5	229	19,07	1030	НРН, ЗОН
6	326	8,15±0,44	440±24	РН
7	267	6,67±0,41	360±22	РН
8	181	9,07	490	НРН
9	207	17,22	930	НРН, ЗОН
10	169	14,07	760	НРН
11	158	13,15	710	НРН
12	230	5,74±0,18	310±20	РН
13	454	37,80	2040	ЗОН
14	259	6,48±0,40	350±22	РН
15	311	7,78±0,44	420±24	РН
16	304	7,59±0,44	410±24	РН
17	127	0,55	570	НРН
18	274	6,85±0,49	370±22	РН
19	215	5,37±0,37	290±20	РН
20	275	22,96	1240	НРН, ЗОН

Примечание: (§) N – число зарегистрированных треков от осколков нейтроно-индуцированного деления ^{235}U; (#) ρ – плотность треков, в ед. 10^6 трек·см$^{-2}$. Интегральный поток тепловых нейтронов $\phi = (1{,}15 \pm 0{,}05) \cdot 10^{15}$ см$^{-2}$. (□) Характер объемного распределения урана в кристаллах: РН – равномерное, НРН – неравномерное, ЗОН – зональное.

полированной поверхности вплотную помещался внешний трековый детектор (ТД) осколков деления, в качестве которого использовался ТД типа CZ. Облучение проводилось тепловыми нейтронами ядерного реактора. Химически протравливаемые в CZ в 6N растворе NaOH при +60 °C в течение 3 часов треки позволяли регистрировать плотность треков (ρ) в интервале (10^4–10^8) трек·см$^{-2}$ и с разрешением ~10–20 мкм фиксировать случаи неоднородного распределения урана. Абсолютные значения C_U определялись с помощью параллельно облучаемых с образцом эталонных стекол серии NBS 612.

Для индивидуальных микрокристаллов циркона проведены также измерения термолюминесценции (ТЛ), результаты которых могут быть использованы как при датировании исследуемых образцов, так и при изучении микроструктуры отдельных зерен циркона [3]. Измерение ТЛ проводилось с помощью высоко чувствительной ТЛ установки [5], позволяющей измерять ТЛ параметры в индивидуальных микрокристаллах циркона размером вплоть до ~ (100x100) мкм.

Содержание урана в образцах валовых проб речной воды

Результаты измерения C_U в речной воде, веществе фильтрата и валовых образцах циркона донных отложений рек Северного Вьетнама приведены в таблице 1. Образцы речной воды показали практически равномерное распределение величин ρ, однако, разброс C_U для всех изученных проб варьирует в интервале ~(1–10)x10^{-8} г/л. Во всех образцах вещества фильтрата на фоне практически равномерно распределенной плотности треков видны микро-участки с высокой ρ. Методом трековой α-радиографии было установлено. что в этих участках проб находятся вкрапления микро-зерен цирконов.

Как видно из данных таблицы 1, содержание урана в образцах речной воды варьирует в пределах одного порядка величины, от ~1,2x10^{-8} г/л (проба CH) до ~(10–11)x10^{-8} г/л (пробы LC, YB). Интервал величин C_U для образцов вещества фильтрата составляет ~(0,3–1,7)x10^{-6} г/г. Для валовых образцов циркона разброс C_U варьирует в пределах ~(16–119)x10^{-6} г/г. Средняя величина C_U для всех проб циркона, за исключением LC, равна $(102 \pm {}^{17}_{26})$x10^{-6} г/г.

Содержание урана в отдельных кристаллах циркона

Результаты измерения C_U и характера объемного распределения урана в индивидуальных кристаллах

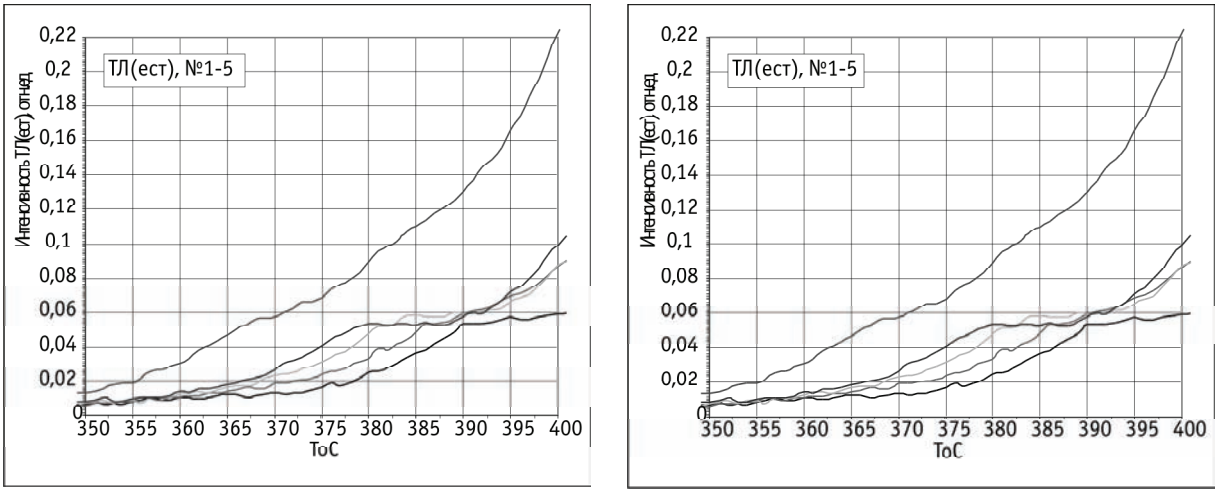


Рис. 1. *Кривые термо-свечения естественной ТЛ в высоко-температурной области для ряда образцов кристаллов циркона*

цирконов, отобранных из пробы VT, приведены в таблице 2.

Полученные данные показали:

1) минимальная C_U равна $280x10^{-6}$ г/г (образец №3);
2) равномерное распределение урана наблюдается только в цирконах с $C_U \leq 500x10^{-6}$ г/г;
3) для остальных зерен циркона, C_U в которых лежит в интервале ~ $(500–2000)x10^{-6}$ г/г, характерно неравномерное, зональное распределение урана.

Цветовая окраска изученных образцов зерен циркона, охватывает широкий диапазон от практически бесцветных (кристалл №1) и светлоокрашенных (слегка желтоватые №2, 3, золотисто-желтоватые №4–6, желтые №7–9, светло-фиолетовый №11, светло-зеленый №15 и золотисто-фиолетовый №18) до более темноокрашенных (желто-коричневый №10, 13, золотисто-коричневый №12, малиновый №14, темно-зеленый №16, 17 и черные №19, 20).

Исходя из сопоставления величин содержания урана и характера его объемного распределения в кристаллах, характеризующихся также структурными особенностями, такими как прозрачность, форма, размер и окатанность, предполагается, что происхождение цирконов, находящихся в исследуемом веществе пробы VT донных речных отложений, связано, по крайней мере, с двумя основными группами пород-источников: I – с более простой геологической историей формирования и наименее измененными кристаллами циркона; II – с более сложной, многоступенчатой историей формирования.

Термолюминесцентные исследования

С целью получения ТЛ характеристик для циркона были проведены измерения ТЛ для 20 индивидуальных кристаллов, выделенных из пробы VT и представляющих, по крайней мере, две различные группы цирконов, отличающихся между собой как концентрацией урана, так и характером его распределения в объеме каждого кристалла.

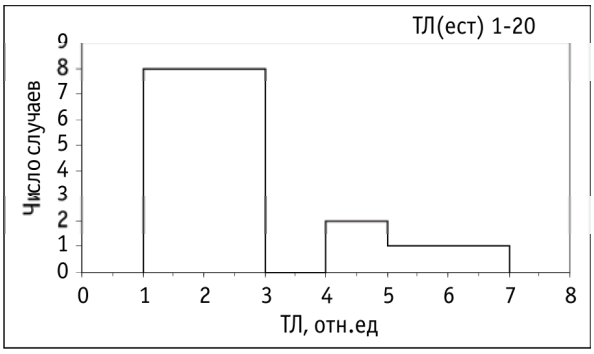


Рис. 2. *Распределение величин интегрального термо-свечения естественной ТЛ для 20 изученных кристаллов циркона из пробы VT, соответствующих двум группам цирконов, отличающихся между собой концентрацией и характером распределения урана в объеме каждого кристалла*

В качестве примера на рисунке 1 приведены характерные кривые естественного ТЛ-свечения, полученные для ряда кристаллов циркона в высоко-температурной (350–400 °С) области свечения. При более низкой температуре интенсивность естественной ТЛ находится на уровне фона установки.

Результаты измерения площадей под кривыми $ТЛ_{ест}$, соответствующей времени накопления ТЛ каждым из кристаллов, представлены на рисунке 2.

Соотношение интенсивностей рентгено-индуцированного ТЛ-свечения в области пиков на кривых свечения при сравнительно низких ~60–180 °С и высоких ~180–330 °С температурах (рис. 3) в сопоставлении с данными калибровочных экспериментов позволяют анализировать степень разупорядоченности кристаллической решетки индивидуальных микрокристаллов циркона.

Данные предварительного анализа ТЛ параметров указывают на то, что для изученных кристаллов цирко-

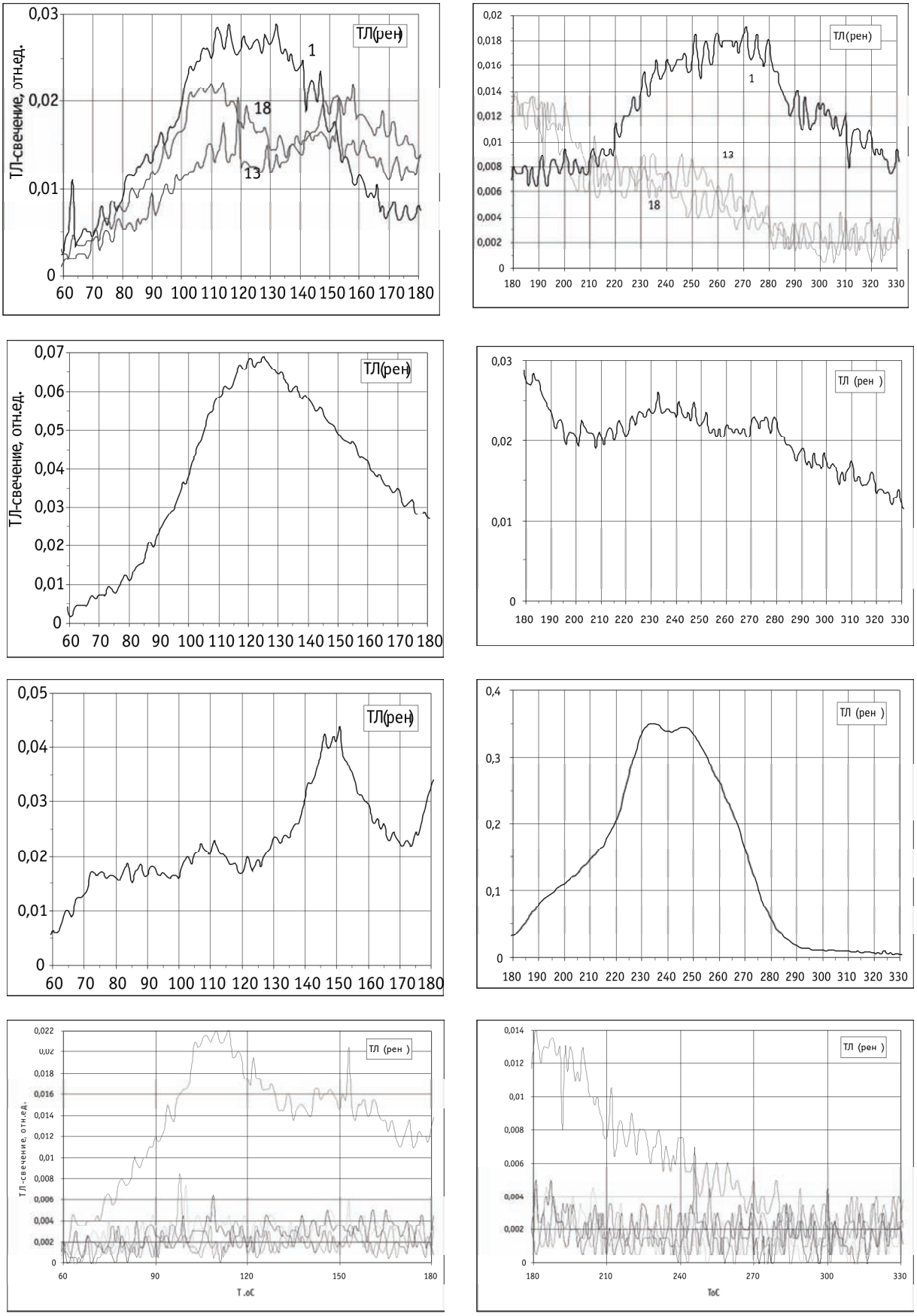


Рис. 3 *Кривые рентген-индуцированного ТЛ-свечения кристаллов циркона, выделенных из вещества донного речного отложения, образец VT: (a,a′) – №1, 13, 18; (b,b′) – №11; (c,c′) – №14; (d,d′) – №16–20*

нов определяющим фактором является не содержание урана, а степень радиационной деструкции (аморфизации) кристаллической решетки данного кристалла. Очевидно, что учет этого параметра при оценке скорости выщелачивания урана из цирконов в водной среде, а также при измерении плотности спонтанных треков с целью их датирования имеет крайне важное значение.

Выводы

Результаты проведенных исследований показали:

1. Все изученные образцы речной воды, вещества фильтрата и цирконов донных речных отложений рек Северного Вьетнама демонстрируют вариации содержания урана, лежащие в пределах одного порядка величины.
2. Данные предварительного анализа ТЛ индивидуальных микрокристаллов циркона указывают на целесообразность использования данного метода исследования, в частности, при анализе степени открытости системы "циркон – вода", а также при определении возраста формирования цирконов по трекам от осколков деления урана.

Литература

1. *Кашкаров Л.Л, Минь Н.Т., Ивлиев А.И., Калинина Г.В. Исследование содержания и форм нахождения урана в речной воде, веществе фильтратов и цирконах донных речных осадков ряда районов северного Вьетнама // Труды XV Российского совещания по экспериментальной минералогии. – Сыктывкар, 2005. – С.465–467.*
2. *Чердынцев В.В. Уран-234. –М. : Атомиздат, 1969. – 308 с.*
3. *Bibikova E.V., Aleinikoff J.N. Methods and Instrumentation: Results and Recent Developments // Advanced Mineralogy. – 1996. – Vol.2.– P.368–374.*
4. *Fleischer R.L., Price P.B., and Walker R.M. Nuclear. Tracks in Solids. – Berkeley : University of California Press, 1975. – 715 p.*
5. *Ivliev A.I., Badyukov D D., Kashkarov L.L. Investigations of Thermoluminescence in Experimentally Shocked Samples: II // Quartz Geochemistry Intern. – 1996. – Vol.34, No.10. – P.912–919.*
6. *Nguyen Trung Minh, Kaskarov L.L., Nguyen Van Pho, Hoang Tuyet Nga, Doan Thu Tra, Pham Tich Xuan, Vu Manh Long. The disequilibrium of uranium series in Da (Black) and Hong (Red) rivers, Vietnam (HS06-A0001) // 4th Annual Asian – Ocean Geological Sciences (AOGS) Meeting in Bangkok, Thailand, from July 30 to August 4, 2007.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ПЛОЩАДЕЙ, НАСЫЩЕННЫХ ПРИРОДНЫМИ РАДИОАКТИВНЫМИ ОБЪЕКТАМИ

П.Г. Каюков, Г.Ф. Ефремов

АО "Волковгеология", Алма-Ата, Казахстан, kayukovp@mail.ru

RADIOECOLOGICAL ESTIMATION OF AREAS ENRICHED WITH NATURAL RADIOACTIVE OBJECTS

P.G. Kayukov, G.F. Yefremov

JSC "Volkovgeologia", Alma-Ata, Kazakhstan

Abstract. *There are results of methodical approaches used for estimation of radiation situation in the Kazakhstan under republic budget program 011 "Provision of radiation safety" during 2004–2008. Current and past radioecological data include of radioactive and toxic chemical characteristics of bottom sediments, water, soil and air in regional and local scale. The methodology consists of some stages. Main ones are formation of potential radioecological dangerous zones, analysis of natural-climatic factors for distribution of radionuclides in environment from a zone or separate object and calculation of doses using basic paths of readionuclide migrate. As a result some necessary recommendations are proposed for regional and local radiation monitoring for provision of future radiation safety in Kazakhstan.*

В 2008 году АО "Волковгеология" завершило "Изучение радиационной обстановки на территории Республике Казахстан" в рамках бюджетной программы 011 "Обеспечение радиационной безопасности" по заказу Министерства энергетики и минеральных ресурсов. По результатам изучения составлен обобщающий отчет из 16 томов. В первом томе приведены обоснование радиоэкологических работ по Программе 011, методика проведения полевых, лабораторных, вычислительных и камеральных работ. Основное внимание было уделено комплексному анализу данных, полученных в ходе радиоэкологических исследований по Программе 011. Каждый из последующих 14 томов посвящен одной из областей Казахстана. По каждой области приведены результаты комплексного анализа выполненных радиоэкологических исследований с выделением первоочередных площадей для радиационного мониторинга. В последнем 16-м томе дана обобщая, радиационная характеристика распределения радионуклидов в донных осадках и воде по областям Казахстана с обоснованием объемов и методики предлагаемого регионального и локального мониторинга на территориях, насыщенных радиоактивными объектами. Полученные по каждой области Казахстана объемы радиационного мониторинга сведены в таблицы по видам мониторинга. В заключение этого тома приведены положительные результаты работ и постановочные задачи для снижения радиационной обстановки в Казахстане.

В основу радиоэкологических исследований была положена радиогидролитохимическая съемка миллионного масштаба, обеспечивающая экспрессность и большой охват исследуемых площадей, который с учетом прошлых аналогичных исследований достиг 56%. На этой исследованной территории проживает 81% насе-

ления Казахстана. По результатам этой съемки составлены карты радиационно-химического загрязнения донных осадков и природных вод масштаба 1 : 1000000 по всем областям Казахстана в цифровом виде (всего 280 карт).

В дополнение к полевым работам были проанализированы результаты ранее проведенных поисковых работ на уран, гидрогеологических, геохимических и экологических исследований по всей территории Казахстана. По результатам региональных радиоэкологических исследований по каждой области проведено зонирование территории области по сумме радиационных факторов с составлением карты радиационной напряженности и радиационно-гигиенических паспортов.

Для заверки (подтверждения) результатов региональных исследований выполнены среднемасштабные радиоэкологические исследования на 9 участках в 7 областях: Акмолинской, Актюбинской, Атырауской, Восточно-Казахстанской, Карагандинской, Мангистауской, Южно-Казахстанской. По этим участкам составлены карты распределения основных радионуклидов в почвах и радиационно-гигиенические паспорта, в которых приводятся данные по распределению радионуклидов и радиационных параметров по исследованным населенным пунктам и в целом по территории участков, характеристика радиоактивных объектов и рекомендации по снижению дозовых нагрузок от этих радиоактивных объектов.

Таблица 1. *Результаты обследования населенных пунктов при среднемасштабных работах*

Название района	Площадь, тыс. кв. км	Население, тыс. чел.	Количество населенных пунктов		
			всего	обследованных	с радиоактивными аномалиями
Бескарагайский	9,9	19,7	55	9	1
Абайский	19,7	16,3	78	20	6
Зерендинский	7,8	46,0	73	14	13
Жаркайынский	11,8	20,6	36	9	2
Шетский	65,3	47,6	128	13	6
Айтекебийский	35,4	34,6	53	10	2
Туркестанский	7,9	268,1	38	12	1
Макатский	4,7	26,9	15	9	1
Мангистауский	45,7	28,8	25	5	–
Каракиянский	66,7	25,1	13	3	–
Маслихат г. Актау	0,8	182,1	5	1	1
Маслихат г. Жанаозен	0,4	78,1	3	1	–
Всего	276.1	793,9	522	106	33

Из анализа результатов среднемасштабных исследований следует отметить, что те участки, через которые проходят опасные радиоэкологические зоны, характеризуются наибольшим количеством радиоактивных аномалий в окружающей среде (воде, грунтах) и активностью радона в жилых помещениях (табл. 1). Наибольшая частота встречаемости радиоактивных аномалий в Зерендинском, Шетском и Абайском районах, насыщенных радиоактивными объектами. Бескарагайский, Туркестанский и Макатский районы со слабым проявлением радиоактивных объектов на поверхности характеризуются практическим отсутствием радиоактивных аномалий в их окружающей среде.

Также результаты среднемасштабных исследований сопоставлялись с результатами региональных исследований и использовались при окончательной комплексной интерпретации региональных исследований.

Комплексный анализ всех полученных результатов по Программе 011 является ключевым этапом выполнения радиоэкологических исследований. Комплексный анализ данных по каждой области заключался из двух основных направлений. Сначала выполнялся анализ природно-климатических факторов на распределение радионуклидов, техногенных факторов на их перераспределение в окружающей среде, а также характеристике основных природных и техногенных объектов: урановых, ториевых, смешанных провинций, рудных узлов, месторождений, рудопроявлений, комплексов горных пород, комбинатов, рудников, хвостохранилищ и т.п.

В последующем выполнялись следующие этапы:

- характеристика распределения радионуклидов в донных осадках, и природных водах по блокам, зонам, участкам с учетом ландшафтов;
- уточнение контуров потенциально радиоэкологически опасных зон по комплексу радиационных факторов;
- ранжирование рассматриваемых зон по степени радиационной опасности;
- выделение административных районов или участков с наибольшей радиационной опасностью и наибольшей численностью населения;
- выделение первоочередных радиационных объектов для радиационного мониторинга;
- разработка рекомендаций по радиационному мониторингу области, наиболее опасных радиационных участков и локальных объектов.

В результате комплексного анализа уточнялись контуры и параметры радиационно опасных зон по каждой области, учитывая степень проявления радиоактивных объектов на поверхности:

- зоны для первоочередных радиоэкологических исследований, включая локальный радиационный мониторинг;
- зоны регионального мониторинга по основным транспортным артериям;
- зоны для обязательного мониторинга лицензионной строительной, горной (включая нефтепромысловой) и геологоразведочной деятельности.

В основу выделения и разделения этих зон положен расчет дозовых нагрузок на население. При этом при-

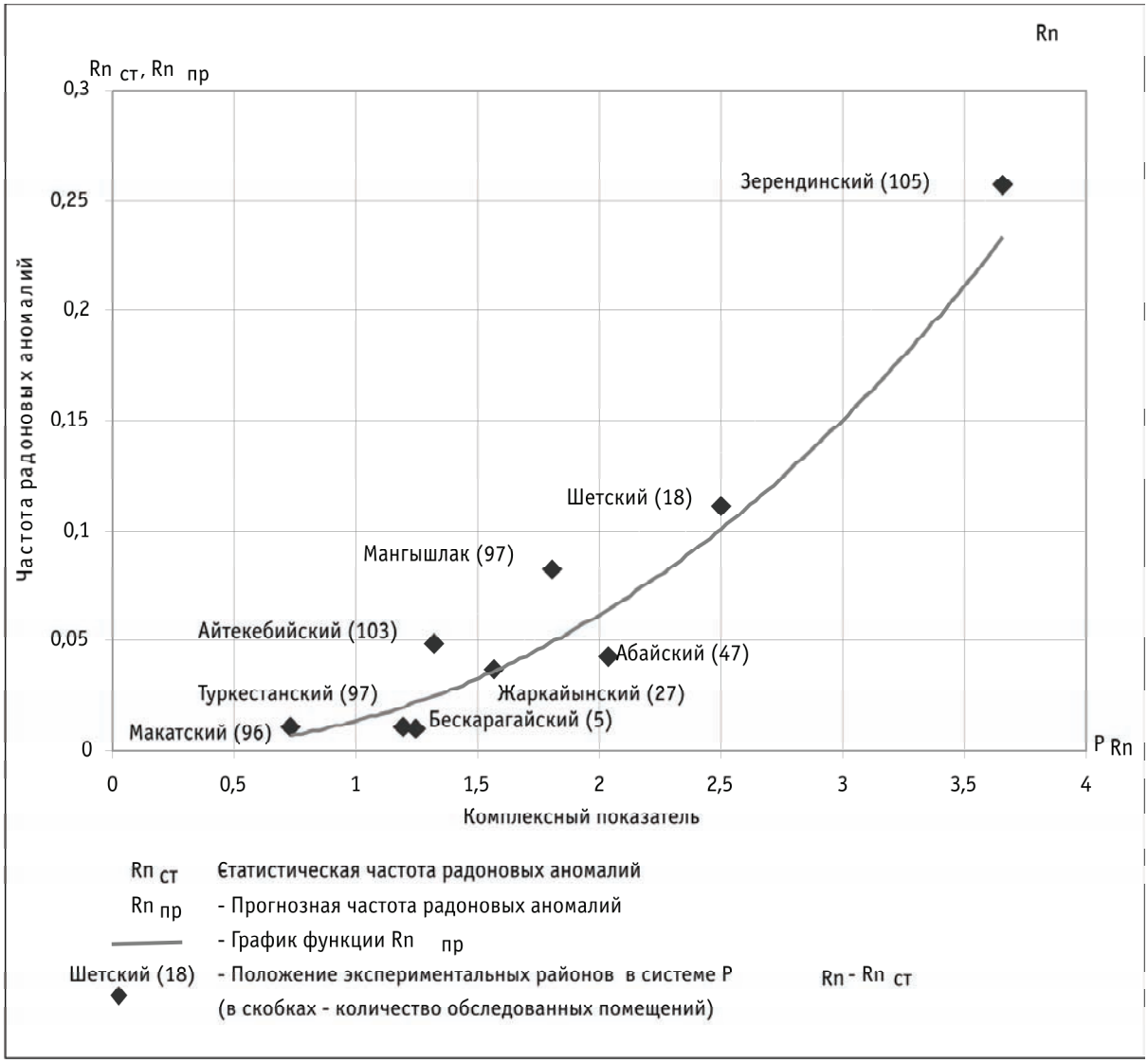


Рис. 1. *Зависимость частоты радоновых аномалий от величины* P_{Rn}

нималось во внимание наличие антропогенного воздействия в их пределах и рассматривались вероятные пути облучения населения:

- внешнее облучение;
- внутреннее облучение за счет:
- накопления радона в помещениях различного назначения (диффузия из грунтов, вод и стройматериалов);
- использования природных вод с высокой радиоактивностью для хозяйственно-питьевого водоснабжения;
- ингаляции пыли с атмосферным воздухом;
- потребления местной сельхозпродукции.

Для определения *внешнего облучения* составлен график корреляции значений мощности поглощенной дозы в воздухе и $A_{эфф}$ при различных концентрациях радионуклидов в донных осадках.

Подтвержден общеизвестный факт, что радон дает основной вклад в дозовую нагрузку человека. *Внутреннее облучение за счет радона* определялось, исходя из вероятностного выделения радоновых аномалий по комплексному показателю, зависящего от концентрации радия, общего уровня основных радионуклидов относительно фона и концентрации сухого остатка урана в природной воде, осредненных по определяемому участку (рис. 1).

Внутреннее облучение от потребления сельхозпродукции определялось по данным служб санэпидемнадзора РК, их сопоставление с собственными данными показывает, что пространственное положение площадей со значимыми дозовыми нагрузками от сельхозпродукции часто соответствует повышенным значениям доз внешнего облучения за счет природных радионуклидов Ra-226 и Pb-210.

Возможны дозовые нагрузки на население *за счет потребления природных слабоминерализованных (<1,5 г/л) вод* для хозяйственно-питьевого водоснабжения, водопоя скота и т.д. определяются по значению комплексного показателя ΣAi/Ybi (сумма отношений i-го радионуклида к его уровню вмешательства в питьевой

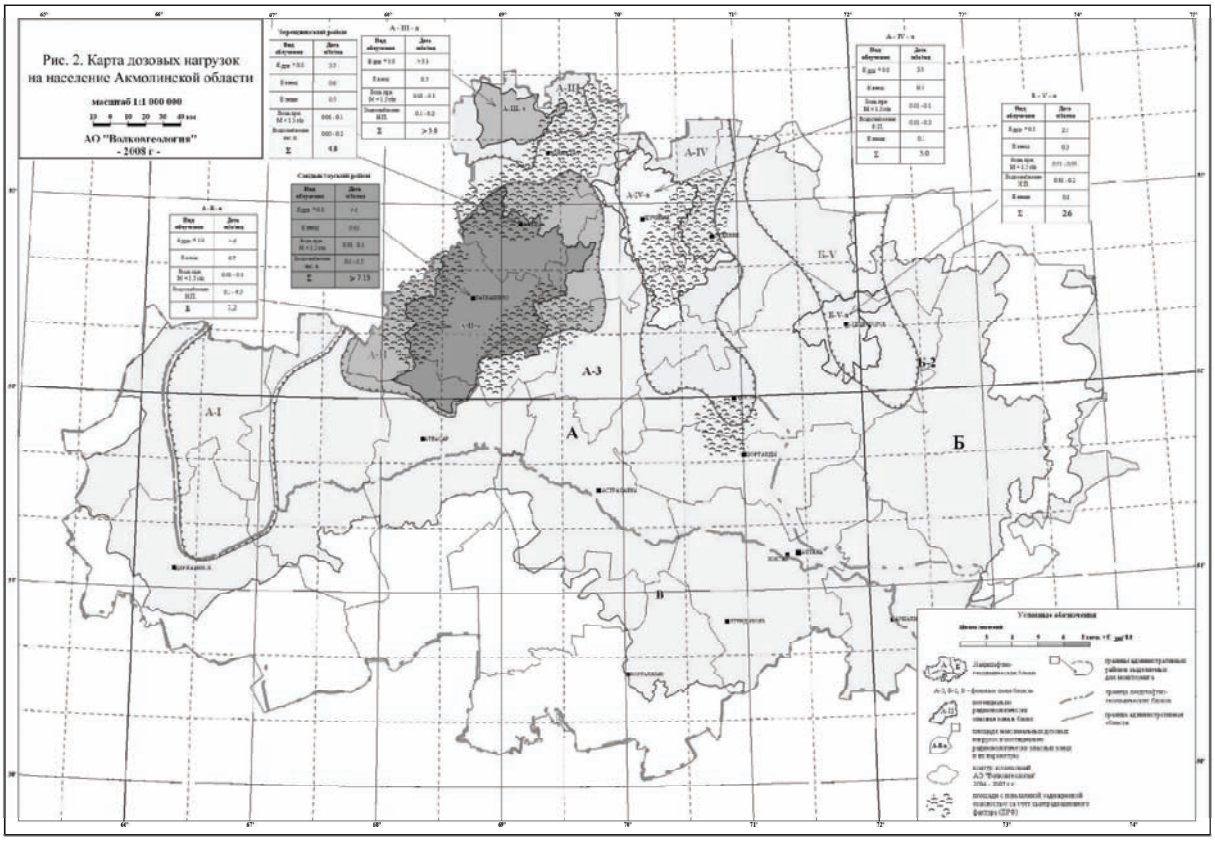


Рис. 2. *Карта дозовых нагрузок на население Акмолинской области*

воде), допустимое значение которого по НРБ-99 составляет 1, т.е. 0,1 мЗв/год.

Кроме того, нами учитывались также *мощность дозы космического облучения и мощность дозы за счет медицинского облучения.*

В итоге оценена мощность дозы от всех источников. Результирующие карты, отражающие величину ожидаемых годовых доз на население, составлены для всех областей, *для Акмолинской области* такая карта приведена на рисунке 2.

Карты дозовых нагрузок отличаются от карт радиоэкологической напряженностью количеством выделенных потенциально радиационно-опасных зон и их площадью, что связано с проявлением радиоактивных объектов на поверхности. На картах дозовых нагрузок отражены зоны с наибольшим проявлением радиоактивных объектов на поверхности и в пределах проведения радиогидролитохимической съемки. На картах дозовых нагрузок не проявились зоны, включающие радиоактивные объекты, залегающие на глубинах и не вовлеченные в антропогенную деятельность. Как только они будут вскрыты горными выработками при строительной и горнодобывающей деятельности, то их дозовые нагрузки на человека возрастут.

Статистические характеристики дозовых нагрузок в пределах выделенных потенциально радиоэкологически опасных зон рассчитаны по каждой области, в таблице 2 приведен их пример по 4 областям Казахстана.

Принятые в таблице обозначения: $E_{внеш}$ – доза внешнего гамма-излучения, $E_{косм}$ – доза от космического излучения, $E_{ДПР}*0,8$ – доза от ингаляции продуктов распада радона с учетом нахождения 80% в помещении, $E_{в.прир}$ – доза от потребления воды из природных водоисточников, $E_{в.центр}$ – доза от потребления воды централизованного водоснабжения, $E_{прод}$ – доза от потребления пищи, $E_{пыли}$ – доза от ингаляции пыли. УЕ – суммарная доза, при расчете которой принимались минимальные и максимальные значения, предыдущих значений, при этом минимальная доза от потребления воды принималась минимальной из значений $E_{в.прир}$ и $E_{в.центр}$, а максимальная доза от потребления воды принималась максимальной из значений $E_{в.прир}$ и $E_{в.центр}$.

Заполнение таблиц выполнено по двум категориям данных. Диапазон измерения годовых доз, осредненных по районам, определен из радиационно-гигиенических паспортов (РГП) областей. Значения мощности эквивалентной дозы облучения от природных источников рассчитаны на основе определения $A_{эфф}$ донных осадков (удельная эффективная активность, определяемая по формуле п. 5.3.4 Норм радиационной безопасности 1999 года (НРБ-99): $A_{эфф} = A_{Ra} + 1,3A_{Th} + 0,09A_K$). Значения при медицинских процедурах получены на основании измерений, проведенных радиационной лабораторией ТОО КАТЭП-АЭ в рамках программы 011.

Годовые дозы облучения от радона и продуктов его распада получены по данным областных департаментов

СЭН областей. При этом исключались значения доз от эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА) радона более 200 Бк/м^3.

Годовые дозы от потребления воды принимались через уровни вмешательства, рассчитанные по данным АО "Волковгеология" для природных вод с минерализацией до 1,5 г/л и вод централизованного водоснабжения. Годовые дозы потребления продуктов приняты по данным областных департаментов СЭН.

Пылерадиационный фактор учитывался только для нормальных условий, т.е. концентрация пыли в атмосферном воздухе принималась до 0,1 мг/куб. м. Дозовые коэффициенты отдельных радионуклидов принимались по приложению 2 НРБ-99. Исходные данные по активности радионуклидов в пыли принимались по данным активности донных осадков. Принимая годовой объем ингаляционного воздуха 8100 м^3/год, рассчитали годовую дозу от радиоактивности пыли.

Космическая доза рассчитывалась по методическим указаниям Минздрава РК "Определение эффективной дозы ионизирующего излучения на персонал и население (Астана, 2002 г.).

Расчет доз для аномальных участков, зон и площадей выполнен только для путей облучения, дающих значимые дозовые нагрузки.

Наиболее высокими значениями внешнего облучения характеризуются отдельные районы Акмолинской области, достигающими 0,92 мЗв/год. При этом обращает на себя внимание рост вклада радона в общую дозу – до 0,81–0,90 на максимальных суммарных дозах во всех областях.

Более ярко проявились аномальные участки, зоны и площади практически по каждой области. Годовые дозы по ним, как правило, превышают 5 мЗв/год. Это подчеркивает значимость выделяемых аномальных зон, участков и площадей. На таких территориях вероятность проявления радиоактивности может привести к существенному облучению чело-века.

Дополнительное обследование и мониторинг на таких аномальных территориях выявит дополнительные проявления активности в окружающей среде и позволит разработать мероприятия по снижению их воздействия на человека.

Таблица 2. *Статистические обобщенные характеристики дозовых нагрузок по северным и центральным областям Казахстана*

Области	Караган-динская	Акмо-линская	Северо-Ка захстанская	Павло-дарская
Диапазон изменения годовых доз, осредненных по районам, мЗв/год				
$E_{внеш}$	0,40–0,78	0,44–0,92	0,32–0,71	0,48–0,63
$E_{косм}$	0,06–0,13	0,07–0,12	0,08–0,09	0,08–0,10
$E_{мед}$	0,43	0,56	0,09	–
$E_{ДПР}$*0,8	0,2–1,6	0,2–3,1*	0,4–4,7*	0,6–1,0
$E_{в.прир}$	0,01–0,06	0,01–0,08	<0,01–0,04	<0,01–0,06
$E_{в.центр}$	<0,01–0,04	0,01–0,50	0,02–0,05	<0,01
$E_{прод}$	0,04–0,28	0,02–0,07	0,03–0,27	0,08–0,14
$E_{пыли}$	<0,01–0,01	<0,01–0,01	<0,01	<0,01–0,01
ΣE	1,1–3,3	1,3–5,3	0,9–5,9	1,2–1,9
$E_{ДПР}$*0,8/Σ	0,18–0,48	0,15–0,57	0,44–0,80	0,50–0,53
Диапазон изменения годовых доз по участкам, наиболее насыщенным радиационно опасными объектами, мЗв/год				
Наимено-вание зон, площадей	B-VI-а, B-VI-б, E-III-а, E-III-б, E-IV-а, D-X-а	A-II-а, A-IV-б, Б-V-а, A-3-б	A-III-а, A-3-а, A-3-б	Ертисская, Улькентузская
$E_{внеш}$	0,52–0,70	0,3–0,7	0,49–1,17	0,51–0,52
$E_{ДПР}$*0,8	>4,71	2,1–>6,0	2,71–>5,1	3,58–4,93
$E_{в.прир}$	0,01–0,08	0,02–0,06	0,06–0,12	0,01–0,08
$E_{в.центр}$	0,01–0,06	0,13–0,30	0,02–0,15	0,02–0,37
$E_{пища}$	–	0,1	–	–
ΣE	>5,24	2,5–>7,1	3,2–>6,4	4,1–5,8
$E_{ДПР}$*0,8/Σ	0,90	0,81–0,85	0,85–0,80	0,87–0,85

Примечание: * – без учета аномальных значений, т.е. исключив значения ЭРОА более 200 Бк/куб. м. Принятые в таблице обозначения: $E_{внеш}$ – доза внешнего гамма-излучения, $E_{косм}$ – доза от космического излучения, $E_{ДПР}$*0,8 – доза от ингаляции продуктов распада радона с учетом нахождения 80% в помещении, $E_{в.прир}$ – доза от потребления воды из природных водоисточников, $E_{в.центр}$ – доза от потребления воды централизованного водоснабжения, $E_{прод}$ – доза от потребления пищи, $E_{пыли}$ – доза от ингаляции пыли. ΣE – суммарная доза, при расчете которой принимались минимальные и максимальные значения предыдущих значений, при этом минимальная доза от потребления воды принималась минимальной из значений $E_{в.прир}$ и $E_{в.центр}$, а максимальная доза от потребления воды принималась максимальной из значений $E_{в.прир}$ и $E_{в.центр}$.

Исходя из результатов комплексного анализа, по каждой области выделены наиболее радиоэкологически опасные зоны, в пределах которых требуется или потребуется принятие мер по снижению дозовых нагрузок. Площадь таких зон составила 205 тыс. кв. км, что существенно сконцентрирует объемы последующих радиоэкологических исследований на необходимые меры по снижению радиационной напряженности в целом по Республике Казахстан.

ВЗАИМОДЕЙСТВИЕ ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ КОНТИНЕНТАЛЬНЫХ ВОД С МОРСКОЙ ВОДОЙ БЕЛОГО МОРЯ ПО УРАН-ИЗОТОПНЫМ ДАННЫМ

Г.П. Киселев, С.Б. Зыков

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, kiselevgp@yandex.ru

INTERACTION OF UNDERGROUND AND SUPERFICIAL CONTINENTAL WATERS WITH SEA WATER OF THE WHITE SEA FROM URANIUM-ISOTOPE DATA

G.P. Kiselev, S.B. Zhykov

Institute of ecological problems in the North, UB Rissian academy of sciences, Arkhangelsk, Russia

Abstract. *In clause distribution of nonequilibrium uranium in the White sea on a surface and in benthonic waters is considered. Area it is a lot of uranium-234 in sea water are of interest from a position of pollution of sea water the underground streams containing microcomponents of ore deposits.*

Исследован уран-изотопный состав вод Белого моря. Для центральной части моря изотопный состав урана в морской воде соответствует мировому океану. В прибрежных частях моря установлены воды с избытком урана-234, характерные для подземных вод месторождений урана, железа, апатитов, йода, алмазов, расположенных на водосборной площади Белого моря. Области с существенным избытком урана-234 в морской воде представляют интерес с позиции естественного загрязнения морской воды подземными потоками, содержащими микрокомпоненты рудных месторождений. Нами предполагается, что в данных областях должна изменяться биологическая составляющая моря.

Концентрация урана в морской воде впервые определена еще в 1933 г. Гернером и Карлик. В работе [1] Д.С. Николаевым и др. приведены средние данные о концентрации урана в Тихом и Атлантическом океанах – с поверхности и до глубины 3000 м, которая составляет от 2,2 до 2,8x10^{-6} г/л. При этом указывается, что в морской воде уран изменяется в широком диапазоне (от 0,6x10^{-6} до 3,2x10^{-6} г/л) и зависит от количества привносимого урана с континента реками. Аналогичные данные приведены в монографии В.П. Шведова и С.А. Патина [2] и работах [3, 4]. Показательным влиянием сточных вод с континента на морскую воду является зависимость концентрации урана воды от ее солености для Балтийского моря. При солености морской воды до 10 промилле концентрация урана может изменяться от 0,6x10^{-6} до 5,8x10^{-6} г/л. Высокие и низкие значения обусловлены речным стоком и абразией береговой линии морскими волнами с последующим растворением минерального состава горных пород. С увеличением солености Балтийского моря от 10 до 35 промилле, что наблюдается при удалении от заливов к открытому морю, концентрация урана изменяется от 0,6x10^{-6} до 1,8x10^{-6} г/л. О формировании концентрации урана в воде Мирового океана подробно изложено в работе Г.Н. Батурина и др. [5]. В Черном море она близка к средней величине для Мирового океана, но при этом существует уменьшение концентрации с глубиной. Это явление объясняется Г.Н. Батуриным концентрированием урана на поверхности в результате испарения и седиментацией из морской воды у дна [6].

Совокупность данных по урану в мировом океане и открытых морях показывает интервал его изменения от 0,7x10^{-6} до 5,8x10^{-6} г/л. Отношение четных изотопов урана (^{234}U/^{238}U) для океанов первоначально изучалось Э.Д. Гольбергом и М. Коиде [7, 8], где показано, что в связи с высокой растворимостью урана и длительных нахождением его в морской воде открытых морей и мирового океана оно не изменяется и равно 1,14±0,014. В то же время работами Адомса, Сигимура и Мияке [9, 10] показано отношение четных изотопов урана для северо-западной части Тихого океана равное 1,09±0,05, то есть близкое к значениям, приведенным выше.

В работах В.В. Чердынцева и др. показаны аналогичные данные по изотопам урана в юго-восточной части Тихого океана (1,167±0,007). Приведенные величины указывают на постоянный избыток урана-234 в Мировом океане в пределах от 10 до 17%, объяснить который возможно с позиции времени пребывания урана в океане, определенного в работах [5, 6], Эдвардса, Чена и Вассербурга [11] в 500000 лет, то есть, в два периода полураспада урана-234 (245000 лет), и привносом урана в океан с континента поверхностным стоком со средним избытком урана-234 – до 50%.

Нами изучается изотопный состав урана морских, прибрежно-морских и континентальных поверхностных и подземных вод на водосборном бассейне Белого моря с целью определения взаимодействия морских и континентальных вод. При этом показано распределение неравновесного урана в Белом море на поверхности и в придонных водах. Изотопный состав урана в водах Белого моря определен по 130 пробам, отобранным в различных его частях и на разных глубинах - от поверхности до 100 м, а так же по более 40 пробам в прибрежных зонах и дельтах рек. Пробы воды отбирались в объеме 20 л, из которой радиохимическим способом выделялся уран, а его изотопный состав определялся на альфа-спектрометре с полупроводниковым детектором с разрешением не хуже 30 кэВ. По результатам измерений для каждой пробы воды вычислялись изотопные отношения ^{234}U/^{238}U (γ). Относительная погрешность определения указанного отношения составила от 0,5 до 3%. Изотопные отношения (γ) в Белом море изменяются для глубинных вод: от 1,08±0,01 до 1,25±0,01 и для поверх-

ностных вод от 1,09±0,01 до 1,33±0,01, В прибрежных зонах уран-изотопное отношение существенно выше.

Ранее, нами было показано, что для Баренцева моря характерны значения изотопных отношений близкие к мировому океану – от 1,12 до 1,14. Такие же значение уран-изотопного отношения имеют поверхностные и глубинные воды центральной части Горла Белого моря. В глубинных водах в районе Соловецких островов установлен избыток урана-234. Для поверхностных вод Бассейна Белого моря характерны линзы также с избытком урана-234. Существенные избытки урана-234, обусловленные на наш взгляд линзами континентальных вод, проникающими в море двумя путями. Первый путь – это речной сток, второй – проникновение подземных вод в морскую воду. На рисунке 1 приведено пространственное распределение избытка урана-234 в поверхностных водах Белого моря.

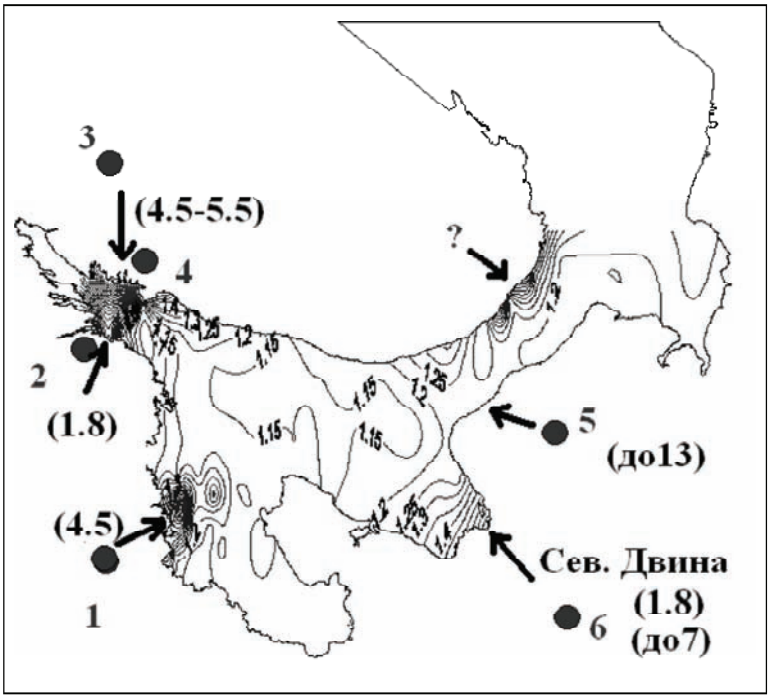


Рис. 1. *Пути разгрузки в Белое море подземных вод, связанных с месторождениями полезных ископаемых. Месторождения: 1 – Летнеозерское – ураноностные кварц-альбит-микроклиновые метасоматиты; 2 – Чкаловское – слюдистые пегматиты; 3 – Кировское рудное поле апатит-нефелиновых сиенитов; 4 –Полиметаллическое месторождение; 5 – Золотицкое алмазоностное рудное поле; 6 – Иодбромистое месторождение Северодвинской впадины; в скобках – максимальный избыток урана в подземных водах месторождений; изолинии – избыток урана в поверхностных водах; стрелки – направление разгрузки подземных вод*

В прибрежных зонах обнаружены аномальные избытки урана-234, в частности в Кандалакшской губе, Двинском заливе, в устье р.Поной и устье р.Кемь, которые достигают величины по активности – 2,2. По сравнению с поверхностными водами (1,2–1,3) эти избытки урана-234 являются аномальными. Их природа обусловлена подтоком подземных вод, связанных с месторождениями урана, апатитов, железа, йода, алмазов в морскую среду, что показано на рисунке 1. Причем, смешение потоков подземных и морских вод и состояние изотопного состава урана в области смешения будет определяться формулой изотопного разбавления [12–15]:

$$Q_2/Q_1 = C_1/C_2((\gamma_1 - \gamma_s)/(\gamma_s - \gamma_2)),$$

где: Q_1 – дебит подземного стока в море, Q_2 – дебит потока морских вод в области смешения, C_1 – концентрация урана в первом потоке, C_2 – концентрация урана во втором потоке, γ_1 – отношение $^{234}U/^{238}U$ в первом потоке, γ_2 – отношение $^{234}U/^{238}U$ во втором потоке, γ_s – отношение $^{234}U/^{238}U$ в суммарном потоке; отношение γ_s – измеренное значение избытка урана в морской воде в точке, где необходимо определить вклад подземных вод.

Области с избытком урана-234 в морской воде представляют интерес с позиции загрязнения морской воды подземными потоками, содержащими микрокомпоненты рудных месторождений. Нами предполагается, что в данных областях должно существенно изменяться биологическая составляющая моря.

Литература

1. *Николаев Д.С., Ефимова Е.И., Дрожжин В.М. Средние данные по распределению урана, иония радия и тория в водах Тихого, Атлантического океанов и их морей // Изотопные исследования природных вод. – М. : Наука, 1979. – С.157–172.*
2. *Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей. – М. : Атомиздат, 1968. – 287 с.*
3. *Агамиров С.Ш. Геохимический баланс радиоактивных элементов в бассейне Черного моря // Геохимия. – 1963. – №6. – С.612–618.*
4. *Chen J.H., Edvards R.I. and Wasserburg G.J. 238U-234U and 232Th in seawater // Earth Planet. Sci. Lett. – 1986. – Vol.80. – P.241–251.*
5. *Батурин Г.Н, Коченов А.В. Миграция урана в реках и время его пребывания в водах Мирового океана, морей и озер // Геохимия. – 1969. – №6. – С.510–517.*
6. *Батурин Г.Н., Коченов А.В, Ковалева С.А. Некоторые особенности распределения урана в водах Черного моря // ДАН СССР. – 1966. – №3. – С.698–700.*
7. *Koide M., Golberg E. Uranium-234/Uranium-238 ration in sea water // Progr. Oceanography. – 1965. – Vol.3. – P.173.*
8. *Гольберг Э.Д., Коиде М. Вопросы геохимии и геохронологии океана / под ред. В.М. Вдовенко. – М. : Мир, 1965. – С.130–141.*
9. *Nieir K., Adams J. U^{234}/U^{238} ration in sea water // Progr. Oceanography. – 1965. – Vol.3. – P.173.*
10. *Miyke Y., Sugimura J, Uchida T. Ratio U^{234}/U^{238} and the uranium concentration in sea water in western north Pacific // J. Geophys. Res. – 1966. – Vol.71. – P.3083.*
11. *Edvards R.L., Chen J.H., Wasserburg G.J. ^{238}U-^{230}Th-^{232}Th sistematics and the precise measurement of time over the past 500000 years // Earth Planet. Sci. Lett. – 1987. – Vol.81. – P.465–475.*
12. *Osmond G.K, Rudell H.S., Kaufman M.I. Uranium disequilibrium in ground water% an isotope dilution approach in hydrologic investigations // Science. – 1968. – Vol.162. – P.334.*

13. *Чалов П.И., Тузова Т.В., Тихонов А.И. О моделировании гидрогеологических процессов с помощью неравновесного урана и исходных предпосылках использования этого индикатора // Изотопные исследования природных вод. – М., 1979. – С.143–151.*

14. *Филлимонов В.А. Изотопное отношение урана в подземных водах геосинклинальных и платформенных районов // Изотопные исследования природных вод. – М., 1979. – С.152–156.*

15. *Купцов В.М. Применение метода неравновесного урана для определения доли поверхностного стока в шахтные водопритоки // Изотопные исследования природных вод. – М., 1979. – С.210–213.*

РАДИОАКТИВНОСТЬ ВОДОСБОРНОГО БАССЕЙНА БЕЛОГО МОРЯ И ЕГО ДОННЫХ ОСАДКОВ

И.М. Киселева, Г.П. Киселев

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия

e-mail: kiselevgp@yandex.ru

RADIOACTIVITY OF THE WHITE SEA BASIN AND ITS GROUND DEPOSITS

I.M. Kiseleva, G.P. Kiselev

Institute of Ecological Problems in the North of UB RAS, Arkhangelsk, Russia

Abstract. *The analysis of a radioactivity of rocks of the White Sea basin was carried out. Studying of distribution of activity of natural radioactive isotopes ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{40}K and technogenic ^{137}Cs in spreading rocks and soils was carried out with the purpose of definition of formation of radioactive pollution of region and its subsequent coming in ground adjournment. The radioactivity of ground deposits of the White Sea was shown.*

Исследования естественной и искусственной радиоактивности водосбора Белого моря и его донных отложений в лаборатории экологической радиологии проводится с 1994 г.

Орографическими границами водосбора являются водоразделы рек Кольского полуострова и Карелии, рек Сухоны, Вычегды, рек Тиманского кряжа и полуострова Канин.

На формирование радиоактивности в донных осадках Белого моря существенное влияние оказывает радиоактивность горных пород водосборной площади. Нами рассматривалось относительное содержание радиоактивных элементов урана, тория и калия в горных породах (табл. 1) [6], активность естественных изотопов ^{226}Ra, ^{232}Th и ^{40}K и искусственного изотопа ^{137}Cs в горных породах и почвах.

Согласно тектоническому районированию [1, 7], область континентального сноса относится к северо-восточной части Балтийского кристаллического щита (рис. 1), к Мезенской синеклизе, занимающей северную часть Русской плиты и Западно-Тиманскому краевому шву.

Водосбор Белого моря захватывает незначительную по площади юго-восточную часть Мурманского блока (фрагмент архейской гранит-зеленокаменной области), сложенную в основном гранитоидами (гранитами, гранодиоритами, плагиогранитами) и

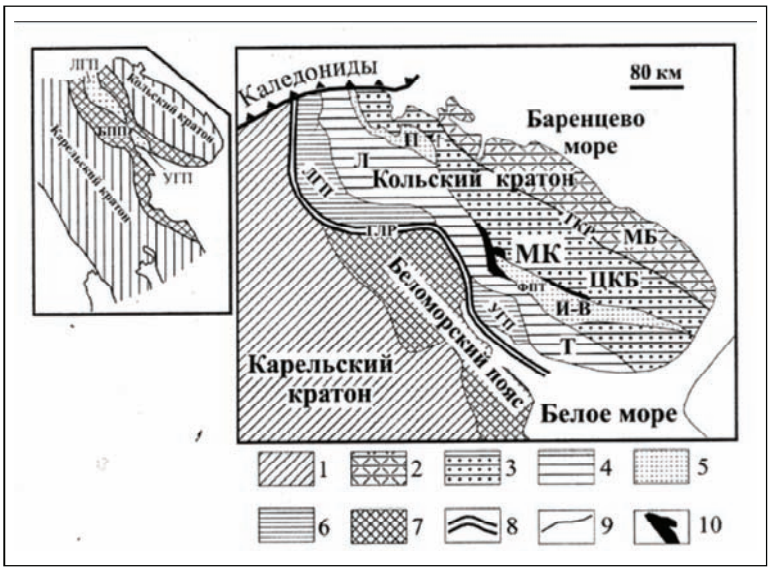


Рис. 1. *Тектонические структуры северо-восточной части Балтийского щита (по Е.В. Шаркову): 1 – Карельский кратон, 2–6 – Кольский кратон: 2 – Мурманский блок (МБ), 3 – Центрально-Кольский блок (ЦКБ), 4 – Терско-Лоттинский блок (Т и Л – Терский и Лоттинский фрагменты соответственно), 5 – Печенгско-Варзугский вулканогенно-осадочный пояс (П и И–В – Печенгская и Иманда-Варзугская структуры соответственно), 6 – Лапландско-Умбинский гранулитовый пояс (ЛГП и УГП – Лапландский и Умбинский соответственно), 7 – Беломорский подвижный пояс, 8 – позднепалеопротерозойский Главный Лапландский разлом (ГЛР), 9 – Титовско-Кейвский разлом, 10 – раннепалеозойские расслоенные интрузивы (МК – Мончегорского комплекса, ФПТ – Федорово-Панских тундр, Г – горы Генеральской)*

гнейсами, гранит-мигматитами, гранито-гнейсами метаморфического комплекса, характеризующимися повышенной радиоактивностью. Цетрально-Кольский блок (фрагмент архейского гранулитового пояса) широко представлен низкорадиоактивными архейскими и нижнепротерозойскими биотит-амфиболовыми гнейсами и небольшими выходами габбро-амфиболитов, амфиболитов, прорванных интрузиями гранитов с повышенной радиоактивностью и щелочных гранитов и сиенитов с высокой радиоактивностью. Биотитовые и амфиболовые кианито-гранато-биотитовые гнейсы и амфиболиты Терско-Лоттинского блока (фрагмент архейской гранит-зеленокаменной области) с повышенной радиоактивностью прорваны многочисленными мелкими интрузивами низкорадиоактивных основных и ультраосновных пород. Разрез Имандра-Варзугской структуры (фрагмент Печенгско-Варзугского вулканогенно-осадочного пояса) раннего палеопротерозоя образован низкорадиоактивной толщей ультраосновных, основных и средних лав, сменяющихся вверх по разрезу конгломератами, песчаниками, амфиболитами и пикритами. Раннепалеопротерозойский Лапландско-Умбинский гранулитовый пояс сформирован преимущественно низкорадиоактивными глиноземистыми метаосадками, а также образованиями эндербит-чарнокитовой серии с крупными расслоенными интрузивами (Мончегорский и Федорово-Панский), роев габбро-норитовых даек и вулканогенно-осадочных поясов, представленных спектром пород от низкоорадиоактивных пикритов, базальтов и андезитов до дацитов, имеющих слабоповышенную радиоактивность и высокорадиоактивных риолитов.

Таблица 1. *Содержание радиоактивных элементов в горных породах Балтийского кристаллического щита*

Породы	Содержание радиоактивных элементов, % [6]			Степень радиоактивности горных пород водосбора
	$U \cdot 10^{-4}$	$Th \cdot 10^{-4}$	K	
Метаморфические				
гранулитовая фация				
гнейсы	0,6	2,1	1,6	низкая
амфиболиты	0,7	1,8	0,6	низкая
чарнокиты	0,8	2,3	1,7	низкая
амфиболитовая фация				
амфиболиты	1,0	4,0	0,8	низкая
кварциты	0,8	3,1	0,6	низкая
метапесчаники	2,7	9,2	2,5	слабо повышенная
кристаллические сланцы	2,6	10,0	3,1	слабо повышенная
гнейсы	3,5	15,0	3,4	повышенная
мигматиты, гранито-гнейсы	3,2	16,1	3,6	повышенная
Интрузивные				
известково-щелочная серия				
основные	0,6	1,8	0,7	низкая
диорит	1,8	6,0	1,8	слабо повышенная
гранодиорит	2,1	8,3	2,3	слабо повышенная
плагиогранит	2,7	9,6	2,5	слабо повышенная
гранит	4,0	15,0	3,4	повышенная
граниты щелочные	7,0	14,0	4,0	высокая
щелочная серия				
нефелиновые сиениты	10,3	28,3	5,0	очень высокая
кимберлиты	3,2	16,3	2,0	повышенная
Эффузивные				
известково-щелочная серия				
базальты	0,7	2,3	1,0	низкая
андезиты	1,2	4,0	1,7	низкая
дациты	2,5	10,0	2,3	слабо повышенная
липариты	4,7	19,0	3,7	высокая

Позднерифейско-раннепалеозойский эпизод низкорадиоактивного известково-щелочного магматизма проявился на Терском берегу Белого моря в форме даек и диадрем щелочных пикритов, мелилитов, нефелинитов и карбонатитов.

Палеозойский щелочной магматизм характеризуется широким развитием щелочных пород – наиболее радиоактивных нефелиновых сиенитов (агпаитовых), Хибинских и Лавозерских. Низкорадиоактивные дайки и диатремы разнообразных щелочных пикритов, нефелинитов, лампрофиров и щелочных лав и алмазоносные кимберлиты с повышенной радиоактивностью, развиты в районе северного побережья Белого моря.

Беломорский подвижный пояс (фрагмент Карельской гранит-зеленокаменной области) представлен позднеархейскими повышенно радиоактивными гранито-гнейсами с фрагментами зеленокаменных поясов низкорадиоактивных амфиболитов или терригенных пород, раннепалеозойскими низкорадиоактивными вулканитами основного и среднего состава (массивы Колвицко-Сальных тундр). Магматизм позднего архея здесь проявился телами низкорадиоактивных габбро-норитов, габбро-диоритов, гиперстеновых диоритов, магматизм позднего палеопротерозя – многочисленными дайками низкорадиоактивных друзитов, габбро, базальтов.

Раннеархейское гранит-зеленокаменное основание нижнего структурного этажа Карельского кратона [2] состоит из различных по составу и возрасту гнейсованных тоналитов, гранодиоритов и диоритов повышенной радиоактивности с спрессованными в них зеленокаменными поясами позднего архея (лопия), наиболее характерными для которого являются вулканиты различного состава: низкорадиоактивные базальты, андезиты и вы-

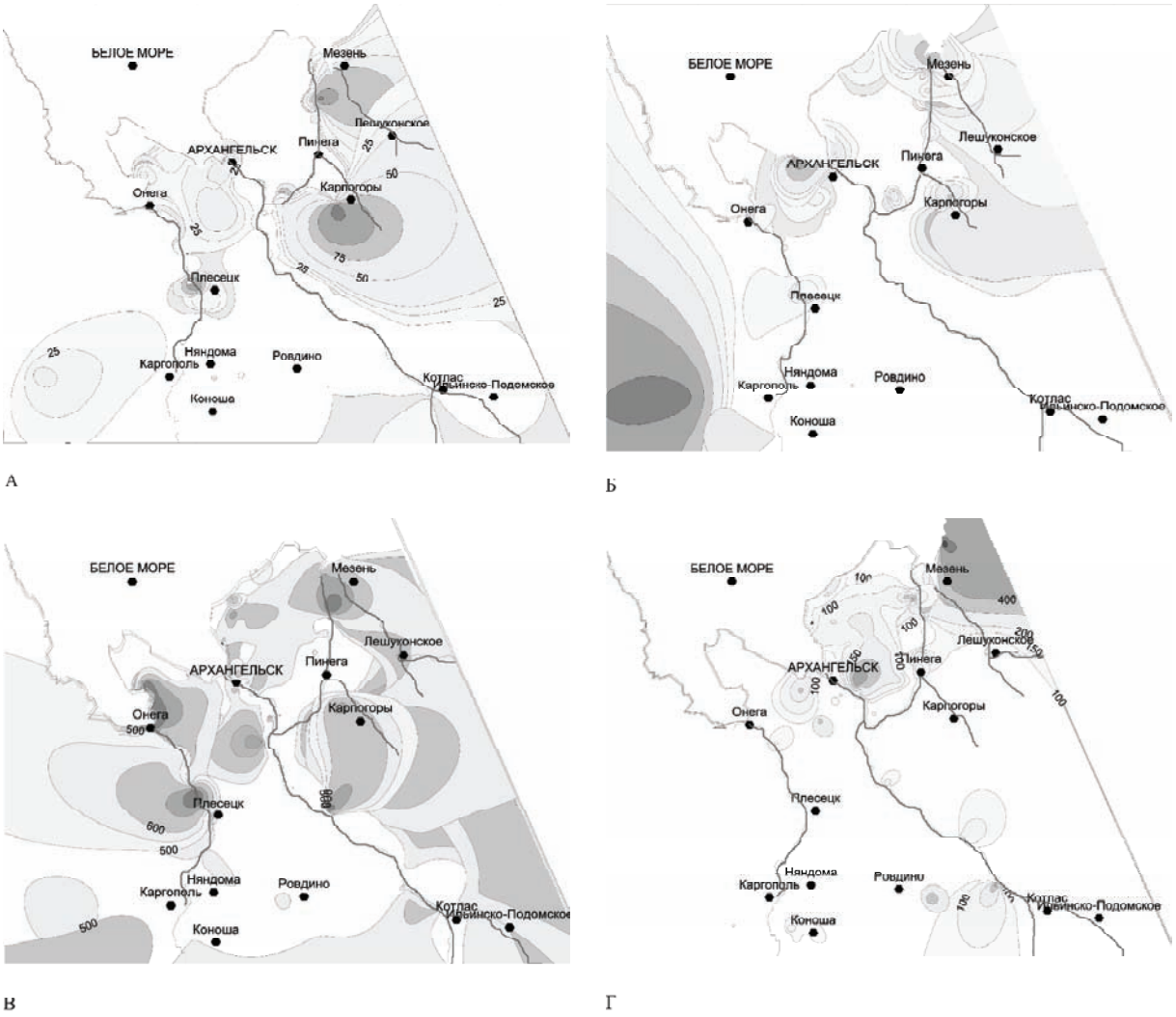


Рис. 2. *Карта-схема пространственного распределения дефицита и избытка ^{232}Th (а), ^{226}Ra(б), ^{40}K (в) и ^{137}Cs (г) в почвах и подстилающих породах Мезенской синеклизы*

сокорадиоактивные липариты, а также ассоциирующие с ними хемогенно-терригенные осадки, значительно реже встречаются граниты с повышенной радиоактивностью, диориты со слабоповышенной радиоактивностью и низкорадиоактивные габбро. Нижний сумийско-сариолийский структурный ярус в основном сложен радиоактивными кислыми и средними, реже низкорадиоактивными основными вулканитами с прослоями конгломератов и кварцитопесчаников. К нему относятся низкорадиоактивные расслоенные перидотит-габброноритовые интрузии, массивы комплекса лерцолиты-габбронориты на границе с Беломорским складчатым поясом и граниты с повышенной радиоактивностью. Средний структурный ярус, породы которого бедны радиоактивными элементами, образован осадочно-вулканогенными породами.

Данные [4] по активности изотопов ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{40}K и содержанию урана в горных породах Балтийского кристаллического щита, показывают, что наименьшие значения эффективной удельной активности горных пород из массивов, не связанных с рудными месторождениями ($A_{эфф.}$ = 15–150 Бк/кг) имеют карбонатиты, габбронориты, плагиопироксениты, габбролабрадориты, пироксениты. Горные породы, как диорит (480 Бк/кг), граниты (375–705 Бк/кг), луявриты (880–1200 Бк/кг) имеют максимальные значения $A_{эфф.}$ Основной вклад в $A_{эфф.}$ горных пород вносят ^{232}Th (31%) и ^{40}K (46%), на долю урана приходится 23%. Такое же соотношение активности изотопов характерно для пород Карелии [5].

В основании Мезенской синеклизы располагается древний кристаллический фундамент, ограничивающий ее с запада, и спорадически выходящий на поверхность на восточной границе в Тиманском кряже. В тектоническом развитии чехла синеклизы выделяются рифейский, байкальский, герцинский и киммерийский структурные ярусы. Терригенные отложения рифейского яруса заполняют отрицательные формы фундамента. Байкальский ярус представлен терригенными породами валдайской серии венда, залегающими повсеместно с размывом и стратиграфическим несогласием, как на породах

фундамента, так и рифея, и силура. Формирования герцинского яруса представлены средне- и верхнедевонскими терригенными образованиями, терригенно-карбонатными осадками каменноугольной системы и карбонатно-терригенными породами перми. Структурный план отложений киммерийского яруса обусловлен кратковременной бореальной трансгрессией казанского моря, которая быстро сменяется мощным терригенным осадконакоплением триаса, постепенно затухающим в юрский период.

В центральной части и на юго-восточном склоне Канин Камень залегают рифейские слабо радиоактивные кристаллические сланцы и метапесчаники, метаморфизованные в фации зеленых сланцев. Пограничные образования Тиманской гряды сложены низкорадиоактивными кварцитами и слаборадиоактивными песчаниками.

С целью определения формирования радиоактивного загрязнения региона и последующего поступления его в донные отложения Белого моря проведено изучение распределения активности естественных радиоактивных изотопов ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{40}K и техногенного ^{137}Cs в подстилающих породах почв и почвенных генетических горизонтах [3].

Для выявления общей закономерности миграции и накопления радиоактивных элементов, а также их современного содержания в четвертичных отложениях и почвах Мезенской синеклизы на водосборных площадях по их концентрациям, определенным в подстилающих породах и генетических горизонтах, были построены карты-схемы, по которым выделены области с суммарным избытком или дефицитом каждого изотопа (рис. 2).

Дефицит ^{232}Th сформировался в районах, покрытых густой речной сетью водосборных площадей рек Сев. Двины, Пинеги, Онеги, Кулоя и на побережье Белого моря, что указывает на активное в послеледниковое время вымывание этого изотопа совместно с твердым стоком из почвенного покрова и из четвертичных отложений. Понижения в рельефе на водосборной площади после ледникового пенеплена свидетельствует о высокой скорости выноса материала четвертичных отложений. В то же время на Беломорско-Кулойском плато в четвертичных образованиях не встречаются породы с Балтийского кристаллического щита, содержащие высокие концентрации радиоактивных изотопов, что отражается на их отсутствии в почвах и подстилающих породах. Избытки ^{232}Th в четвертичных отложениях и почвах сохранились на возвышенностях в районах развития терригенных отложений вндa и перми, а также в почвах, образованных на кристаллических породах участках со слабо развитой гидрологический сетью.

Основным источником поступления ^{226}Ra в почвы является ^{238}U, который содержится в материнских горных породах и почвах. Распределение областей дефицита и избытка ^{226}Ra в пространстве аналогично распределению ^{232}Th, за исключением северной части Беломорско-Кулойского плато, где избыток ^{226}Ra в почвах и подстилающих породах связан с повышенными концентрациями урана в терригенных толщах пермских отложений. Наибольший вынос ^{226}Ra из почв и четвертичных отложений имеет место в районах с хорошей дренажной сетью речных долин, где его количество существенно (в 2–3 раза) снижено по сравнению с возвышенностями.

Таблица 2. *Активности ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{40}K и ^{137}Cs в донных осадках Белого моря*

Гранулометрический состав осадков	Интервалы активности, Бк/кг			
	^{232}Th	^{226}Ra	^{40}K	^{137}Cs
галечно-гравийные	<8–15	<6–44	150–350	<2–5
песок	<8–35	<6–40	150–400	<2–5
пески алевролитовые	12–20	6–15	350–550	5–14
алевролиты	20–25	6–15	500–550	10–32
пелит	25–70	10–20	550–1100	15–54
горные породы бассейнов Онеги, Северной Двины, Мезени*	12–54	<6–64	135–560	<2

Примечание: * – в глинистых четвертичных отложениях активность ^{40}K иногда достигает 2400 Бк/кг.

Дефицит ^{40}K наблюдается в узких зонах вдоль русел крупных рек, в хорошо дренируемом районе водосборного бассейна Сев. Двины (р. Вычегды), на территориях с развитыми карбонатными отложениями в Коношском, Няндомском и Каргопольском районах. На Беломорско-Кулойском плато – эти районы с развитыми карбонатными и гипсовыми отложениями карбона и перми. Избыток ^{40}K в почвах и в подстилающих их породах выделяется на водоразделах и на территориях с глинистыми четвертичными, пермскими и вендскими отложениями, которые интенсивно поставляют его в растворенном и во взвешенном состоянии в речной сток.

Накопление техногенного изотопа ^{137}Cs в почвах – результат радиоактивных выпадений. В течение 60 лет одновременно с процессом накопления идет вынос ^{137}Cs за счет поверхностного речного стока совместно с органикой и в растворенном виде. В результате сформировались области с его дефицитом и избытком, которые подчиняются общей закономерности выноса естественных изотопов, что указывает на параллельный вынос из одних и тех же районов всех радиоактивных изотопов.

С горных пород и почвенного покрова водосбора естественные радионуклиды и радиоактивное загрязнение попадает в донные отложения Белого моря. Для исследования распределения радиоактивности в донных осадках были отобраны пробы естественных радиоактивных изотопов ^{232}Th, ^{226}Ra, ^{40}K и техногенного ^{137}Cs (табл. 2).

Крупнозернистые терригенные отложения характеризуются низкими концентрациями ^{137}Cs и ^{40}K; в зависимости от их минералогического состава активности ^{232}Th, и ^{226}Ra значительно изменяются, что соответствует распределению этих изотопов в прибрежных горных породах бассейнов Северной Двины, Онеги и Мезени. Мелкодисперсная фракция обладает повышенной активностью всех изотопов.

Литература

1. *Смыслов А.А, Моисеенко У.И., Чадович Т.З. Тепловой режим и радиоактивность Земли. – Л. : Недра, 1979. – 191с.*
2. *Шарков Е.В. Магматические комплексы арктической части Балтийского щита (Кольский полуостров) // Российская Арктика: геологическая история, минерагения, геоэкология. – СПб. : ВНИИОкеанология, 2002. – С.267–290.*
3. *Глубинное строение и сейсмичность Карельского региона и его обрамления / под ред. Н.В. Шаврова. – Петрозаводск : Карельский научный центр РАН, 2004. – 353 с.*
4. *Мельник Н.А. Радиологические аспекты безопасности использования горнопромышленных отходов Кольского региона в производстве промышленных материалов. – Апатиты : Ин-т химии и технологии редких элементов и минерального сырья, Кольский научный центр РАН, 2003. – 113 с.*
5. *Савицкий А.И., Бархатов А.В. Радиационная безопасность природных строительных материалов Карелии // Геодинамика и геологические изменения в окружающей среде северных регионов : матер. Всерос. конф. с междун. участ. – Т.2. – Архангельск : ИЭПС УрО РАН, 2004. – С.227–231.*
6. *Киселев Г.П., Киселева И.М., Зыков С.Б., Баженов А.В., Малов А.И. Радиоактивные изотопы в донных осадках Белого моря // Север: Экология : сб. науч. тр. – Екатеринбург, 2000. – С.18–30.*
7. *Атлас Мурманской области / Главное управление геодезии и кртографии при Совете Министров СССР. – М., 1971. – 33 с.*

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ УХТИНСКОГО РАДИЕВОГО ПРОМЫСЛА (1931–1956 гг.)

А.И. Кичигин

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, kichigin@ib.komics.ru

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF AREA OF UKHTA RADIUM MANUFACTURE (1931–1956)

A.I. Kichigin

Institute of Biology, Komi Science Centre, Ural Division of Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, Russia

Abstract. *The ecological consequences of the Ukhta radium enterprise (1931–1956) were investigated on the basis of the analysis of the archival documents, memoirs of veterans, given literatures and scientific reports. The report presents data about radium pollution on different stages of radiochemical manufacture.*

На основе анализа архивных документов, воспоминаний ветеранов, данных литературы и научных отчетов изучены экологические последствия деятельности Ухтинского радиевого промысла в 1931–1956 гг. В сообщении представлены данные о радиевом загрязнении на различных стадиях радиохимического производства.

Развитие отечественной радиевой промышленности пошло необычным путем. Попытки в 1920–1930-х гг. наладить добычу урановой руды на Тюя-Муюнском и Табошарском месторождениях в Средней Азии не увенчались успехом. Зато неожиданно был открыт новый вид радиевого сырья. В 1926 г. экспедиция Геологического комитета обнаружила необычно высокую радиоактивность воды из скважины №1 “Казенная” на территории Ухтинского нефтяного месторождения. В пробах воды, отобранных в 1927–1928 гг., содержание ^{226}Ra составляло $7{,}48 \times 10^{-9}$ г/л (274 Бк/л), а ^{228}Ra – $2{,}1 \times 10^{-11}$ г/л (212 Бк/л) [2]. Промышленная эксплуатация месторождения радийсодержащих вод началась в 1931 г. Ухтпечлагом ОГПУ. Наиболее часто употребляемое название этого предприятия – “Водный промысел” [6]. В пору рассвета “Водного промысла”, в 1940-е гг., в эксплуатации постоянно находилось около 150 скважин, работало 12 заводов по переработке воды и завод по переработке радиевого концентрата, где получали конечную продукцию – кристаллический бромид радия. Годовой выпуск радия устойчиво держался на уровне $6{,}11–6{,}48 \times 10^{11}$ Бк (16500–17500 мг-экв Ra). Максимальным выпуск радия был в 1941 г. – $7{,}97 \times 10^{11}$ Бк (21541 мг-экв Ra). Следует отметить, что в продукции “Водного промысла” кроме ^{226}Ra содержался другой изотоп радия – ^{228}Ra (мезоторий). В весовом отношении его содержание было невелико – всего 0,3–0,5% [2, 8], но это обеспечивало от 45 до 58% удельной активности. Поэтому получаемые препараты радия называли “радий-мезоториевыми”. По нашим подсчетам на “Водном промысле” из радиоактивных вод было получено примерно 162655,1 мг радий-мезоториевых препаратов активностью $1{,}04 \times 10^{16}$ Бк (281319,8 мг-экв Ra).

На “Водном промысле” существовала система учета содержания радия в материалах на всех этапах производства. Контролировали содержания радия в воде, поступающей на заводы по ее переработке, в воде, сбрасываемой этими заводами, и в получаемом радиевом концентрате. Фиксировали сведения об объеме добытой воды. Поэтому имеющиеся в нашем распоряжении данные из пояснительных записок к бухгалтерским отчетам “Водного промысла” за 1945–48 гг. позволяют рассчитать потери радия на разных стадиях производственного процесса.

Первая стадия производственного процесса включала добычу радиоактивной воды, доставку ее на заводы по переработке воды по системе многокилометровых водотоков из деревянных труб, выделение из воды смеси солей бария и радия, получение радиевых концентратов. Содержание ^{226}Ra в добываемой воде составляло в среднем 3×10^{-9} г/л.

Потери начинались при транспортировке воды. Из-за протечек на скважинах и в водоводах потери радия составляли 0,15 мг на 1000 м^3 добытой воды (примерно

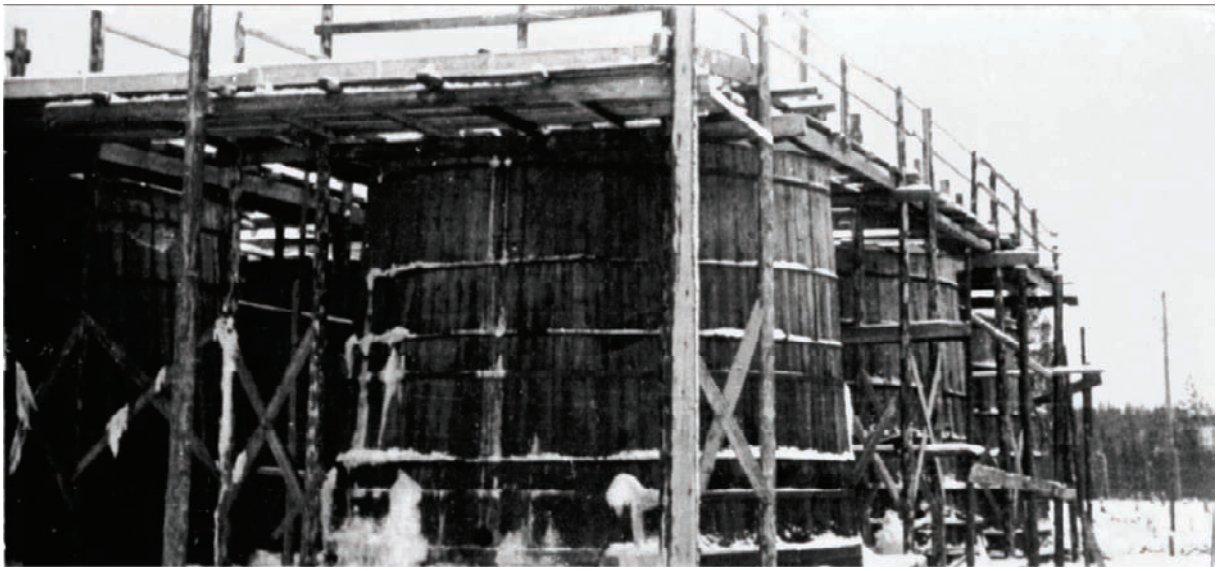


Рис. 1. *Батарея отстойных чанов на заводе по переработке воды, 1930-е гг. (Коллекция автора).*

$0{,}98 \times 10^8$ Бк/1000 м^3). В среднем по этой причине ежегодно терялось примерно 500–600 мг радия (от $3{,}29 \times 10^{10}$ до $3{,}95 \times 10^{10}$ Бк) или 4,5–5,5% от содержащегося в добытой воде. При этом образовывались локальные участки радиоактивного загрязнения площадью в несколько квадратных метров разбросанные на территории около 3000 км^2. В настоящее время мощность дозы на них достигает 1 мкЗв/ч при естественном радиационном фоне около 0,1 мкЗв/ч.

На заводах по переработке воды в воду добавляли определенное количество хлорида бария. Необходимость участия бария в этих процессах обусловлена тем, что из-за низкой концентрации радия в рабочих растворах какие-либо химические операции с ним были невозможны. Поэтому производство было построено по принципу технологии бария, который по отношению к его химическому аналогу радию выступал в роли неизотопного носителя. Затем вода проходила по системе деревянных желобов, заполненных дробленым гипсом, где проходила реакция соосаждения бария и радия по реакции $CaSO_4 + Ba(Ra)Cl_2 = CaCl_2 + Ba(Ra)SO_4\downarrow$. Далее воду пропускали через деревянные отстойные чаны емкостью 80–85 м^3, где осаждалось 60–70% радийсодержащего осадка (рис. 1). Из чанов вода переливалась на фильтры со мхом и описками, где происходило окончательное улавливание осадка. Отработанную воду, содержащую 3×10^{-11} г/л ^{226}Ra, сбрасывали в ближайшие реки (р. Ухта или ее притоки р. Ярега и р. Чуть). Осадок из отстойных чанов сушили на противнях, а фильтрующий материал озоляли. Содержание радия в готовом концентрате составляло в среднем 30 мг на тонну.

Из-за несовершенства технологии территории заводов по переработке воды подверглись значительному радиоактивному загрязнению. Например, перед выемкой осадка воду из чанов-отстойников сливали прямо на землю. Даже в настоящее время на месте расположения батарей отстойных чанов завода №10 (дезактивацию на его территории не проводили) мощность дозы составляет 15–20 мкЗв/ч.

Рис. 2. *Выгрузка спека из вращающихся муфельных печей, печной цех завода по переработке радиевого концентрата, 1940-е гг. (Национальный государственный архив Республики Коми, фонд №3728, Коллекция фотодокументов, опись №1, дело №1611, рис. 87).*

Содержание радия в отработанной воде составляло примерно 0,2 мг радия на 1000 м^3. Удельная активность

Рис. 3. *Участок хлоридной кристаллизации завода по переработке радиевого концентрата, 1940-е гг. (Национальный государственный архив Республики Коми, фонд №3728, Коллекция фотодокументов, опись №1, дело №1611, рис. 88).*

^{226}Ra в сбрасываемой воде была примерно 7,3 Бк/л, а ^{226}Ra – 5,9 Бк/л. Для сравнения, в 1952 г., когда были приняты первые отечественные нормы в области радиационной безопасности, предельно-допустимая концентрация ^{226}Ra для воды открытых водоемов была принята равной $5 \cdot 10^{-11}$ Ки/л (1,85 Бк/л) [7]. Большие объемы добычи и переработки радийсодержащей воды (около 3,6 млн м^3 воды в год) приводили к значительному поступлению радия в реки. Ежегодно заводы по переработке воды в ближайшие реки (р. Ухта или ее притоки р. Ярега и р. Чуть) сбрасывали более 700 мг радия или около 7% от поступившего на заводы.

Вторая стадия производственного процесса проходила на заводе по переработке радиевого концентрата в п. Водный. Радиевый концентрат смешивали с древесным углем, опилками и хлористым кальцием и спекали при 900 °С во вращающихся муфельных печах (рис. 2). При этом нерастворимый сульфат бария-радия переходил в растворимый хлорид бария-радия: $Ba(Ra)SO_4 + 2C + CaCl_2 = Ba(Ra)Cl_2 + CaS + 2CO_2\uparrow$ и $Ba(Ra)SO_4 + CaCl_2 = Ba(Ra)Cl_2 + CaSO_4$. Хлориды бария-радия выщелачивали из спека горячей водой в подвесных центрифугах. Разделение бария и радия проводили методом дробной кристаллизации, основанной на различной растворимости в воде галогенидов бария и радия. Вначале проводили дробную кристаллизацию хлоридов бария-радия (рис. 3), затем хлориды переводили в бромиды и на завершающем этапе – дробную кристаллизацию бромидов бария-радия. Полученные кристаллы $RaBr_2$ прокаливали в муфельной печи и запаивали в стеклянные ампулы.

Технология выделения радия на заводе по переработке концентрата была продумана достаточно хорошо. Хлориды бария и кальция имели замкнутые циклы оборота. Единственным отходом был спек после выщелачивания хлоридов бария-радия, содержавший около 1 мг радия на тонну, который отправляли на хвостохранилище. Из-за характерного цвета от частиц древесного угля он получил название “черные отвалы”. В 1940-е гг. на заводе по переработке радиевого концентрата ежегодно терялось как в “черные отвалы”, так и при радиоактивном загрязнении оборудования, помещений и территории до 5×10^9 Бк (130 мг) радия. Эта величина составляет около 3% от количества радия, содержащегося в концентрате.

Общие потери радия на “Водном промысле” в 1940-е гг. составляли 7–9%. В 1930-е гг., когда проводилась отладка технологии, потери радия на всех стадиях производства были значительно выше. Например, содержание радия в “черных отвалах” достигало 5,45 мг на тонну. Поэтому отходы с содержанием радия свыше 1,5 мг на тонну учитывали как “товарные отвалы” и подлежали вторичной переработке. Снизить содержание в них радия до 1 мг на тонну удалось к 1940 г.

С началом развертывания в СССР работ по созданию ядерного оружия, появился практически неограниченный источник сырья – отходы урановой промышленности. В 1946 г. была получена первая опытная партия

радия (812 мг) из табошарского концентрата (отходы переработки урановой руды с Табошарского месторождения в Таджикской ССР). В 1949–1951 гг. завод по переработке радиевого концентрата был реконструирован и стал постепенно переходить на новый вид радиевого сырья. В 1953 г. "Водный промысел" был передан Министерству среднего машиностроения СССР. В том же году добыча воды была прекращена, скважины затампонированы, а заводы по переработке воды ликвидированы. Предприятие получило новое название – завод №226 или п/я 3179.

Недостатка в отходах переработки урановой руды не было, поэтому выпуск продукции многократно возрос. При этом появился новый вид радиоактивных отходов, так называемые "красные отвалы", содержащие до 400 г ^{238}U на тонну. Их удельная активность составляла примерно 5 кБк/кг. Технология выделения радия из отходов урановой промышленности нам пока известна лишь в общих чертах. Имеющихся данных недостаточно для расчета имевшихся выбросов радия в окружающую среду. Трудно подсчитать количество радия, произведенное в 1953–1956 гг., из-за существовавшего в Минсредмаше режима секретности. Нам удалось найти лишь отрывочные сведения о выпуске готовой продукции. Известно, что за одиннадцать месяцев 1953 г. было получено 67257,8 мг радия [1], а в 1956 г. объем выпуска радия достиг 114048 мг.

В конце 1956 г. выпуск радия был прекращен, так как повсеместное введение в практику искусственных радиоизотопов сделало его производство нерентабельным [6].

За все время существования радиевого производства не было создано системы обращения с радиоактивными отходами – образующиеся отходы сваливали в заболоченную пойму реки Ухты и на прилегающую надпойменную террасу между заводом по переработке радиевых концентратов и поселком заключенных. По оценкам Института биологии Коми НЦ УрО РАН, к 1956 г. здесь скопилось более 2000 т радиоактивных отвалов. Кроме того, при ликвидации радиевого производства на этом месте были захоронены оборудование завода и загрязненный грунт с его территории.

В конце 1950-х – середине 1960-х гг. была проведена некоторая работа по обустройству этого места – убрана проходившая там дорога, поверх отходов отсыпан 0,5-метровый слой чистого грунта, сооружено подобие дамбы, отделяющую свалку от реки, территория ограждена бетонным забором. Однако и в настоящее время состояние хвостохранилища не отвечает современным требованиям по захоронению радиоактивных отходов. Так эта радиоактивная свалка практически не изолирована от р. Ухта – с его территории стекает три ручья, в паводок она частично затопляется. В 1960 г. активность воды в ручьях, стекающих с хвостохранилища достигала 111 Бк/л, отчего содержание радия в р. Ухта местами увеличивалось до 2,85 Бк/л, что в 5,7 раз выше действующего в настоящее время уровня вмешательства (УВ) [3]. Даже в водопроводе расположенного ниже то течению города Ухта, содержание радия в ноябре 1956 г. было 1,96 Бк/л (3,9 УВ) [5]. В настоящее время удельная активность радия в реке ниже хвостохранилища составляет 0,02 УВ. Снижение выноса радия с хвостохранилища, по-видимому, обусловлено вымыванием за более чем 40 лет растворимых соединений, переходом оставшихся радионуклидов радия в нерастворимую фазу и практически полным распадом ^{228}Ra. Но вынос соединений радия, адсорбированных на частицах почвы и на коллоидном гидроксиде железа, продолжается до сих пор.

После прекращения производства радия завод был передан Министерству электротехнической промышленности. Предписывалось в двухмесячный срок (!) провести дезактивацию и начать выпуск новой продукции – электротехнических изделий на керамической основе. Деревянные строения дезактивации не подлежали. Их разбирали и сжигали, а золу вывозили на хвостохранилище. В кирпичных строениях снимали штукатурку, деревянное и керамическое покрытия полов. Особенно значительным загрязнение было в цехах, где проводили кристаллизацию. Там приходилось вместе со штукатуркой снимать слой кирпича и выбирать землю из-под полов. На заводской территории снимали верхний слой грунта глубиной от 20 до 50 см, а затем засыпали песком. Это позволило снизить загрязненность α-излучающими радионуклидами примерно в пять раз. Однако поспешность проведения дезактивации и строительство на загрязненных участках новых производственных корпусов создали новые трудноразрешаемые проблемы.

В 1957 г. постановлением Совета министров Коми АССР Коми филиалу Академии наук СССР поручено провести анализ радиационной обстановки на территории радиевого производства. При этом было выявлено более 700 участков радиевого и ураново-радиевого загрязнения площадью от 10 до 10000 м^2 на территории 3000 км^2. Средняя мощность дозы γ-излучения на этих участках составлял 5 мкЗв/ч при естественном радиационном фоне 0,10–0,12 мкЗв/ч. На некоторых участках уровень γ-излучения достигал 100–150 мкЗв/ч [4].

Объем работ по дезактивации оказался выше ожидаемого. Все технологическое оборудование химзаводов по переработке воды было изготовлено из дерева – материала с высокой сорбирующей способностью. При контакте с радиоактивными веществами дерево сильно загрязняется и становится радиоактивным. Поэтому при замене отработавшего технологического оборудования и, особенно при закрытии химзаводов, оставалось огромное количество деревянного хлама, впитавшего радиевые соли, – решеток фильтров, чановых досок, труб водотоков, брусьев, бревен и т.д. Загрязненное отработанное оборудование часто использовали для строительства тротуаров, личных подсобных помещений, ремонта квартир, в качестве дров и т.д., что привело к образованию на территории пос. Водный и его окрестностях множества локальных радиоактивных загрязнений. Провели дезактивацию товарной железнодорожной станции в г. Ухта, где разгружали контейнеры с урановым концентратом. Только в 1970-е гг. стало возможным констатировать, что радиационная обстановка на территории п. Водный не приводит к дополнительному внешнему облучению населения.

"Водный промысел" был первым радиохимическим предприятием в СССР. Его работа начиналась в условиях практически полного отсутствия опыта и знаний в области радиационной безопасности, научно обоснованных норм и правил работы с источниками ионизирующего излучения. Свой отпечаток наложила специфика работы ГУЛАГа, основной задачей которого был выпуск продукции с минимальными затратами и минимальным ресурсным обеспечением. Современные принципы организации работ с радиоактивными материалами и нормы радиационного воздействия на персонал и население были разработаны только к середине 50-х годов, ко времени закрытия радиевого производства.

Литература

1. *Акт о приеме и передаче завода №226 от 22 декабря 1953 года. – (Музейное объединение г. Ухта: филиал в п. Водный, б/н) .*
2. *Баранов В.И., Курбатов И.Д. О содержании радиоэлементов в воде и ее отложениях казенной буровой скважины №1 Ухтинского месторождения // Труды радиевого института. – 1933. – Т.2. – С.139–156.*
3. *Влияние малых доз ядерных излучений на живые организмы в условиях повышенной естественной радиации : науч. отчет за 1960 г. – Сыктывкар : Коми филиал АН СССР. – 372 с. – (Научный архив Коми НЦ УрО РАН, фонд №1, опись №14, дело №10).*
4. *Изменчивость популяций растений и животных в районах повышенной естественной радиации : 4. Промежуточный научный отчет. – Сыктывкар : Коми филиал АН СССР, 1957. – 206 с. – (Научный архив Коми НЦ УрО РАН, фонд №1, опись №14, дело №1а).*
5. *Изменчивость популяций растений и животных в районах повышенной естественной радиации : промежут. науч. отчет за 1959 г. – Сыктывкар : Коми филиал АН СССР, 1959. – 173 с. – (Научный архив Коми НЦ УрО РАН, фонд №1, опись №14, дело №6).*
6. *Кичигин А. И., Таскаев А. И. "Водный промысел": история производства радия в Республике Коми (1931–1956 гг.) // Вопросы истории естествознания и техники. – 2004. – №4. – С.3–30;*
7. *Нормы предельно-допустимых уровней облучения. 1952. – (Музейное объединение г. Ухта: филиал в п. Водный, б/н).*
8. *Торопов Ф. А. Геохимия Ухтинских радиоактивных вод // Недра Советского Севера. – 1933. – №1. – С.15–26. – (Производственно-технический журнал Ухто-Печорского треста).*

РАДИАЦИОННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ИСТОЧНИКОВ НА ОКРУЖАЮЩУЮ ПРИРОДНУЮ СРЕДУ И НАСЕЛЕНИЕ УКРАИНЫ

Г.Д. Коваленко

Украинский научно-исследовательский институт экологических проблем, Харьков, Украина, kovalenko@niiep.kharkov.ua

RADIATION IMPACT OF NATURAL AND TECHNOGENIC SOURCES ON THE ENVIRONMENT AND POPULATION IN UKRAINE

G.D. Kovalenko

Ukrainian Scientific Research Institute of Ecological Problem

Abstract. *Radio-ecological state of natural environment on the basis of existing information is analysed and the main sources of radioactive contamination of the territory of Ukraine are selected. Their contributions are determined and the radiation exposure on the population due to both natural and artificial radionuclides is evaluated.*

Formation of natural radiation background on the territory of Ukraine, the impact of technogenic sources on the radioactive contamination of the natural environment, external and internal irradiation are considered.

В структурном отношении территория Украины представляет собой систему генетически связанных блоков, или геоструктурных регионов, отличающихся пространственным расположением, внешней формой, геологическим возрастом, составом горных пород, особенностями рельефа, комплексом полезных ископаемых.

Центральной и крупнейшей геоструктурной областью территории Украины, ее ядром является Украинский кристаллический щит, площадь которого вместе с северо-восточным и юго-западным склонами составляет 237,91 тыс. км^2, или 39,6% всей территории. Положение Украинского кристаллического щита, его сложное геологическое строение с широким развитием магматических, метаморфических и осадочных пород определили условия протекания экзогенных геологических процессов, направления стока и сноса материала. На всех этапах геологического развития территории Украины щит был поставщиком осадочного материала в бассейны прилегающих к нему геологических структур. В области Украинского кристаллического щита широко распространены минералы и минеральные источники, обогащенные радиоактивными элементами.

Формирование естественного радиационного фона на территории Украины

Естественный радиационный фон складывается из двух компонентов [4, 5, 9]:

– космического излучения;
– излучения от рассеянных в земной коре, почве, воздухе, воде и других объектах внешней среды естественных радионуклидов.

Важной особенностью естественного излучения является то обстоятельство, что оно действует на все население земного шара, а также тот факт, что оно дей-

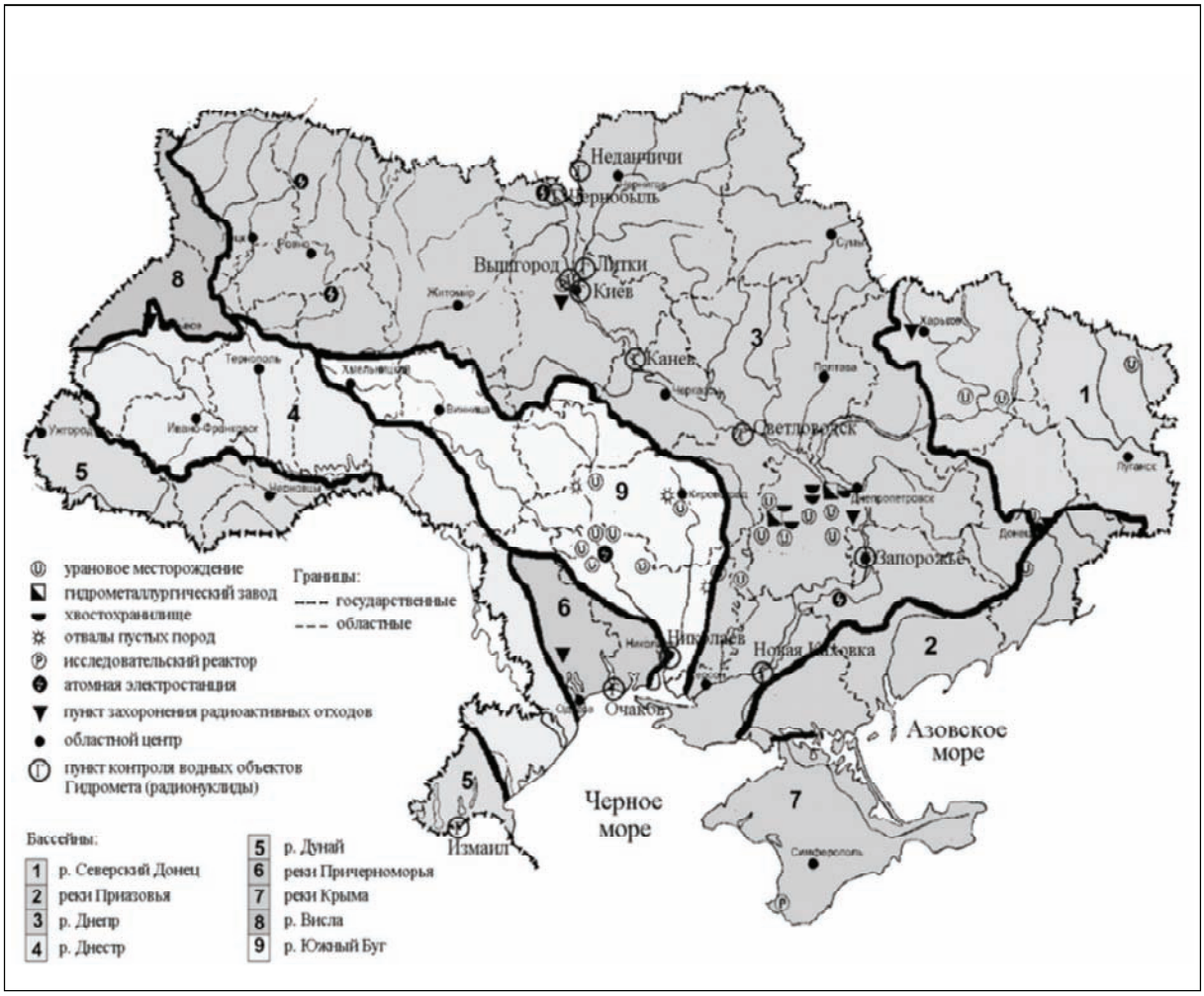


Рис. 1. *Расположение радиационно опасных объектов на территории Украины*

ствует и действовало в прошлом на относительно постоянном уровне в течение весьма длительного времени. В силу указанных причин уровень естественного излучения может использоваться как эталонный для сравнения с излучением от искусственных источников [4].

Вклад космического излучения в формирование радиационной обстановки. Первичное космическое излучение, в основном, состоит из протонов высоких энергий (около 90%), попадающих в солнечную систему из межзвездного пространства, ионов 4He, которые составляют 10% первичного галактического излучения, и, в значительно меньшем количестве, из более тяжелых частиц, а также электронов, фотонов и нейтронов. Высокоэнергетичное космическое излучение при взаимодействии с атмосферой Земли образует вторичное космическое излучение, состоящее из нейтронов, протонов, π-мезонов и K-мезонов, а также космогенных радионуклидов, таких как ^{3}H, ^{7}Be, ^{10}Be, ^{22}Na и ^{24}Na. В нижних слоях поток частиц состоит в основном из мезонов, образовавшихся при распаде заряженных пионов на больших высотах, и электронов, образующихся во время ионизации фотонов и нейтронов.

Суммарная мощность эквивалентной дозы в воздухе от космического излучения на уровне моря складывается из мощности мюонного излучения (31,3 нЗв/ч), электронного излучения (5,7 нЗв/ч), фотонного излучения (5,9 нЗв/ч) и нейтронного излучения (3,5 нЗв/ч) и будет равна 46,4 нЗв/ч [7, 8].

Роль естественных радионуклидов в формировании радиационной обстановки. В биосфере Земли содержится около 300 радионуклидов, которые можно разделить на две категории: примордиальные и космогенные.

Примордиальные радионуклиды подразделены на две группы: радионуклиды уранорадиевого и ториевого рядов и радионуклиды, находящиеся вне этих радиоактивных рядов. В первую группу входит 45 радионуклидов – продуктов распада урана и тория; во вторую – 42 радиоактивных изотопа 32 химических элементов, не связанных с радиоактивными семействами.

Космогенные радионуклиды образуются в основном в атмосфере в результате взаимодействия протонов и нейтронов с ядрами N, O, Ar, а затем выпадают на поверхность земли с атмосферными осадками. К ним относятся ^{3}H, ^{7}Be, ^{14}C, ^{22}Na и др. Основными космогенными радионуклидами – источниками внутреннего облу-

чения – являются ^{3}H, ^{14}C, а источниками внешнего облучения – 7Be, 22Na.

Техногенные источники загрязнения радионуклидами окружающей природной Среды. Создание и испытания ядерного оружия, развитие ядерной энергетики, а также связанных с ней научных исследований и технологий, авария на ЧАЭС привели к увеличению радиационного фона. На территории Украины (рис. 1) находится пять атомных станций с 15 действующими блоками (3 блока выведены из эксплуатации, 2 блока находятся в стадии строительства), два исследовательских реактора: ВВР-М (Киевский институт ядерных исследований); ДР-100, одна критическая сборка (Севастопольский институт ядерной энергетики и промышленности), объект "Укрытие", шесть межобластных спецкомбинатов (МСК) по захоронению радиоактивных отходов, пять горнодобывающих комбинатов и два гидрометаллургических завода по переработке урана, несколько тысяч предприятий, использующих радиоактивные вещества, радиоизотопные приборы и источники ионизирующих излучений.

Ядерные взрывы как источник загрязнения радионуклидами окружающей природной среды. Испытание ядерного оружия в атмосфере проводилось с 1945 по 1980 гг. и явилось причиной поступления огромного количества радионуклидов в окружающую природную среду. Наиболее интенсивные испытания ядерного оружия были проведены в 1954–1958 гг.

Долгоживущие радионуклиды ^{3}H, ^{14}C, ^{85}Kr, ^{90}Sr, ^{137}Cs, Pu, образовавшиеся в процессе испытаний ядерного оружия, являются определяющими в формировании дозы облучения населения в настоящем и будущем. Выход нуклидов ^{3}H и ^{14}C, пропорционален мощности взрыва за счет реакции синтеза.

АЭС Украины. Для сравнения значений выбросов радионуклидов АЭС использовались величины нормированных выбросов, усредненные за период исследований 2005–2008 гг. (табл. 1).

Среднегодовая нормированная величина выброса углерода-14 для реакторов типа ВВЭР может достигать величины $6{,}9\cdot10^{7}$ Бк/(МВт(эл.)·год). Фактические выбросы трития можно принять за $0{,}74\cdot10^{10}$ Бк/(МВт(эл.)·год) для ВВЭР [2].

Пункты захоронения радиоактивных отходов. В Украине расположено пять действующих межобластных спецкомбинатов (МСК): Днепропетровский, Львовский, Одесский, Харьковский, Киевский – и один, законсервированный в 1965 г., – Донецкий, которые имеют пункты захоронения радиоактивных отходов (ПЗРО) и созданы для сбора и захоронения РАО предприятий и организаций, которые не относятся к ЯТЦ [1].

Общая активность на конец 2007 г. составляла около 10000 Ки в Харьковском МСК, 15000 Ки - в Днепропетровском МСК, почти 75000 Ки – в Киевском МСК, около 7000 Ки – в Одесском и Львовском МСК. В Донецком МСК захоронено около 1000 Ки.

Горнодобывающие и перерабатывающие предприятия. В местах добычи и переработки полезных ископаемых в окружающую природную среду дополнительно поступает значительное количество радионуклидов. Потенциальными источниками радиационной опасности являются, в первую очередь, урановые рудники и их отвалы, предприятия по переработке урановых руд и их хвостохранилища.

Таблица 1. *Усредненные нормированные на единицу номинальной мощности выбросы групп радионуклидов за период 2005–2008 гг., Бк/(МВт(эл.)·год)*

АЭС	ДЖА	ИРГ	^{131}I
Запорожская	$4{,}14\cdot10^{4}$	$7{,}26\cdot10^{10}$	$3{,}77\cdot10^{4}$
Ровенская	$4{,}72\cdot10^{4}$	$1{,}75\cdot10^{10}$	$8{,}63\cdot10^{4}$
Хмельницкая	$1{,}54\cdot10^{4}$	$7{,}23\cdot10^{9}$	$4{,}27\cdot10^{4}$
Южноукраинская	$1{,}20\cdot10^{4}$	$1{,}23\cdot10^{10}$	$1{,}42\cdot10^{5}$

Наблюдаются локальные повышения уровня радиационного фона в городах Кривой Рог, Кировоград, Желтые Воды и некоторых других, которые связаны с потерями рудного материала при транспортировке, использованием рудных отвалов с урановых шахт в строительстве, а также в результате пылевого загрязнения территорий, прилегающих к хвостохранилищам.

В целом уровень радиоактивного загрязнения атмосферного воздуха и территории в пределах промплощадки для современных урановых рудников невысок. На большинстве рудников радиоактивное загрязнение, отличимое от фонового, прослеживается на расстоянии 500–600 м от основного источника загрязнения. Загрязнение территорий, прилегающих к промплощадкам урановых рудников, обусловлено механическими потерями урансодержащих веществ, диффузным загрязнением почвы оседающей радиоактивной пылью и аэрозолями, образующимися в результате эксплуатации рудных складов, отвалов, автомобильных и железных дорог.

К основным источникам радиоактивного загрязнения в районе г. Желтые Воды относятся: гидрометаллургический завод по переработке урановых руд (ГМЗ), хвостохранилище карьер бурых железняков (КБЖ), хвостохранилище "Щ", отвалы шахт "Ольховская" и "Новая".

Источниками загрязнения окружающей природной среды на Желтоводской промплощадке являются: пылегазовые вентиляционные выбросы, радиоактивные хвосты ГМЗ, пыление отвалов радиоактивных пород, выделение радона из хвостов и отвалов, откачиваемая из шахты "Новая" вода, содержащая повышенные активности естественных радионуклидов.

На большей части территории города, за вычетом небольшого участка вблизи указанных шахт, средняя объемная активность радона равна примерно 30 Бк/м^{3}. Наличие трех относительно больших источников радона на границе города может вызвать перенос радона с атмосферным воздухом в районы города и увеличить здесь значение средней объемной активности. Кроме того, влияние источников радона в еще большей степени проявляется в нескольких кварталах вблизи района шахт "Ольховская" и "Новая".

На площадке в г. Днепродзержинск расположены хвостохранилища "Днепровское", "Западное", "Цент-

Таблица 2. *Дополнительное количество случаев фатального рака и общее количество случаев стохастических эффектов для населения Украины*

Источник	Индивидуальная доза, Зв (70 лет)	Вероятность фатального рака	Вероятность стохастических эффектов	Коллективная доза, чел. Зв	Количество случаев фатального рака	Количество случаев стохастических эффектов
Радиационный фон для Украины 4,5 мЗв/год	$3{,}15\cdot10^{-1}$	$1{,}6\cdot10^{-2}$	$2{,}3\cdot10^{-2}$	$1{,}6\cdot10^{7}$	$8{,}0\cdot10^{5}$	$1{,}2\cdot10^{6}$
“Нормальный (среднемировой)” радиационный фон 2,4 мЗв/год	$1{,}7\cdot10^{-1}$	$8{,}4\cdot10^{-3}$	$1{,}2\cdot10^{-2}$	$8{,}5\cdot10^{6}$	$4{,}2\cdot10^{5}$	$6{,}2\cdot10^{5}$
Испытания атомного оружия	$2\cdot10^{-3}$	$1\cdot10^{-4}$	$1{,}46\cdot10^{-4}$	$1{,}0\cdot10^{5}$	$5\cdot10^{3}$	$7{,}3\cdot10^{3}$
Чернобыльская авария	0,2	$1\cdot10^{-2}$	$1{,}46\cdot10^{-2}$	$8{,}99\cdot10^{4}$	$4{,}5\cdot10^{3}$	$6{,}6\cdot10^{3}$
Добыча урановой руды	$3\cdot10^{-4}$	$1{,}5\cdot10^{-5}$	$2{,}19\cdot10^{-5}$	6,59	0,33	0,48
Переработка урановой руды	$1{,}05\cdot10^{-1}$	$5{,}25\cdot10^{-2}$	$7{,}67\cdot10^{-2}$	$3{,}8\cdot10^{3}$	$1{,}9\cdot10^{2}$	$2{,}8\cdot10^{2}$
Производство электроэнергии на АЭС	$7{,}6\cdot10^{-5}$	$3{,}8\cdot10^{-6}$	$5{,}6\cdot10^{-6}$	38,7	1,94	2,82
Производство электроэнергии на ТЭС	$1{,}0\cdot10^{-2}$	$5{,}0\cdot10^{-4}$	$7{,}3\cdot10^{-4}$	$2{,}1\cdot10^{3}$	$1{,}05\cdot10^{1}$	$1{,}53\cdot10^{1}$
Сжигание угля населением	$8{,}4\cdot10^{-4}$	$4{,}2\cdot10^{-5}$	$6{,}13\cdot10^{-5}$	$7\cdot10^{3}$	$3{,}5\cdot10^{2}$	$5{,}1\cdot10^{2}$
Всего по Украине (без учета естественного фона)				$2{,}0\cdot10^{5}$	$1{,}0\cdot10^{4}$	$1{,}5\cdot10^{4}$

ральный Яр” и “Юго-восточное”. На этой площадке были расположены все основные производства бывшего ВО “ПХЗ.

За пределами г. Днепродзержинска расположены хвостохранилища “Сухачевское-I”, “Сухачевское-II”, “База С”, внутри которого расположено хранилище остатков разобранной доменной печи №6. Близ дамбы, которая разделяет хвостохранилища “Сухачевское-I” и “Сухачевское- II”, на берегу расположена емкость с радиоактивной лантановой фракцией (хранилище “Лантановая фракция”).

Основной источник радона – хвостохранилище “База С”. Небольшое влияние оказывают хвостохранилища “С-I” и “С-II”.

Облучение от природных и техногенных источников

Доза облучения является мерой воздействия радиационного фона и техногенных источников на человека. Основные пути поступления радионуклидов в организм человека следующие:

- вдыхание загрязненного воздуха;
- употребление продуктов питания и воды, содержащих радионуклиды;
- поступление радионуклидов через поверхность кожи.

Основной вклад в среднегодовые дозы, которые получает население Украины, обусловлен источниками излучений природного происхождения, такими как космическое излучение, радиоактивные вещества в почве и строительных материалах, пероральное поступление естественных радионуклидов, содержащихся в воздухе, продуктах питания и воде. Вдыхание является наиболее важным путем поступления радионуклидов, которые формируют основную часть эффективной дозы, за ним следует внешнее облучение и потребление продуктов питания, содержащих радионуклиды. Основная часть эффективной дозы, обусловленной вдыханием, связана с радоном.

Годовая эквивалентная доза от космического излучения для Украины равна 320 мкЗв [2].

Для всех рассматриваемых нуклидов, кроме бериллия-7 и натрия-22, значения поглощенных доз получены на основании измерений концентраций рассматриваемого нуклида или наиболее распространенного стабильного изотопа соответствующего элемента в органах или тканях организма.

Полная эффективная доза получена суммированием всех эффективных доз внутреннего и внешнего облучения от естественных источников. Для Украины эта величина составляет примерно 4,5 мЗв. Полученная величина годовой эффективной дозы облучения от естественных источников существенно больше среднемировой, равной 2,4 мЗв [6].

Для реакторов ВВЭР максимальная индивидуальная ($1{,}09\text{x}10^{-7}$ Зв/(год·ГВт(эл.))) и коллективная дозы ($6{,}6\text{x}10^{-2}$ чел.Зв/(год·ГВт(эл.))), нормированные на единицу установленной мощности, наблюдаются для ЗАЭС, минимальная индивидуальная ($5{,}26\text{x}10^{-8}$ Зв/(год·ГВт(эл.))) – для ЮУАЭС, и минимальная коллективная ($1{,}31\text{x}10^{-2}$ чел.Зв/(год·ГВт(эл.))) – для ХАЭС. Различие величин индивидуальных и коллективных доз, нормированных на единицу установленной мощности, для ВВЭР достигает 2 и 5, соответственно. Основной вклад в индивидуальную (коллективную) дозу для ВВЭР обусловлен тритием (44,9%), углеродом-14 (23,5%), аргоном-41 (17,1%), криптоном-87 (4,3%), йодом-131 (2,9%), марганцем-54 (2,8%) и ксеноном133 (1,9%).

Величины риска [3], связанные с загрязнением окружающей природной среды радионуклидами от основных источников, воздействующих на население Украины и расположенных как на территории Украины, так и вне ее. Максимальные индивидуальные и коллективные дозы для населения за семидесятилетний период от основных источников, а также дополнительное количество

случаев фатального рака и стохастических эффектов приведены в табл. 2 [1].

Как следует из таблицы 2, величина максимальной индивидуальной дозы за семидесятилетний период может достичь $1{,}05 \times 10^{-1}$ Зв (проживание вблизи хвостохранилищ предприятий по переработке урановых руд) и привести к дополнительным 5 случаям фатального рака (8 случаев стохастических эффектов) на 100 облученных человек. Проживание на загрязненной территории, в результате аварии на ЧАЭС, с плотностью загрязнения по цезию – 137 40 Ки/км^2 и по стронцию-90 – 3 Ки/км^2 приводит к дозе облучения за семидесятилетний период 0,2 Зв.

Наибольшая величина коллективной дозы – $7{,}5 \times 10^6$ чел.Зв – обусловлена превышением радиационного фона на территории Украины над величиной "нормального" радиационного фона. Это превышение практически полностью обусловлено высокой концентрацией радона в жилых помещениях. Наибольшая коллективная доза от техногенных источников обусловлена испытанием атомного оружия ($1{,}0 \times 10^5$ чел.Зв) и аварией на ЧАЭС ($9{,}0 \times 10^4$ чел.Зв), наименьшая – добычей урановой руды шахтным способом (6,6 чел.Зв).

В результате воздействия техногенных источников на протяжении 70 лет в Украине дополнительно может произойти $1{,}0 \times 10^4$ случаев заболевания фатальным раком ($1{,}5 \times 10^4$ случаев стохастических эффектов). В тоже время за счет повышенного радиационного фона за этот же период может произойти $3{,}8 \times 10^5$ случаев фатального рака ($5{,}8 \times 10^5$ случаев стохастических эффектов), что почти в 40 раз больше.

Литература

1. *Авдеев О.К., Кретинин А.А., Леденев А.И. и др. Радиоактивные отходы Украины: состояние, проблемы, решения : монография. – Киев : ДрУк, 2003. – 400 с.*
2. *Коваленко Г.Д. Радиоэкология Украины : монография. – [Харьков] : Инжек, 2008. – 264 с.*
3. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997.– 384 с.*
4. *Сивинцев Ю.В. Естественный радиационный фон // Атомная энергия. – 1988. – Т.60, Вып.1. – С.46–56.*
5. *Сивинцев Ю.В. Фоновое облучение человеческого организма. – М. : Атомиздат, 1960. – 120 с.*
6. *Bennett B.G. Exposures from worldwide release of radionuclides. Proceeding of an international symposium on environment impact of radioactive release, IAEA, Vienna 8–12 May 1995. – P.3–32.*
7. *Danielle A.H. Rasolonjatovo, Hiroyuki Suzuki, Naoya Hirabayashi, Tomoya Nunomiya, Takashi Nakamura end Noriaki Nakao. Measurement for the Dose-rates of the Cosmic-ray Components of the Ground // J. Radiat. Res. – 2002. – Vol.43, Suppl. – P.S27–S33.*
8. *Hiroyuki Sagawa, Itsumasa Urabe. Estimation of Absorbed Dose Rates in Air Based on Densities of Cosmic Ray Muons and Electrons on the Ground Levels in Japan // J. Nucl. Sci. Tech. – 2001. – Vol.38, №12. – P.1103–1108.*
9. *Sources and effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Raliation. – New York, 2000.*

ПРИМЕНЕНИЕ ИНСТРУМЕНТАЛЬНОГО НЕЙТРОННО-АКТИВАЦИОННОГО АНАЛИЗА КАК МЕТОДА МОНИТОРИНГА СОСТАВА МИКРООБЪЕКТОВ, В ТОМ ЧИСЛЕ "ГОРЯЧИХ" ЧАСТИЦ

Г.М. Колесов, А.Ю. Люль

Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,
Москва, Россия drkolesov@mail.ru; ajull@mail.ru

APPLICATION OF NEUTRON ACTIVATION ANALYSIS AS A METHOD OF MONITORING OF COMPOSITION OF MICROOBJECTS INCLUDING "HOT" PARTICLES

G.M. Kolesov, A.Yu. Lyul

V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry RAS, Russia, Moscow

Abstract. *Possibilities of neutron activation analysis (NAA) application for monitoring chemical composition of various environmental objects are considered.*

Approaches, means and methodology of the work are discussed. They allow determine over 50 elements (including uranium, thorium, potassium and others radionuclides) at levels n (10^{-10}–10^{0})%. Features of INAA application in research of microobjects, including hot particles are noted. Examples of use INAA for revealing ecological impurity in a number of areas, arising due to both natural processes (for example, wind erosion of soils, processing of raw material), and household and industrial activity are presented.

Введение

Состояние окружающей среды тревожит мировое сообщество [7]. Среди ее основных загрязнителей – тяжелых металлов, пестицидов, радиоактивных выпадений – последние вызывают серьезную озабоченность, особенно усилившуюся после аварии на ЧАЭС в 1976 г.

Жесткая политика России [9] в области экологической безопасности по сохранению природных систем, поддержанию их целостности и жизнеобеспечения для устойчивого развития общества – интегрирует предприятия и контролирующие службы (лаборатории) для совершенствования экологического мониторинга путем развития современных методов и средств комплексного анализа реакторных технологий, топливных циклов и материалов, а также наиболее важных компонентов среды обитания – воздуха, воды, почв и растительности.

С учетом положений этой доктрины и в соответствии с разрабатываемой нами концепцией системного анализа [8], представляется полезным применение нейтронно-активационного метода (ИНАА) [3] для решения ряда приоритетных экологических задач; среди них – исследование элементного состава микропроб аэрозолей, пыли, пепла, конденсатов, взвесей, фрагментов почвы, растительности, продуктов абляции метеоритов и "горячих" частиц, как основы для привлечения данных для эффективного радиоэкологического мониторинга территорий.

Таблица 1. *Основные условия проведения оптимизированного ИНАА некоторых стандартных образцов состава*

Образец	Тепловые нейтроны, поток $8{,}6\cdot10^{17}$ н/с (время измерения 200–2000 с)			Надтепловые нейтроны, поток $4{,}3\cdot10^{18}$ н/с (время измерения 300–3000 с)		
	масса образца, мг	время облучения, ч	время охлаждения минимальное, сут.	масса образца, мг	время облучения, ч	время охлаждения минимальное, сут.
SO-1	20	15	9	90	60	7
OTL-1	50	15	6	100	60	5,5
FFA-1	10	15	10.5	40	60	9,0
JSD-1	25	15	10	100	60	7,0
JLK-1	15	15	10.5	60	60	7,0

Отбор и упаковка проб, облучение, измерение активности

Пробы для анализа отбирали общепринятыми методами – воздухозаборными устройствами (для аэрозолей) с фильтрами из ткани, бумаги или пленок; пропусканием воды через фильтры или отстаиванием в цилиндрах (взвеси), с использованием сетей Джеди (планктон), буров и шпателей (почвы) [4], радиометров [6] ("горячие" частицы) и других способов. При необходимости пробы проверяли на радиоактивность, высушивали, просматривали под микроскопом, взвешивали на ультрамикровесах, упаковывали в пакетики из Al-фольги или тонкие кварцевые ампулы, и вместе со стандартными образцами облучали в реакторе ИРТ-МИФИ потоком нейтронов $1{,}2\text{x}10^{-13}$ см^2 /сек в течение 15–20 ч; для получения спектра надтепловых нейтронов применяли Cd-, B- и (Cd+B)-фильтры. Активность измеряли на полупроводниковом детекторе из чистого германия и многоканальном анализаторе импульсов (NUC-4096, Венгрия). Расчет содержания элементов проводили с использованием компьютерных программ. Параметры облучения и измерения проб рассчитывали предварительно [5]. Общие схемы анализа, применяемых пеналов (с фильтрами) и расчетных программ приведены на рисунках 1, 2, 3.

Программы: FON – фиксирует все гамма-линии спек-

Таблица 2. *Информация об элементах, определяемых НАА и РФА с изотопными источниками; методом НАА* с микропробирным концентрированием*

Показатели	Тепловые нейтроны	Надтепловые нейтроны	Изотопные источники
Элементы	Na, K, Sc, Cr, Mn, Fe, Co, Zn, Ga, As, Se, Rb, Sr, Ru*, Pd, Ag*, Sb, Cs, Ba, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Tm, Yb, Lu, Hf, Os*, Ir, Pt*, Au*	Ca, Ni, Zn, As, Br, Rb, Sr, Mo, Ru, Ag, Sn, Sb, Cs, Ba, Sm, Tb, Hf, Ta, W, Os, Ir, Pt, Au, Th, U	Ca, Ti, Co, Zn, V, Cr, Rb, Sr, Y, Zr, Nb, Sb, Ba, Ta, Pb
Диапазон содержаний, %	10^{-10}–10^{-1}	10^{-8}–10^{-1}	10^{-5}–10^{-2}
Погрешность опр., %	3–15	5–25	5–20
Число опр. элементов	35	25	15

Таблица 3. *Сравнение результатов анализа пыли CTA-FFA-1 с аттестованными данными (Na, K, Fe, Ca – в %, другие – $n\cdot10^{-4}$, %)*

Элемент	ИНАА*	PPM**	Паспортные данные	Элемент	ИНАА*	PPM**	Паспортные данные
Na	2,15±0,15	2,15±0,07	2,19±0,08	Zn	580±100		569±58
K	2,05±0,05	2,16±0,11	2,20±0,10	As	52,5±2,9		53,6±2,7
Ca	2,32±0,20	2,24±0,21	2,29±0,23	Rb	190±17		185±5
Sc	23,6±1,6		24,2±1,1	Sr	260±40		250±50
Cr	157±14	260±30	156±8	Sb	17,1±2,1		17,6±2,5
Fe	4,80±0,3	4,78±0,12	4,89±0,42	Cs	49,1±3,9		48,2±2,6
Co	40,3±1,1		39,8±1,7	Ba	840±80		835±56
Ni	100±15		99±8				

*–**Определены также РЗЭ, Hf, Ta, U, Th, Ba и Zr, Nb, Y и др. элементы соответственно.

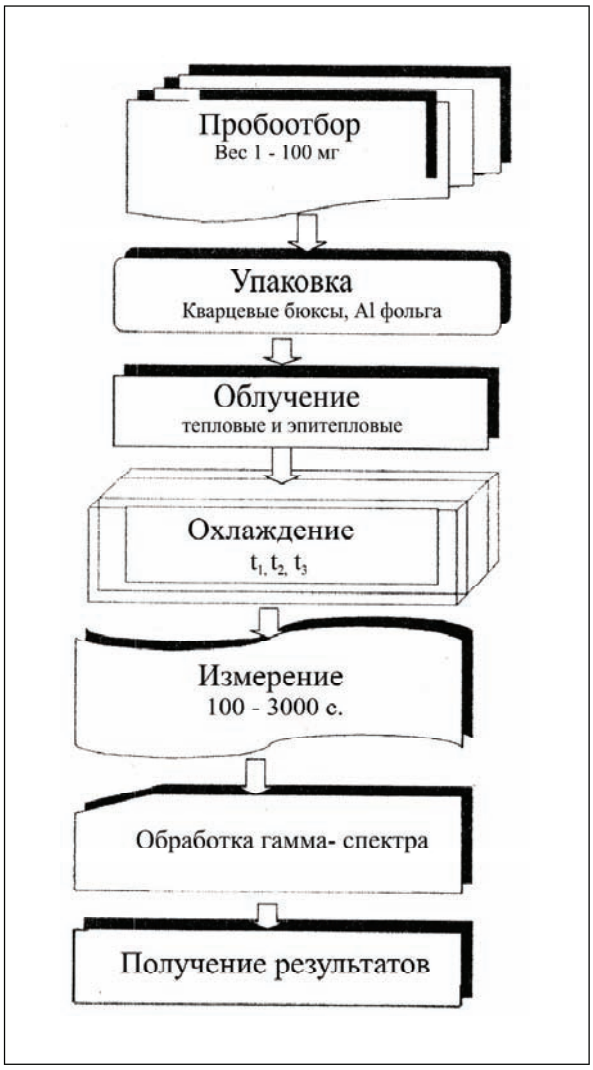


Рис. 1. *Основные стадии проведения НАА*

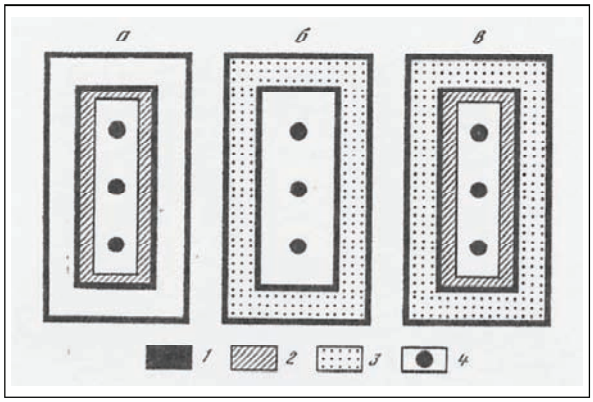


Рис. 2. *Пеналы для облучения образцов с использованием кадмиевых (а), борных (карбид бора) (б) и кадмиево-борных фильтров (в) 1 – Al; 2 – Cd, 0,6 мм; 3 – B4C3, 5,0 мм; 4 – образец*

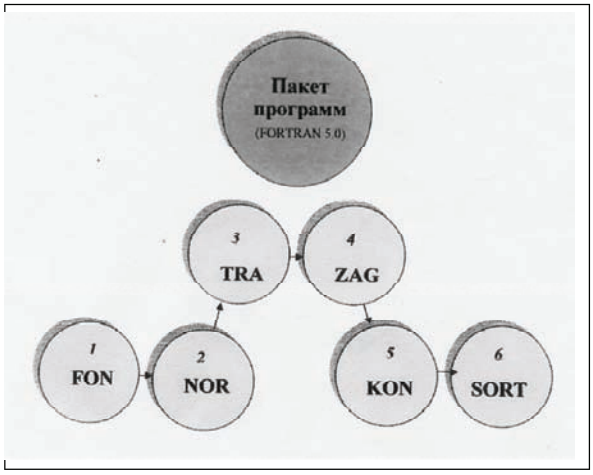


Рис. 3. *Программы для моделирования гамма-спектров образцов заданного состава и расчета содержания элементов*

тра, NOR – нормирует массив площадей пиков (с учетом массы, времени облучения, охлаждения и измерения образца, спектр нейтронов), TRA – учитывает вклад комптоновского фона от всех радионуклидов в определяемую гамму линию, ZAG – вычисляет допустимую загрузку спектрометра, KON – определяет величину максимального отношения сигнала к фону в любой измеряемый момент времени, SORT – формирует итоговые данные анализа

Расширение возможностей ИНАА, проверка правильности результатов

Созданы и другие программы обработки спектров, полнее обеспечивающие также и оптимизацию условий анализа (см. рис. 4 и табл. 1). Так, например, рассчитанное отношение логарифма функции оптимизации для Cd-, B-, и (Cd+B)-фильтров (рассматриваемое как показатель преимущественного использования нейтронов раз-

Таблица 4. *Содержание отдельных элементов в фрагментах с ультратугоплавкими включениями из хондрита Каинсаз CO, систематические и случайные ошибки анализа (Fe – %, другие элементы – мкг/г, σ – %)*

Эл-т	Фрагменты метеорита							
	m_1 = 1,2±0,5, мкг				m_2 = 25,7±0,5, мкг			
	Cj	$y_{случ}$	$y_{сист.}$	$y_{общ.}$	Cj	$y_{случ}$	$y_{сист.}$	$y_{общ.}$
Na	2750	3	42	42	4500	3	1,9	3,6
Sc	70	3	42	42	720	3	1,9	3,6
Cr	5150	25	42	49	1000	30	1,9	30,1
Mn	330	5	42	42	2800	6	1,9	6,3
Fe	82	10	42	43	25	5	1,9	5,3
Co	4250	3	42	42	670	3	1,9	3,6
Ir	360	4	42	42	450	4	1,9	4,0

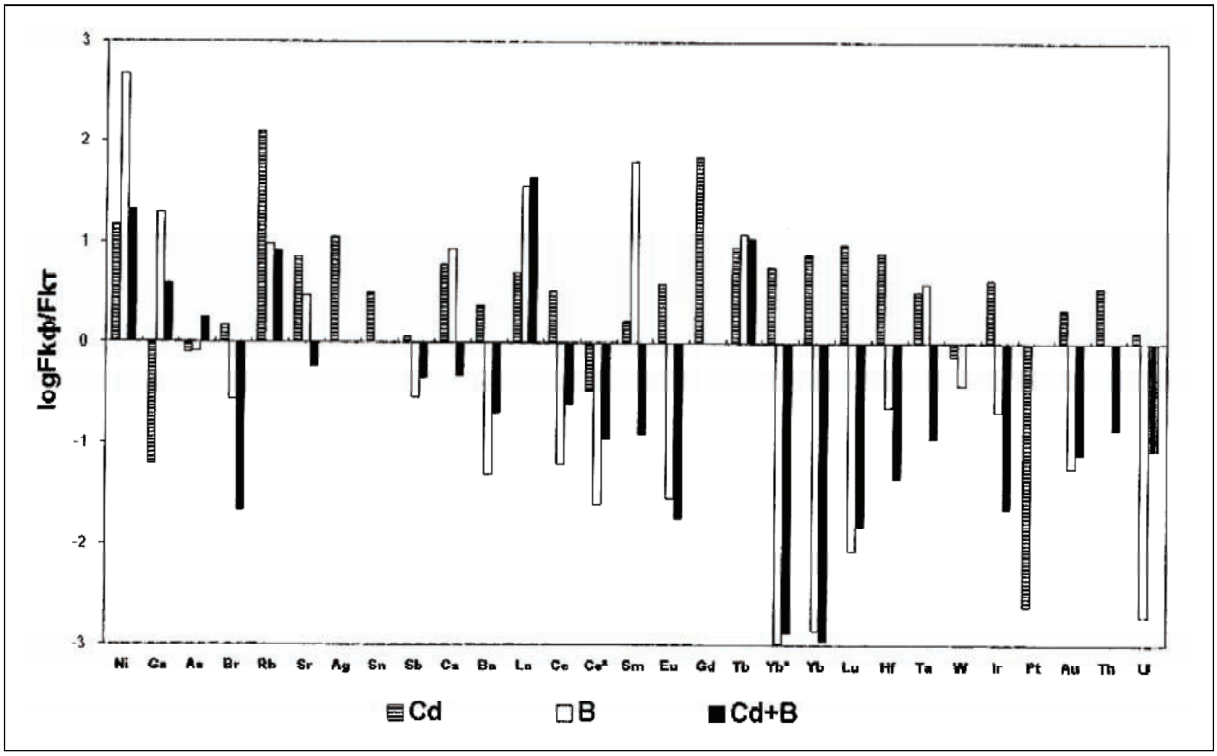


Рис. 4. *Рассчитанное отношение логарифма функции оптимизации для Cd-, B-, и (Cd+B)- фильтров*

ных спектров) означает, что:

1) если это отношение >0, то определять U, Th, Au, Tb, Ba, As, Sb – желательно с использованием Cd-фильтра, а Rb, Ni, Sr–B-фильтра;
2) если отношение <0, то для определения, например, Ga, Na, Sc, Co, Ce, Lu, Pt, Se, Hg и др., предпочтительнее использовать тепловые нейтроны.

На выделение аналитического сигнала сильное влияние оказывают компоненты матрицы (в *HAA* – это соединения Na,Fe, Sc).Поэтому на конкретных примерах анализа *COC:* почва (SO-1), табачный лист (CTA-OTL-1), угольная пыль (CTA-FFA-1, см. табл. 2), речные (JSD-1) и озерные (JLK-1) осадки, базальты (BCR-1), метеориты (Allende) найдены условия устранения этих эффектов, оценена степень интерференции линий, рассчитано время, когда она минимальна или ее можно избежать. Комплексный учет этих параметров позволяет увеличить число определяемых элементов в анализируемом образце, снизить пределы обнаружения и погрешность определения элементов и повысить надежность и эффективность анализа.

Некоторые полученные результаты приведены в таблице 2. Правильность полученных результатов анализа (и погрешности) иллюстрируется данными таблицах 3 и 4. Очевидны высокие возможности ИНАА-метода.

Примеры анализа объектов

Приведенные данные свидетельствуют о надежности получаемых ИНАА результатов и о возможности его широкого применения. Были проанализированы различные объекты разного химического состава [1, 2, 5], включая базовые объекты окружающей среды и уникальные образцы метеоритов, продукты их абляции, стеклянные и магнетитовые шарики, минералы, хондры, ультратугоплавкие включения в хондритах, пепел, “горячие” частицы (см. табл. 4–7).

Заключение

Приведенные примеры подтверждают широкие возможности ИНАА (высокая чувствительнось метода – от 10–9 до 100%, многоэлементность – до 60 элементов, неразрушаемость пробы, простота анализа) в исследовании химического состава объектов (особенно малых масс и размеров) окружающей среды. В частности, на основании данных состава можно выявить элементы:

1) загрязнители (например, As, Be, Cd, Cl, Cr, Mn, Ni, Sb, Se, Sn, V), характеризующие экологическую обстановку в целом;
2) As, Ba,Ca, Co Fe, K, Mn, Na,Ni, Rb, Sb, V, Zn - индикаторы привноса (земного) вещества;
3) As, Hg, Se, Te, Zn и др. элементы, наиболее токсичные и опасные для жизни.

Можно также легко определить содержание и оценить роль радионуклидов K, U, Th и др., что важно при решении вопросов радиомониторинга, выявлении условий переноса вещества, источников загрязнителей и их выведения. Метод ИНАА с учетом изложенной [3] концепции проведения анализа был использован для выявления особенностей загрязнения ряда районов, возникающего как за счет природных процессов (например, ветровой эрозии почв, переработка сырья), так и коммунально-бытовой и производственной деятельности.

Таблица 5. *Содержание некоторых элементов (в мгк/г) и радиоактивность (Бк) горячих частиц района ЧАЭС*

№ ч.	Масса, мг	U	235U, %	134Cs/137Cs	Na, %	Fe, %	Co	Sc	La*	Sm*
1	0,265	3440	0,94	0,53	0,02	0,63	9,6	1,1	1,3	0,9
2	0,125	1340	0,72	0,77	0,1	1,1	22	1,4	1,4	
3	0,034	6100	0,65	0,54	0,37	2,6	82	4,8	20	
4	0,12	970	0,79	0,36	0,35	1,8	3,5	3,2	1,3	2,2
5	0,005	26,10%	1,2	0,37	1,47	5,5	110	6,6	1,6	16
6	0,066	1,06%	0,86	0,45	0,09	0,5	35	2,4	60	
7	0,25	510	1,24	0,37	0,16	0,85	7,1	1,1	4,3	0,55
8	0,009	3260	7,9	0,82	1,32	4,6	34	2,4	34	4,3
9	0,05	1370	1,37	0,4	0,25	1,4	6,5	1,3	4,5	
10	2,74	5,5	22	n.d.	0,03	<1	8,3	0,8	6,1	1,8
11	0,12	1060	0,79	0,41	0,14	1,7	24	0,5	4,7	
12	0,073	1320	0,86	0,47	0,27	2,7	50	4,4	5,2	10,5
13	4,34	8,1	1,22	0,64	0,22	1,2	4,8	1,9	8,4	2,2
14	0,1	270	2,08	0,68	0,23	0,98	6,2	1,8	21	18,8
15	0,29	106	2,45	0,4	0,69	0,58	7,3	1,2	3,1	2,2
16	0,68	14	2,6	0,67	0,25	0,6	6,5	1,2	6,1	1,7
17	0,01	1670	1,58	0,61	0,06	<4	130	6,2	280	44,6
18	0,41	10	0,94	0,67	0,04	0,24	4,5	0,4	7,5	1,1
19	0,07	43	0,86	n.d.	0,21	1,9	26	3,2	22	5,4
20	0,42	15	1,08	n.d.	0,05	0,42	3,4	0,4	11	0,97

Таблица 7. *Содержание элементов в образцах окружающей среды, 10^{-4}% (воздух – 10^{-9} г/м^3), n=3*

Эл-т	Почвы*	Донные отложения	Трава*	Кора березы*	Лист березы*	Хвоя сосны*	Кора сосны*	Планк-тон**	Атм. воздух***
Na	8560±270	3100±100	3230±350	11000±350	1470±60	3420±130	9530±280	44000±1400	460±40
Ca	15520±1600	10000±1200	36130±3800	76200±7700	47570±4800	92860±10000	68950±7000	14700±1400	
Sc	6,3±0,3	5,5±0,3	2,4±0,1	6,1±0,2	2,1±0,1	0,8±0,05	9,3±0,5	0,14±0,01	0,08±0,01
Cr	22±2	97±10	12+1	112±10	5240±410	21±2	32±3	55±6	0,78±0,08
Fe	14570±1120	5000±400	11700±900	20520±1500	5240+420	7160±560	30200±2400	5100±380	180±140
Co	5,8±0,4	7,3±0,5	4,3±0,3	10,1±0,6	6,0±0,4	5,8±0,4	14±1	2,4±0,1	0,11±0,06
Ni	27±3	10±1	51±4	62±5	6±1	307±32	166±17	16±2	
Zn	<140	<130						8,7±0,9	–22
As	0,31±0,03	0,32±0,03	12±1	30±6	12±1	18+2	35±3	1,2±0,2	
Se	10,7±0,5	6,9±0,4	3,2±0,2	6,3±0,4	2,9±0,2	3,1±0,3	25±5		0,22
Rb	68±6	14,1±1	156±11	56±4	123+8	108±7	54±4		
Sb	0,39±0,02	0,95±0,05	~1	<1	<1	<1	<1		
Cs	2,4±0,2	1,7±0,1	2,6±0,2	5,3±0,3	2,4±0,2	2,2±0,2	8,2±0,5	0,24±0,8	0,03
Ba		480±50						14+3	4,2
La	59,2±5,2	21,4±1,8	17+2	20±2	20±2	20±2	45,3±4,1	3,0±0,2	
Ce	51,5±6,1	52,1±6,2	33±4	38±4	36±4	16,4±2,1	38,5+5,1	2,9±0,3	
Sm	3,9±0,3	3,2±0,2	1,8±0,1	9,2±1,1	1,5±0,1	1,7±0,1	10,1±1,0	1,7±0,1	
Tb	0,76±0,04	0,77±0,04	0,61±0,03	1,1±0,1	0,27±0,02	0,28±0,02	1,7±0,1	0,26+0,02	0,06
Yb	2,8±0,2	2,4±0,2	3,5±0,3	5,9±0,4	0,5±0,3	0,39±0,02	7,1±0,4	0,30±0,02	
Lu	0,42±0,02	0,26±0,01	0,23±0,01	1,5±0,1	0,04±0,01	0,04±0,01	0,97±0,1	0,06±0,01	
Hf	10,1+1,1	11,2±1,2	4,8±0,6	14,9±1,2	4,1±0,5	0,3±0,03	9,6±0,9	0,37±0,03	
U	0,6+0,1	1,1±0,2	–0,5	–0,4	<0,2	<0,2	–0,8		

* – Район Подмосковья, ** – бухты Золотой Рог, *** – Атлантического океана.

Таблица 6. *Содержание некоторых элементов (C_0, в мгк/г) и радиоактивность (Ра, Бк/кг) в образце переработанного угля*

Эл-т	Со	Эл-т	Со	Эл-т	Со	Эл-т	Со	Изотоп	Ра
SiO_2*	61,13	La	62,7	Sc	23,9	Au	0,0218	K-40	724
TiO_2*	1,296	Ce	105,0	Cr	120,9	Pt	0,314	Ra-226	205
Al_2O_3*	19,07	Pr	10,3	Co	21,3	Ag	0,11	Th-232	68
MgO*	0,25	Nd	37,2	Ni	120	Os	0,00015	Cs-137	<0,5
Fe_2O_3*	10,16	Sm	8,59	Zn	20	Ir	0,00023	RA**	1377
CaO*	0,12	Eu	1,71	Se	1,1	Ru	0,0054		
MnO*	0,013	Gd	10,3	As	13,8	Pd	<1		
Na_2O*	0,27	Tb	1,58	Sb	1,61	Hf	9,27		
K_2O*	2,63	Dy	9,0	Th	20,9	Ta	1,13		
P_2O_5*	0,112	Yb	4,08	U	6,0	Cs	3,78		
S*	0,81	Lu	0,63	Br	0,33	Rb	151,0		

* – в % (РФА); ** – активность изотопов и общая гамма-активность (радиометрия).

Литература

1. *Аникиев В.В., Колесов Г.М. Кузьмина Т.Г., Медведев А.Н., Рябинин А.И. // Геохимия. – 1998. – №3. – С.271–285.*
2. *Аникиев В.В., Колесов Г.М. // Геохимия. – 2008. – №12. – С.1–17.*
3. *Колесов Г.М. // Журнал аналит. химии. – 1994. – Т.49, №1. – С.56–66.*
4. *Колесов Г.М. Аникиев В.В. // Журнал аналит. химии. – 1999. – Т.54. – С.814–823.*
5. *Колесов Г.М, Шубина Н.А., Люль А.Ю. // Журнал аналит. химии. – 2001. – Т.56, №11. – С.1165–1172.*
6. *Люль А.Ю., Колесов Г.М.,Черкезян В.О. // Журнал аналит. химии. – 1993. – Т.48, №10. – С.1683–1689.*
7. *Распоряжение Правительства РФ от 31.08.2002 г. №1225.*
8. *Kolesov Gennady M. Some principle of the chemical analysis of the environment objects- Aspects of systematical analysis // Ecologica.16- God, XV – 2008. – p.23–26.*
9. *Koptyg V.A.Konferentsia OON po okruzhayushcei srede i razvitiyu, Rio-de-Zhaneiro, 1992 : Obzor (UN Conference on the Environment and Development, Rio de Janeiro,1992: A Review). – Novosibirsk : Ross. Akad. Nauk, 1992.*

ЧЕЛОВЕЧЕСТВО И ЯДЕРНАЯ ЭНЕРГИЯ: СОЦИОКУЛЬТУРНОЕ СООСМЫСЛЕНИЕ (АННОТАЦИЯ-АНОНС: КОНТУРЫ ФИЛОСОФСКО-ПОЛИТОЛОГИЧЕСКОЙ ПРОБЛЕМЫ)

Е.В. Комлева

Институт философии и политологии, Технический университет, Дортмунд, Германия

HUMANKIND AND NUCLEAR ENERGY: SOCIO-CULTURAL CO-REFLEXION

E.V. Komleva

The Dortmund University, Germany

Выявлена тенденция к социокультурному, в контексте духовно-гуманитарного понимания глобальных проблем, восприятию феномена амбивалентной ядерной энергии во всей его полноте. Обоснован императив усиления интегральной в содержательных смыслах общего познавательного опыта, поли- и междисциплинарной относительно социальных наук, системной и деятельностно-ориентированной со-рефлексии человеческой цивилизации и ядерной энергии. Рефлексии в двуедином контексте как их сосуществования и взаимодействия в виде относительно внешних друг для друга объектов, так и того обстоятельства, что ядерное есть неотъемлемая, хотя и изменчивая, часть феномена человечества.

Обозначены основные связи ядерной энергии с другими важными в судьбе человечества явлениями – контуры социальной компоненты, акторно-сетевого континуума ядерного феномена. Идентифицированы главные понятия. Намечены подходы к усилению Human Dimension, гуманистических и гуманитарных начал и мотиваций в социальной компоненте феномена ядерной энергии, позиций своеобразного антропного социоядерного принципа. Плодотворно обращение к аналогу широко известного классического *антропного принципа*, значимого и непротиворечивого одновременно для важнейших социокультурных парадигм – естественнонаучной, философских и религиозных. Социоядерный антропный принцип усиливает перспективы синтеза единой светско-религиозной социоментальной и прагматической платформы относительно ядерного феномена.

Показаны некоторые примеры социоядерных сочетаний рассматриваемой компоненты, их светские и ре-

лигиозные, философские, экономические и историко-политологические аспекты. А также информационные, коммуникационные, ментальные и экологические модусы современного ядерного социума. И методологические пути, инструментарий их совместного осмысления, известные из истории и оконтуренные для будущего. Обозначен рефлексивный социоядерный потенциал мировоззренческих систем (философия, религия), гуманитарных наук, духовного творчества (искусство, литература, миф) и морально-нравственных традиций. В частности, при осмыслении международными усилиями в рамках гипотезы о проекте SAMPO: в контексте смыслов региональных Scandinavian (or Saamen, Siberian, Salekhard, Sakha, Sakhalin, Simushir, Spitsbergen, Semipalatinsk, Sarov, Seversk, Slavutich) Atomic Mission – the Proliferation's Oikumene и общечеловеческого Special Anthropic Mission – the Power (Prometheus) Obedience. Или в процессе информационно-аналитической социально-ядерной деятельности.

Рассмотрено состояние дел в политических и научных институтах ООН. Выполнен анализ методологии исследований The United Nations University. Целесообразно в будущем изучать социальные аспекты ядерной энергии по сетевому принципу – в UNU (лидер-координатор) и других университетах единой "сети сетей". На духовно-гуманитарной, рационально-иррациональной методологической базе, отвечающей максимально полной реализации концепта и ракурсов суммарного социального знания, с позиций принципов гражданского общества. Для выработки адекватных задачам развития человечества научных и политических рекомендаций по мониторингу ядерной и сопряженных с ней сфер цивилизации и ядерного общественного сознания, влиянию на их эволюцию с целью сделать ядерный мир более безопасным, долговечным и комфортным.

Основные публикации по теме как пример информационно-аналитической деятельности:

Комлева Е.В. Диплом Издательского Дома "Гелион" "За популяризацию научно-прикладных работ", ноябрь 2008 г. – Мурманск.

Комлева Е.В. Феномен ядерной энергии и пространство символических форм // Знание. Понимание. Умение. – 2008, №1. – Режим доступа: http://www.zpu-journal.ru/e-zpu/2008/1/); www.relga.ru.

Комлева Е.В. Развитие ядерно-нефтегазовой ситуации Севера Европы // Экологический вестник России. – 2008. – №8; 9. – С.41–47; 36–40.

Комлева Е.В. Энергия Арктики: интересы и потенциал Германии как партнера России // Национальные интересы. – 2008. – №1(54).

Комлева Е.В. Рефлексия ядерно-нефтегазовой ситуации Севера Европы: интересы и потенциал Германии как партнера России // Геофизический журнал. – Киев, 2008. – №2, Т.30. – С.3–31.

Комлева Е.В. Человечество и ядерная энергия: их соосмысление в ООН для мира и управления устойчивым развитием. (http://www.sciteclibrary.ru/rus/catalog/pages/8779.html).

Комлева Е.В. Рефлексия ядерно-нефтегазовой ситуации Севера Европы: интересы и потенциал Германии как партнера России / Диплом за 1 место в Международном конкурсе по полярным исследованиям, посвященном Международному полярному году 2007/2008 гг., декабрь 2007 г. – СПб.

Комлева Е.В. Заинтересованность и потенциал Германии в рефлексии ядерно-нефтегазовой ситуации Севера Европы // Уральский геологический журнал. – 2007. – №3(57). – С.93–124.

Комлева Е.В. Ядерный Мурман // Национальные интересы. – 2007. – №4(51). – С.55–59.

Комлева Е.В. Энергия Арктики: многовекторная кооперация и соперничество // Академия энергетики. – 2007. – №5(19). – С.8–11.

Комлева Е.В. Ядерно-нефтегазовая ситуация Севера Европы: интересы и потенциал Германии // Биржа интеллектуальной собственности. – 2007. – Т.6, №7. – С.23–36.

Комлева Е.В. Перспективы северного альянса // Энергетика и промышленность России. – 2007, №7. – С.6.

Комлева Е.В. Цивилизация и ядерная энергия: их соосмысление в ООН для мира и управления устойчивым развитием // Философия науки. – 2007. – №2(33). – С.3–45.

Комлева Е.В. Ядерные отходы, газовые месторождения и безопасность Севера Европы // ЭКО. 2007. – №3. – С.104–111.

Комлева Е.В. Духовно-гуманитарное окормление ядерно-нефтегазовой России // Энергетическая политика Украины. – 2006. – №1.

Комлева Е.В. Ядерные материалы в цивилизованной тундре // Конф. "Реформы в России и Россия в реформирующемся мире", 17 февраля 2006 г. / Балтийский государственный технический университет "Военмех". – СПб., 2006. – (тез. доклада).

Комлева Е.В. Религия и феномен ядерной энергии: контуры социокультурного сопряжения / Специальный диплом за статью на конкурс научных работ "Ответственность религии и науки в современном мире", ноябрь 2005 г. / Библейско-Богословский Институт святого апостола Андрея. – М.

Комлева Е.В. Ядерная энергия: о мере человечности // Вестник аналитики. – 2005. – №2. – С.68–85.

Комлева Е.В. Ядерная энергия: социальные аспекты // Междунар. конф. "Ядерно-энергетические системы для будущих поколений и глобальной стабильности GLOBAL 2005", 9–14 октября 2005 г., Цукуба, Япония, 2005. – (тез. доклада).

Комлева Е.В. Социальная компонента феномена ядерной энергии, IV Российский философский конгресс "Философия и будущее цивилизации", 24–28 мая 2005 г. / Московский государственный университет. – М., 2005. – (тез. доклада).

Комлева Е.В. Зарубежная рефлексия ядерного феномена // Междунар. конф. "Наука и образование–2005", 6–14 апреля 2004 г. – Мурманск, 2005. – (тез. доклада).

Комлева Е.В. Ядерная Россия: гуманитарное измерение // Русское Воскресение, апрель 2004. – Интернет-версия // Религия и гражданское общество: между национализмом и глобализмом : матер. IV междунар. сем., 9–11 ноября 2004 г., г. Ялта, 2005. – С.116–152.

Комлева Е.В. Социально-экологические аспекты темы "Ядерный феномен: информационный императив и гуманистические основания" // Уральский геологический журнал. – 2004. – №6(42). – С.159–180.

Комлева Е.В. Социально-философские проблемы развития ядерной техносферы в России // Философия науки. – 2004. – №3(22). – С.121-134; Пирамида-mAxima, 2004, №1. – Интернет-версия.

Комлева Е.В. Ядерные образы // Междунар. конф. "Философия природы и практическая философия", 14-16 октября 2004 г. – Киев, 2004. – С.54–57. – (тез. доклада).

Комлева Е.В. Запад, Россия, Восток: ядерный феномен и общественное сознание // Междунар. конф. "Россия и Восток. Феномен сознания: Интегральное видение", 9–12 сентября 2004 г. – Астрахань, 2004.

Комлева Е.В. Социально-философские представления о ядерном феномене // Междунар. конф. "Наука и образование–2004", 7–15 апреля 2004 г. – Мурманск, 2004. – (тез. доклада).

Комлева Е.В. Ядерная энергия глазами гуманитария // Росэнергоатом. – 2004. – №2. – С.20–23.

Комлева Е.В. Социальная роль ядерной техносферы России в све-

те императивов будущего // Проблемы глобальной безопасности. – 2003. – №14. – С.4–7.

Комлева Е.В. Ядерная Россия: века XX, XXI и далее // Ресурсы регионов России. – 2003. – №6. – С. 19–26; Уральский геологический журнал. – 2003. – №6(36). – С.175-200; Известия Академии промышленной экологии. – 2004. – №2. – С.3–9.

Комлева Е.В. Ядерная сфера: информационная поддержка решений // Уральский геологический журнал. – 2002. – №1(25). – С.163–170.

Комлева Е.В. Информационная поддержка решений в радиоэкологии // Вопросы радиационной безопасности // Журнал ПО "Маяк". – 2001. – №4. – С.52–55.

Комлева Е.В. Международная информационная деятельность на Европейском Севере в области радиоэкологии // Ядерная и радиационная безопасность. – Киев, 2001. – №2. – С.30–34.

Благодарю за поддержку исследований EU Program "Gateway Education", Research Council of Norway, Canon Foundation in Europe, Deutscher Akademischer Austauschdienst и World Nuclear University, профессоров B. Falkenburg, N. Witoszek, D. Macer, R. Thakur, A.H. Zakri, P. Masterson, M. Taeb, T. Kawabe, P. Lakkala, L. Kurppa, V. Ryabev, V. Masloboev, T. Meyer, Z. Fadeeva и многих-многих других, а также многолетнего и надежного информационного партнера – коллектив "Уральского геологического журнала" во главе с профессором О.К. Ивановым.

Ищу спонсоров для продолжения исследований, опубликования монографии, чтения курса лекций в университетах, других видов информационной деятельности, в частности – в Интернет. Основные параметры проекта до сдачи монографии в печать: длительность – до двух лет, объем монографии – не менее чем по 150 страниц русского и английского (и немецкого) текста, бюджет – от 20 тысяч евро.

ДУХОВНО-ГУМАНИТАРНОЕ ОБРАМЛЕНИЕ ИДЕИ "ЯДЕРНОЙ ОПЕК"

Е.В. Комлева

Институт философии и политологии, Технический университет,
Дортмунд, Германия, komleva_ap@mail.ru

SPIRITUAL AND HUMANITARIAN SETTING THE IDEA OF "NUCLEAR OPEC"

E.V. Komleva

The Dortmund University, Germany

Человек есть мера всех вещей…
(Протагор)

Осмысление феномена ядерной энергии и управление ядерной сферой – непростые задачи. Открытия в ядерной физике, первая реализация их произошли в кратчайшие сроки. Эти исторические мгновения обозначили переход человечества в новую эру, необходимость новых миропонимания, схем принятия решений и их реализации. Какими должны быть новации в сочетании с долгосрочностью ядерной реальности и ее глобальным значением для цивилизации? Ранее отдельно рассмотрены примеры религиозной и светской составляющих формирования смыслов применительно к ядерному сущему. Возникла мысль о необходимости интегрального взгляда.

Основа интеграции – "человеческое измерение" ядерной энергии. Под этим понимается социогуманитарное осмысление явления на основе постулата о связи человечества и ядерной энергии, на базе знаний о человеке и обществе, с позиций культуры, истории и религии, в ракурсе гуманности. Используя различные формы – рациональные и иррациональные - восприятия действительности. В рамках современного информационно-коммуникационного пространства. С учетом национальных и интернациональных традиций. Эти действия будут неэффективными, если не удастся сопоставлять негатив и позитив ядерной сферы с разнообразными взглядами гуманитариев на человека и общество, в частности компетентных и уважаемых философских школ и религиозных конфессий. Если степень вовлеченности гуманитарного сообщества в процесс принятия решений будет низка. Если мы будем игнорировать при осмыслении культурные традиции в их полноте. И если не будут задействованы механизмы включения ценностных ориентаций в научно-техническое знание. "Человеческое измерение" предусматривает активность и по отношению к нам. Неоднократно высказывалась мысль о том, что человечество в нынешнем виде вряд ли имеет право владеть ядерной энергией. Оно должно в контексте наличия ядерного феномена переосмысливать себя. А затем и самоусовершенствоваться. Именно в связи с ядерной эрой люди поймут, что индивидуальный и социальный эгоизм, который во многом определял развитие человечества, с определенного этапа является силой, движущей в пропасть. Гуманизация и гуманитаризация, Human Dimension социоядерной сферы создадут интеллектуально-прагматические предпосылки гармонизации отношений между людьми, государствами, обществом и природой. Такой подход позволит обеспечить условия для постепенного смещения центра тяжести спектра возможных мнений и решений применительно к ядерной энергии в более благоприятную для человечества область.

Гуманизация и гуманитаризация или Human Dimension социоядерной сферы. Эти концепты продуктивно сопрягаются с одним из базовых и непротиворечивых для естественнонаучного, философского и религиозного мировоззрений фактом и идеологеммой – *антропным принципом*. Этот широко известный принцип

отражает удивительную "подобранность", гармоничность фундаментальных констант мироздания, в том числе – ядерных, для принципиальной возможности возникновения жизни. Даже небольшие их отклонения от существующих численных значений привели бы к возникновению иной вселенной, не пригодной для живых существ в привычной нам биологической форме. По формулировке американского физика Дж. Уилера, "не только человек приспособлен к вселенной, но и вселенная приспособлена к человеку" (по В. Ирхину и М. Кацнельсон). Кроме того, антропный принцип (слабый и сильный) может сделать видимым то, что поставлено "на карту": ценности и ответственность человека.

В сфере природно-материальной ядерные константы, биология человека и предпосылки социальности согласованы. Но если это так, то, почему бы, ни принять эту мощную смыслообразующую посылку нам "на вооружение"? Почему ни устремить мысль дальше: от бытия биологического более активно к бытию социальному? В контексте симбиоза социальной выгоды и социальной ответственности. Почему бы не сопрягать "обоюдоостро" общечеловеческие ценности – базовые константы общества и аксиологию ядерной энергии по как бы антропному принципу в социоядерном контексте, по своеобразному социоядерному антропному принципу? Как должны сочетаться ядерная энергия, ее "окрестности" и человечество? Было бы хорошо, если бы, по аналогии с классическим *антропным принципом*, социальная компонента феномена ядерной энергии была бы соразмерной человеку и лишь благоприятствовала бы жизни. Для этого она должна формироваться в "поле" лучшего духовно-гуманитарного наследия человечества, быть адекватной ему и позитивно участвовать в генерировании новых пластов культуры. А "ядерный человек" должен быть гуманным и позитивно "культурогенным". Социоядерный антропный принцип, в отличие от прототипа, нам не дан извне как неизбежность. Нужны усилия, чтобы он претворялся в жизнь.

Социоядерный антропный принцип прагматически ориентирован и интегрирует для со-рефлексии и облагораживания ядерного феномена разум, веру и творчество человека. Чтобы человек и ядерный феномен в его социальной части были взаимно адекватны. Чтобы наиболее полно реализовалась функция ядерной энергии по расширенному сдерживанию негативных тенденций в политике (идеи о применении оружия массового поражения) и экономике (дефицит энергии). Чтобы жить в ядерном мире было возможно – долго, безопасно и комфортно. Ждать быстрой практической отдачи от "внедрения" такого социокультурного базиса не следует. Но, судя по нынешним, комплексно неустойчивым, условиям "жития человечества", нужно торопиться с началом процесса. И на уровне общечеловеческой ментальности. И на уровне духовно-гуманитарного сопровождения конкретных ядерных проектов.

Следует отметить важное обстоятельство. Изложенные здесь соображения относительно социоядерного антропного принципа – продукт самостоятельных размышлений. Однако, после их появления, мне удалось познакомиться с идеей В.Г. Гивишвили о "сверхсильном" антропном принципе. У этого автора обозначена мысль не только о присутствии в этой идеологемме социокультурного фактора (что с разными смыслами следует уже из естественнонаучной концепции слабого и религиозной концепции сильного антропного принципа), но и о повышении важности этого фактора из-за антропогенной/антропной активности применительно ко всей вселенной. Эти, более общего, чем непосредственно феномен ядерной энергии, уровня рефлексии, материалы подтверждают главное в контексте моей работы. Поиск новых граней методологии классического *антропного* принципа, особенно в контексте социальных аспектов, в частности, – вопроса о месте человека в мире, привлекателен и, будем надеяться, плодотворен.

Своеобразной и весьма эффективной формой гуманизации социально-ядерной сферы явилось создание Международного научно-технического центра (ISTC) для территории бывшего СССР. Благодаря этому, работники ядерного военно-промышленного комплекса были обеспечены средствами к достойному существованию за счет международных проектов и во благо общечеловеческих интересов. Одновременно устранены опасные процессы поиска работы бывшими сотрудниками советского ядерного ВПК в развивающихся странах. Была обеспечена управляемость и безопасность ядерной отрасли на огромной евразийской территории и предотвращена несанкционированная передача ядерных секретов странам и организациям, которые хотели бы вне контроля МАГАТЭ развивать ядерные технологии военной ориентации. В 2009 г. МНТЦ исполняется 15 лет. В его активе – сотрудничество с Газпромом. На повестке дня – трансформация организации, расширение ее спектра общечеловеческих задач, верстка новых планов, коммерциализация научных результатов и сопряжение "военных" проектов с "гражданскими" (А. ванн дер Меер, "Поиск", 2008, №48).

Наилучшим местом и средством развития и реализации идеи гуманизации и гуманитаризации ядерной сферы, имея в виду, прежде всего, науку и политику для генерирования и продвижения знаний, может стать Организация Объединенных Наций. В частности, – Университет Объединенных Наций (UNU). Партнером Университета в системе ООН является МАГАТЭ. Состоявшийся в 2005 г. под эгидой UNU форум "Наука и технология в обществе", как историческое объединение наций, констатировал, что для устойчивого будущего необходимо развитие технологий ядерного синтеза.

В планах – крупные и "на века", так называемые геологические, международные ядерные хранилища. Изоляция ядерных материалов – приоритет их нераспространения. Именно в хранилищах сосредоточено сырье для классического и радиологического ядерного оружия. Стоимость прототипа – подземного хранилища Yucca Mountain – 60 миллиардов долларов. Создание в России на западные инвестиции таких "гигантов" обсуждалось в Москве на конференциях МАГАТЭ "Обращение с облученным ядерным топливом: новые инициативы России – 2002" и "Многосторонние технические и организационные подходы к ядерному топливному циклу для укрепления режима нераспространения – 2005". А так-

же в ходе визитов в Россию генерального директора МАГАТЭ (2005 г.) и президента США (2006 г.). Создание в мире – на симпозиуме Waste Management-2007 в г. Tucson (США). Создание в Европе – на апрельской (2008 г.) Европейской ядерной ассамблее. Известны и другие европейские инициативы совместной подземной изоляции ядерных материалов, без обозначенного пока места (например, ARIUS). Отмечают устремленность ядерных фирм Швеции (SKB) и Финляндии (Posiva) к кооперации и унификации при создании хранилищ отработавшего ядерного топлива, пока национальных.

Естественнонаучные, технические и гуманитарные исследования приводят к гипотезе SAMPO: Scandinavian (Slavic) Atomic (Anthropic) Mission – the Proliferation's Oikumene. К гипотезе международного подземного ядерного хранилища вблизи Норвегии, Финляндии и Швеции, в Печенгском районе Мурманской области, вблизи Трифонов Печенгского мужского монастыря, в ареале угасающего влияния "Норильского никеля", вне нефтегазовой инфраструктуры региона, в пределах планируемой международной Поморской экономической зоны. И потенциально – "под присмотром" международного заповедника "Пасвик". При использовании морских коммуникаций и портов Калининград, Киркенес, или Кеми. Концепция SAMPO адекватна международным инициативам. И предложениям России о системе ядерных центров по всему топливному циклу. И подготовке правовой базы по импорту ядерных материалов, а также политической готовности создавать в стране крупные международные хранилища. Добавим, что и тенденциям, когда энергетика на углеводородах создала свои объединения в сфере топливного цикла – своеобразную "OPEC SYSTEM" применительно и к нефти, и к газу.

Название SAMPO, в духе социядерного антропного принципа, гуманизации и гуманитаризации или Human Dimension оценки ядерных явлений, имеет несколько ракурсов интерпретации. Оно, во-первых, задает вектор философско-политической рефлексии. Через противоположный термин Proliferation и образ территориальной локализации Oikumene обозначен ключевой термин ядерной современности Nonproliferation в контексте полного спектра опасностей (классическое ядерное оружие и "грязная бомба") и широкой номенклатуры сырья для таких "изделий". И принцип концентрирования основы всех опасностей – ядерных материалов – в пределах надежной, контролируемой и охраняемой международными усилиями "резервации". Принцип "зарегулированного распространения" этих материалов от различных, военных и гражданских, мест их возникновения на "вечный или долговременный покой". Много ядерных хранилищ и "хранилищ" – это распространение. Если их можно на пальцах сосчитать – это ближе к нераспространению.

Во-вторых, идея SAMPO учитывает региональные и общеевропейские экономические тенденции. В частности, это вариант комплексной (включая углеводороды) энергетической интеграции, "точка роста" для столь необходимых сегодня объединительных тенденций, вклад устойчивых в социальном и природном смыслах Скандинавии и Севера России в будущее "разогретой" климатическими, энерго-технологическими, демографическими и другими изменениями Центральной Европы, постепенно превращающейся в Еврабию. Европейская асимметричная "точка роста", когда США в одностороннем порядке отказались ратифицировать соглашение с Россией о долговременном сотрудничестве в ядерной сфере (2008 г.).

В-третьих, концепция SAMPO несет, дополнительно к философско-политическому и экономическому смыслам, также позитивный потенциал религиозно-мифологических и духовно-гуманитарных ассоциаций и образов. Тем самым, сглаживая недостатки исключительно рационального подхода к теме. Этот потенциал всегда сопряжен с некоей тайной, загадкой, думая над которой человечество умнеет. Плодотворным раздумьям могут поспособствовать нарождающиеся философия Севера, где весьма значим символ, и идея северной цивилизации, эвристическое значение которых (как считают Ю. Попков и Е. Тюгашев) будет возрастать по мере обострения глобальных противоречий современности. Приведу несколько примеров таких ассоциаций в контексте нашей темы.

По полярным территориям Швеции, Финляндии, Норвегии и западной России рассеян маленький и изначально единый народ – саамы (лопари). Ему обязан своим названием минерал лопарит – лучшая кольская "копилка" редких земель, титана, ниобия, тантала и тория. Это базовые элементы настоящей и будущей энергетики по схеме деления ядер. Наилучший в регионе природный поглотитель нейтронов и изолятор ядерного топлива – минерал эвдиалит (местное название "лопарская кровь"). В ареале древней культуры саамов, уже как бы приобщенных к ядерным избранным, и будет, возможно, создано международное ядерное хранилище. Их традиционное знание, отношение к жизни и природе неплохо было бы при этом позаимствовать.

Древний эпос соседей саамов, карело-финская "Калевала", издавна чтит нечто чудодейственное, жизнеутверждающее, дающее пищу и энергию – Сампо. Оно было задумано, выковано и укоренено в "стране мрака" – Лапландии. Оно создавалось при мобилизации всех земных и небесных сил. Через опасные "инженерные ошибки". Сампо так и не было осмыслено людьми полностью, хотя и превращено ими в символ благополучия. Ведь по мысли создателей "Калевалы", не известно и не важно конкретное его исполнение. А "известно", что питали его земля, море и медный утес, что оно красиво. И концовка у мифа о Сампо поучительная: "не тяните одеяло на себя" – разобьете благополучие и распространите, но осколки. В случае "ядерных осколков" возможно проникновение в тела и души людей такого зла, по сравнению с которым беда от осколков андерсеновского зеркала ("Снежная королева") – сущий пустяк. Сампо-Лопаренок З. Топелиуса уже только благодаря имени своему был обречен на счастье и удачу.

Название SAMPO – потенциальный бренд. "Корни" находятся в работах специалистов бывшего Минатома СССР, производственных геологических организаций Мурманской области, Геологического института Кольского научного центра РАН, Кольской сверхглубокой сква-

жины и являются неожиданным уникальным следствием комплекса геологических и горных работ в связи с Печенгской структурой, а также исследований ее социального обрамления. Думаю, бренд SAMPO не будет лишним на последующие века и для финно-угорских народов в их уникальной миссии скреплять межрегиональные и межгосударственные связи. Образ нового SAMPO – это от поиска тех самых масштабных и комплексных инновационных проектов и технопарков, о необходимости которых так много говорят. И которые будут нуждаться в долговременном научном сопровождении. Кроме того, образ придает обоснованию крупного ядерного объекта некоторую эстетическую составляющую. Символика SAMPO вводит в рассмотрение образ гражданского, современного объекта, который должен удовлетворять международным кондициям и находиться под полным международным контролем. Она может демпфировать имеющуюся однобокую тенденцию доминирования военной и негативной тематики при духовно-гуманитарных оценках ядерного социума.

Можно подумать о мистической преемственности и взаимосвязи не только российских ядерно-религиозных центров (Саров, Сергиев Посад, Печенга), но и международных энергетических проектов.

Идеи посредничества и размещения в существующих зонах отчуждения международных ядерных хранилищ не новы после СССР: Симушир, Семипалатинск, Чернобыльская АЭС. Возможны региональные версии SAMPO (ru, kz, ua): Scandinavian (or Simushir, Semipalatinsk, Slavutich) Atomic (Anthropic) Mission – the Proliferation's Oikumene. Япония в контексте Курил и Семипалатинска, Украина и Казахстан, поэтому, могут быть особыми партнерами Европы, но, вероятно, – конкурентами северного альянса SAMPO.

SAMPO будет способствовать взаимопроникновению, интеграции ядерных отраслей разных стран. Укреплению зарубежной ориентации "мирного атома" на постсоветском пространстве. Прежде всего, – ориентации России. Что весьма актуально в силу потери Россией из-за известных событий практически всех позиций в мировой ядерной энергетике. Российское научно-техническое участие видится во всех региональных "клонах" SAMPO. И кто знает, не станут ли отношения, например в Европе, к ядерной энергетике более позитивными, если европейцами именно по пути концепции SAMPO, вполне легально и цивилизованно, будет предусмотрено "на стороне" решать основную и наиболее опасную часть проблемы радиоактивных отходов? И для России, Казахстана, Украины это шанс достойно залатать свои застарелые радиационно-экологические прорехи. Идею SAMPO начинают серьезно обсуждать. Одна из моих статей отражена в официальном библиографическом списке материалов к рассмотрению законопроекта республики Беларусь "Об использовании атомной энергии".

Будем надеяться, что в условиях глобальной ядерной опасности не возникнут местечковые образы "экологического эгоизма". Возможны варианты и избирательной разгрузки Европы от ядерного балласта при нынешней неспокойной ситуации в мире. Подход SAMPO соответствует инициативе Президента Российской Федерации (2006 г.) по Глобальной ядерной инфраструктуре и мнению об отложенном решении по "судьбе" отработавшего топлива и о гибком топливном цикле. Не исключено, что в России одновременно можно будет развивать два направления: с переработкой и без переработки топлива. Причем, если система SAMPO и будет альтернативна радиохимическим производствам Челябинска, Томска и Красноярска, то лишь ее казахстанским вариантом.

Аббревиатура SAMPO в немецкой транскрипции и традиции может быть представлена выражением: Sicherheit (Symbolismus), Atom, Menschheit – "Perpetuum Ordnung". Что уже в простом переводе, дословно связывает важные понятия: безопасность, (символизм), атом, человечество – "вечный порядок". Кроме того, это выражение вызывает ряд ассоциаций и имеет глубокий смысл: двойственный символ атомного человечества – "вечный порядок". Только при правильном ведении "атомных дел" ядерная энергия будет безопасной. С другой стороны, прирученная ядерная энергия позволит человечеству развиваться без кризисов или существенно сгладит влияние кризисов. И, может быть, мир вновь вернется к концепции устойчивого развития, изрядно скомпрометированной начавшимся в 2008 г. мировым системным кризисом. Образ и аббревиатура SAMPO в контексте дальнейшего расширения и углубления социального наполнения классического *антропного принципа* имеют неплохие перспективы иносказательного генерирования новых, позитивных и достаточно понятных ассоциаций на более высоких уровнях обобщений. Например, Special Anthropic Mission of the Power Oikumene (специальная антропная миссия энергетической ойкумены) или Special Anthropic Mission – the Principle of Ontos (специальная антропная миссия – принцип сущего). Это подтверждает их укорененность, устойчивость в пространстве символов, образов, смыслов.

Для сравнения с образом "ядерного SAMPO". События 2001 г. в США стали символом того, что даже самая сильная страна мира, даже на своей территории, даже по отношению к важным объектам страны и "жемчужинам" западной цивилизации, даже на коротком историческом интервале времени не может в одиночку предотвратить дерзкие атаки и жестокие разрушения. Причем обстоятельства этих событий полностью не выяснены. И еще. Предлагавшаяся на Кольском полуострове площадка для регионального могильника радиоактивных отходов "Дальние Зеленцы" неудачно "входит в образ". Дополнительно к прочим ее недостаткам. Вблизи нее находится место гибели "Курска" и площадка строительства завода для сжижения газа Штокмана.

Благодарю за поддержку исследований Research Council of Norway, Canon Foundation in Europe, Deutscher Akademischer Austauschdienst и профессоров B. Falkenburg, N. Witoszek, A.H. Zakri, D. Macer, M. Taeb, V. Ryabev, V. Masloboev, а также многолетнего и надежного информационного партнера – коллектив "Уральского геологического журнала" во главе с профессором О. Ивановым.

NUCLEAR MURMANSK AND RUSSIAN ORTHODOX CHURCH: POSSIBLE INTERNATIONAL PERSPECTIVES

E. Komleva

The Dortmund University, Germany

ЯДЕРНЫЙ МУРМАНСК И РУССКАЯ ПРАВОСЛАВНАЯ ЦЕРКОВЬ: ВОЗМОЖНАЯ МЕЖДУНАРОДНАЯ ПЕРСПЕКТИВА

Е.В. Комлева

Институт философии и политологии, Технический университет, Дортмунд, Германия

Abstract. *The paper is aimed at informing the secular and religious public, various representatives of science and technology on a version of a specialized international feasibility study in natural science and technology on constructing a large depository for the long-term storage of nuclear materials in the Pechenga area of the Murmansk region. An attempt is made to cover the situation before the key events are to take place. Another aim is to emphasize the urgent need of additional reflection of the nuclear problem field beyond the framework of nuclear sphere.*

The problem placed within the global challenge. In contrast to the definitions prevailing today and discussing mainly the energy productive potential and its risks as well as the danger of nuclear weapons, nuclear energy is (understood here as) one of the largest socio-natural phenomena of the universal scale, with national and international aspects intrinsic to it in its variety: stars and energy sources for exploration of the universe, part of the thermal heat of the Earth and civil nuclear engineering, atomic military and civil ships and submarines, nuclear deterrence. It is tightly bound to the phenomenon of humankind. And the latter for the first time felt itself as a single fragile being when it faced the nuclear challenge.

Reflection of the nuclear phenomenon being so important for humankind and management of nuclear sphere are very complicated tasks.

Assessments here, in particular ethical and ecological ones, are ambivalent and cannot the primitively reduced to good or bad only. The more effective analysis of the role of nuclear sphere in the fate of humankind, development of moral (acceptable) and legal aspects for the use of nuclear technologies, formation of an adequate public understanding of the role of these technologies in the past and the future, improvement of the existing communicative systems "nuclear sphere – society" cannot be achieved without the co-reflection of the socially negative and positive potential of nuclear sphere by a wide range of humanities and religious confessions.

Their increased participation in decision making, on particular by the expert evaluation of technical projects, as well as the development of tools for integrating the value orientations of philosophy and theology into the knowledge of technology are considered as a very important contribution to address the challenge.

Several large international facilities for the long-term storage and permanent disposal of nuclear waste are expected to be built in Russia. One of them is to be constructed in the North-West region, where nuclear civil and military difficulties, successes and traditions are widely shown. Safety of such facilities might become priority of the non-proliferation issue in its new understanding: the reliable storage places of potential raw materials for classical and radiological nuclear weapons minimize the possibility of their military or terrorist use.

In particular, construction of such giants in Russia with foreign investments was discussed at the Conference "Irradiated Nuclear Fuel Management 2002: Russian New Initiatives" (Moscow, Russia, September 8–12, 2002). IAEA and Russia are taking efforts on creating the world cadastre of spent nuclear fuel.

The "Nuclear Pechenga" as a reflection of contacts between various nations might become another motivation for additional reflection of military and civil nuclear phenomenon by humanities, orthodox and other confessions, cultures, also for the humanistic one beyond the sphere of science in various genres of creativity.

Besides, the close neighborhood of nuclear and oil-gas spheres in the European north would get an alternative for realization of ideas on the European energy safety.

The initiative of Norway on establishing an international free economic zone (the Pomor zone) by joining the adjacent areas of Finnmark province and Pechenga area also goes in line with this hypothesis.

Russian Orthodox Church and Nuclear Issues. Russian Orthodox Church considers the integration of firm spiritual values into science and technology as exceeding the national frameworks and laying the foundations for construction of panhuman civilization in the new millennium. Together with the Ministry for Atomic Energy of the Russian Federation (Minatom), it is working towards the unification of religious and secular thoughts based on the meaning of both Church and nuclear sphere for protection and rescue of Russia in the past, present and future. Three joint conferences of the Russian Orthodox Church and Minatom emphasize the meaning of traditions and common understanding of spiritual values by the nation, Church and government to avoid spiritual degradation of the nation resulting in particular in a situation when by the change of official ideology some people working on the nuclear shield for their homeland have suddenly "turned to be" traitors.

Practical realization of this unique religious-nuclear integration takes place in some Russian cities.

The city of Sarov located in Nizhny Novgorod region is a religious and nuclear centre. Religious grounds were laid by

Saint Seraphim Sarovsky. Nuclear – by the circumstances of the cold war. It is the place where the nuclear weapons of Russia have been created. It is also the experience of the municipal philosophical club, public ecological organization and public historical association, which further two positions to get closer. Russian Orthodox Church, which favors detailed public debates on complicated social issues, is acting to link these phenomena.

The city of Sergiev Posad located near Moscow is another example of a religious and nuclear centre, the centre of spirituality and theological education. Its history is closely connected with life of Saint Sergy Radonezhsky. Besides, the special enterprise "Radon" located there is the storage place for radioactive wastes. It is also a research centre on the safe disposal of these materials. Its work includes education and information activity on a large scale.

The city of Pechenga located in Murmansk region might become the third "nuclear-religious" city if the international depository of nuclear materials will be made there, on the Kola peninsula, close the Trifon-of-Pechenga Monastery, near Norway, Finland and Sweden, in the administrative zone of the Kola Mining and Metallurgical Company ("Norilsk Nickel") and the Kola Superdeep Borehole, beyond the existing oil-and gas infrastructure of the region.

Investigations on selecting the site for a storage place on the Kola peninsula have been carried out for more than 20 years already on the initiative of Minatom, EU, Kola Science Centre of the Russian Academy of Sciences, the German Company for the Construction and Operation of Waste Repositories (DBE) and the Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company (SKB). The present aim is to meet the needs of the North-West Russia and improve the radiation and ecological situation in the Barents region.

But in the light of new initiatives of President Putin, in particular, on establishing in Russia the complete nuclear fuel cycle centres, new perspectives are possible. The "Pechenga" site might be one of the Murman alternatives. It is the territory where the international geological and ecological investigations are increasing. Assessment of the situation based on humanities as well as religious and secular culture is poor.

The "Pechenga desert" might become an analogue of Sarov and Sergiev Posad. But the one, which, from the very beginning, is based on new principles determined by the contemporary public world view, including the principles of international collaboration, which have been developed as a result of reflection from the view point of religious and secular philosophy, taking into account religious and secular history, spiritual principles as well as experience of the humanities aimed at fostering and developing the nuclear church-state traditions. It would close the circle of "being" of nuclear materials within the field of vision of Church: from their "birth" up to their "death".

Nuclear-religious centre "Pechenga" would absorb in itself both the deep national characteristics as well as the traits of globalization at the very top of Europe, on a joint of four countries – Russia, Norway, Finland and Sweden. And, probably, the heavenly-church guidance, cultural and moral traditions would save the object from evil and human abuse. And this hope has its reasons. For the moment these are already the three large international projects on the long-term isolation of nuclear materials (Novaya Zemlya, Lepse and Saida-Guba), which are in fever without the heavenly-church guidance, despite the serious financial support, including foreign one. Among the priests are military men in resignation. They could also further better understanding of the issue from the viewpoint of secular concerns.

500 years ago St. Trifon of Pechenga has started joining the Kola area to Russia and indigenous population to culture and belief. Now his name can be connected to the new service of this outlying district to homeland and humankind.

International reflection based on humanities and spiritual principles: perspectives and aspects. Various images are important for reflection of nuclear issues in their completeness. The following examples are suggested here.

A small nation of Saami (Laplander) inhabits parts of northern Sweden, Finland, Norway and the Kola peninsula of Russia. It has got its name from the Russian word for the Lapp inhabitants (Lopari). The mineral contains best concentrations of rare earths on the Kola peninsula (titanium, niobium, tantalum, thorium) being basic elements of the present and future energy production according to the core-splitting scheme. Another mineral – eudialite (local name "Lapp blood") – is the best regional absorber of neutrons and isolating material for nuclear fuel. If an international large nuclear storage facility "Pechenga" is located in the area of old Saami culture (which, through these images, is seemingly connected to nuclear "elite"), their traditional knowledge and national principles of "deep ecology" would be claimed a lot.

The old Karelian-Finnish epos "Kalevala" contains a marvelous image of Sampo – a miraculous vital energy source. It was planned, created and placed in a copper rock under nine seals in the "land of darkness" – Lapland (Pohjola-Petsamo-Pechenga?!). After several potentially dangerous "engineering mistakes", by mobilization of all earthly and heavenly forces, Ilmarinen created Sampo, which has become a symbol of prosperity without being completely understood by people. The myth also warns us of the consequences of pulling the blanket to yourself – the well-being will be shattered.

Cultural traditions of various nations seem to show us the storage place for energy contained in nuclear materials. The project could also be named in the regional style as SAMPO – Storage of Atomic Materials – the Pechenga Obedientiary (or Oread). The interpretations may vary: Scandinavian (Slavic) Atomic Mission, Storage of Atomic Murman...

Another version "Scandinavian Atomic Mission – the Proliferationr's Oikumene" would give a new qualitative dimension to the issue. A technical object on isolation of various kinds of military and civil radioactive waste gets an additional perspective of philosophical and political reflection. Territorial localization (*oikumene*) of *proliferation* leads to the key concept of the present – *nonproliferation*.

It is suggested to additionally reconsider the concept of *nonproliferation* as applied to the bright spectrum of nuclear dangers (from classical nuclear weapons to radiological ones – the so called "dirty bomb") and a variety of nuclear

and radioactive raw materials, being potentially available for such weapons of military or terrorist use. Separate components of the nonproliferation process as well as the order of actions and priorities should be paid special attention to.

Such reflection brings to the foreground the principle of collecting the basis of any proliferation - nuclear and radioactive materials of any origin (taking into account the impossibility of clear distinction between military and civil nuclear technologies) – within a safe internationally controlled and protected "reservation". The situation might be considered as a "regulated proliferation" of dangerous materials from the places of their origin to the "eternal or long-term repose". Therefore, the *nonproliferation* could be also understood as a limited number of such storage facilities controlled by various branches of humankind.

Through this potential of religious-mythological and cultural-humanitarian associations, the concept of SAMPO would get additional philosophical and political foundations, being so necessary for the broad social reflection of different facets of nuclear humankind. At the same time it could become a specific pilot model site for multidimensional discussions and another step toward humanization and humanitarization of nuclear sphere.

The situation of the 20th century, when only national responsibility dominated for the long-term isolation of nuclear materials produced by a specific country, has been changing. Therefore, theoretical developments of new approaches aimed at broadening the field of alternatives by decision-making are relevant.

This principle has already its historical analogies, in particular, in times of atomic monopoly of the USA in 1945–1949. Numerous studies (f.e. A. Wenger, V. Pechatnov) show that two contrary versions – absolute atomic domination and transfer of atomic civil and military technologies to the USSR – were developed by the elite of this country in parallel. The first nuclear age has furthered the domination of the first one. But the second way has not lost its scientific and political meaning through it. Still it is exploring the future ground, as nuclear opposition has already been "experimentally" proved and will not happen again.

The second version has presupposed a prototype of a joint "atomic weapons economy", even with an enemy, a "regulated proliferation". This would allow increasing the level of trust and cooperation between the countries, avoiding the exhausting and dangerous arms race. Such a non-standard approach was caused by a penetrating foresight by some American politicians and scientists of a (nowadays evident) fact that it is impossible to keep the monopoly of possessing a weapon providing such non-standard geopolitical possibilities. Orientation toward the force methods only, even under conditions of a temporary monopoly on atomic weapons, was extremely dangerous, first of all for the USA, as the effective asymmetric replies were available too. Further development of this version was intellectually supported in Europe. The whole version or its key moments might become examples for the present alternative search of solutions for nuclear issues.

Pechenga might provide fruitful connection to the massive layer of cultural traditions (religious, mythological, interethnic) in the nuclear discourse. It is one of the few outlying districts (if not the only one) in Russia, which has its own encyclopedia of local lore based on the primary sources from three countries. Spiritual-humanitarian reflection as applied to monastic, international and hypothetically nuclear Pechenga might become an important extension of research in natural sciences and technology. Standard investigations include the development of geological, mining, economic, physico-technical and other models. The Pechenga version suggests the consecutive integration of spiritual-humanitarian reflection. The combination of international nuclear problems and various cultures would further qualitative decision-making and better realizations of decisions made.

Such a model would be in line with the present efforts of the Russian Orthodox Church on conservation, under conditions of inevitable globalization, of cultural and religious values as the main orienting points of human activity, moreover, the activity, which has the long-term and serious consequences. Probably, the Church guidance of Pechenga could be one of the "proving grounds" for these efforts. At least, as a result of it, nuclear sphere would not be asocial anymore.

Probably, some trends in interrelations of the Russian Orthodox Church and nuclear sphere in Russia would be interesting for theologists and secular philosophers abroad. This paper might be considered as an attempt to diversify to problem field of religious-philosophical reflection, to show the possible lines of transition from dogmatism to religious philosophy being a trend-setter for humanization of nuclear sphere.

Contemporary socio-nuclear potential of Germany in science and policy. Germany has firm traditions of social, scientific and state technology assessment. Besides, this country has historical priority of fundamental reflexion of nuclear socium (Karl Jaspers). With its high technologies and developed power engineering, significant potential in the sphere of safe energy policy, it might initiate establishing the "network of networks" (national and later international one, for example, in northern Europe) aimed at searching better solutions for complex economic and political tasks caused by the civil and military use of nuclear and other kinds of energy, at approaching the issue on the meaning of nuclear energy with all its risks and chances.

Germany has been reviewing its national strategy on isolation of nuclear waste aimed at transition to a new, common and safer storage facility, which possible location has not been mentioned yet, though.

Probably, an international underground storage place in the North-West Russia could be one of the planned alternatives? Taking into account the international trends and constructive relations between Russia and Germany in the energy sphere, this mental experiment has the right to exist. "*The International Joint Convention on the Safety of Spent Fuel Management and on the Safety of Radioactive Waste Management" signed by Russia does not exclude the possibility of transboundary transportation of radioactive materials by agreement between the parties. And the soviet reactors at the power plants of the former DDR have predetermined the "middle way" of Germany, making it an*

intermediary between Russia and the West and giving it the priority to start the joint development of the SAMPO hypothesis together with Russia, the USA, former socialist countries of the eastern Europe, Ukraine, Lithuania, Finland, Norway and Sweden.

The fact that in December 2006 radioactive waste and uranium from research reactors of the former DDR were delivered to Russia for utilization (the costs – millions dollars – have been covered by the USA) might be considered as a beginning of special relations between Germany, Russia and the USA in the sphere of spent nuclear materials and their nonproliferation.

At present these are only the Russian nuclear waste, which are utilized at the special sites in Russia prepared also in collaboration with Germany. But soon the time is coming to decommission the eastern nuclear power plants in Germany and dismantle the large volumes of radioactive Russian-German materials. Nuclear power plants of the soviet genesis in other parts of Europe will be at the same stage at the same time. Probably, the attitude to nuclear energy in Germany and Europe could become more positive, if the Europeans solve the main and the most dangerous part of the nuclear waste issue according to the SAMPO concept.

The energy safety issues should necessarily include the reflection by political sciences and spiritual-humanitarian sphere, which might become a basis for new extraordinary decisions. In particular, through the simultaneous development of the SAMPO concept, the EU "Northern Dimension" programme and the idea of the Pomor free economic zone. Where the nuclear and oil-gas symbiosis of the SAMPO concept might be shown by the following "diagram of states":

References

1. *Ethics and weapons of mass destruction: religious and secular perspectives // (eds.) S.H. Hashmi and S.P. Lee. – Cambridge, 2004.*
2. *Falkenburg B. Wem dient die Technik? – Baden-Baden : Nomos, 2004.*
3. *Garrison J. The Darkness of God: Theology after Hiroshima. – London : SCM Press, 1982.*
4. *Gay W. Nuclear Warfare and Morality // Global Studies Encyclopedia / (eds.) I.I. Mazour, A.N. Chumakov, W.C. Gay. – Moscow : Raduga, 2003. – P.374–377.*
5. *Habermas J. Zwischen Naturalismus und Religion. Philosophische Aufsatze. – Frankfurt am Main : Suhrkamp, 2005.*
6. *Henrich D. Ethik zum nuklearen Frieden. – Frankfurt am Main : Suhrkamp, 1990.*
7. *Hocke P., Grunwald A. Wohin mit dem radioaktiven Abfall? Perspektiven fur eine sozialwissenschaftliche Endlagerforschung. – Berlin : Sigma, 2006.*
8. *Jaroshinskaja A. Nuclear safety: philosophical-methodological and social aspects : doctoral theses. – Moscow : Ros. Akad. Gos. Sluzhby, 1997. – (in Russian).*
9. *Jaroshinskaja A. From atomic core to nuclear targeting and nuclear proliferation. – Moscow : Ekologija i Pravo, 2004. – (in Russian).*
10. *Jaspers K. Die Atombombe und die Zukunft des Menschen: politisches Bewusstsein in unserer Zeit. – Munchen : Piper, 1958.*
11. *Komleva E. Nuclear Energy: Social-Humanitarian Aspects // Proceedings of the International Conference GLOBAL 2005 "Nuclear Energy Systems for Future Generation and Global Sustainability". October 9-13, 2005, Tsukuba, Japan, – [Tsukuba], 2005. – P.444.*
12. *Kuznetsov Yu.I., Abdrakhimov M.Z., Brodsky P.A. Possibilities of high toxic waste disposal in superdeep boreholes // Metatechnics 94, Stabilisation and Valorisation of ultimate waste. – 1994.*
13. *Mittelstras J. Leonardo-Welt. Uber Wissenschaft, Forschung und Verantwortung. – Frankfurt am Main: Suhrkamp, 1992.*
14. *Pechatnov V. The end of atomic monopoly of the USA // Rossija – 21. – 2004. – No.5. – P.58–85. – (in Russian).*
15. *Project 408 of the International Geological Correlation Programme, 2000 and 2005.*
16. *Shrader-Frechette K.S. Burying Uncertainty: Risk and the Case against Geological Disposal of Nuclear Waste. – Berkeley, 1993.*
17. *Characterization of crystalline rocks in deep boreholes : SKB Technical Report 92-39. – Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co., 1992.*
18. *Wenger A. Living with Peril: Eisenhower, Kennedy, and Nuclear Weapons. – Lanham, Md.: Rowman and Littlefield, 1997.*

СОЗДАНИЕ ГИС "БРЯНСК-ЙОД" ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ПРИРОДНЫХ И ТЕХНОГЕННЫХ ЙОДНЫХ БИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ПРОВИНЦИЙ

Е.М. Коробова, В.Ю. Березкин, Н.В. Корсакова,
Л.В. Кригман, А.И. Кувылин, Е.И. Чесалова

Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН,
Москва, Россия, Korobova@geokhi.ru

CREATION OF GIS "BRYANSK-IODINE" FOR SPATIAL ANALYSIS OF THE NATURAL AND TECHNOGENIC IODINE BIOGEOCHEMICAL PROVINCES

E.M. Korobova, V.Yu. Berezkin, N.V. Korsakova, L.V. Krigman, A.I. Kouvyline, A.I. Chesalova

V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences

Abstract. *The GIS "Bryansk-Iodine" is created for the analysis and evaluation of the spatial structure of iodine biogeochemical provinces on example of the Bryansk oblast' data and is based on the geo-referenced medical and geochemical data sets, the soil maps of different scales and an original software to calculate iodine supply of the soil cover around settlements. The system is aimed at the spatially adequate comparison of the medical and geochemical data to estimate a contribution of the natural iodine background to the iodine deficit in human organism as indicated by iodine renal excretion, and to reveal the influence of natural iodine background and its deficit in organism on the thyroid cancer frequency after the Chernobyl accident that caused considerable release of the radioactive iodine isotopes to the environment.*

Введение. Значительный кратковременный выброс радиоактивных изотопов йода в атмосферу при аварии на ЧАЭС в 1986 г., пространственно наложился на зоны естественно-природного низкого содержания стабильного йода в пищевой цепи, связанного с удаленностью от морских акваторий и распространенностью пород и почв, обедненных этим элементом. Одним из механизмов адаптации к низкому содержанию биологически необходимого химического элемента является развитие способности к его более активному поглощению. Техногенное загрязнение дефицитным в природе йодом, который необходим для нормального функционирования щитовидной железы (ЩЖ), при отсутствии йодной профилактики могло привести к более выраженным негативным последствиям из-за его привычно более интенсивного поглощения, а также нарушения распределения йода в ткани щитовидной железы при ее заболевании. Пространственное распределение негативного отклика (заболеваний щитовидной железы) должно зависеть от распределения источников стабильных и радиоактивных изотопов йода в пищевой цепи. Выпадение радиоактивных изотопов йода можно косвенно оценить по плотности загрязнения ^{137}Cs [8]. Содержание стабильного йода в местных продуктах питания, поставляющих йод в организм (овощах, молоке) связано с его концентрацией и подвижностью в почвах и водах. Это позволяет использовать радиометрические и почвенно-геохимические данные для изучения и оценки пространственной структуры йодных природно-техногенных биогеохимических провинций.

Ранее нами был разработан способ картометрической оценки обеспеченности йодом территорий, используемых для производства местных продуктов питания, на основе эколого-геохимических критериев дефицита элемента в почвах [3], данных по содержанию йода в почвах и почвенных карт [4]. Показано, что этот способ может быть использован для сопоставления геохимической и медицинской информации и количественной оценки вклада природного дефицита йода в заболеваемость раком щитовидной железы среди населения, подвергшегося воздействию выброса радиоактивных изотопов йода, в случае привязки медицинских данных к конкретным местам проживания с учетом типа населенного пункта [7]. Однако проведенные исследования не были верифицированы экспериментальными геохимическими данными.

Для обеспечения комплексного пространственного анализа природных и техногенных факторов формирования природно-техногенных йодных биогеохимических провинций в 2007 г. в рамках проекта РФФИ начато создание ГИС “Брянск-Йод”. Цель создания ГИС “Брянск-Йод” – изучение пространственных закономерностей

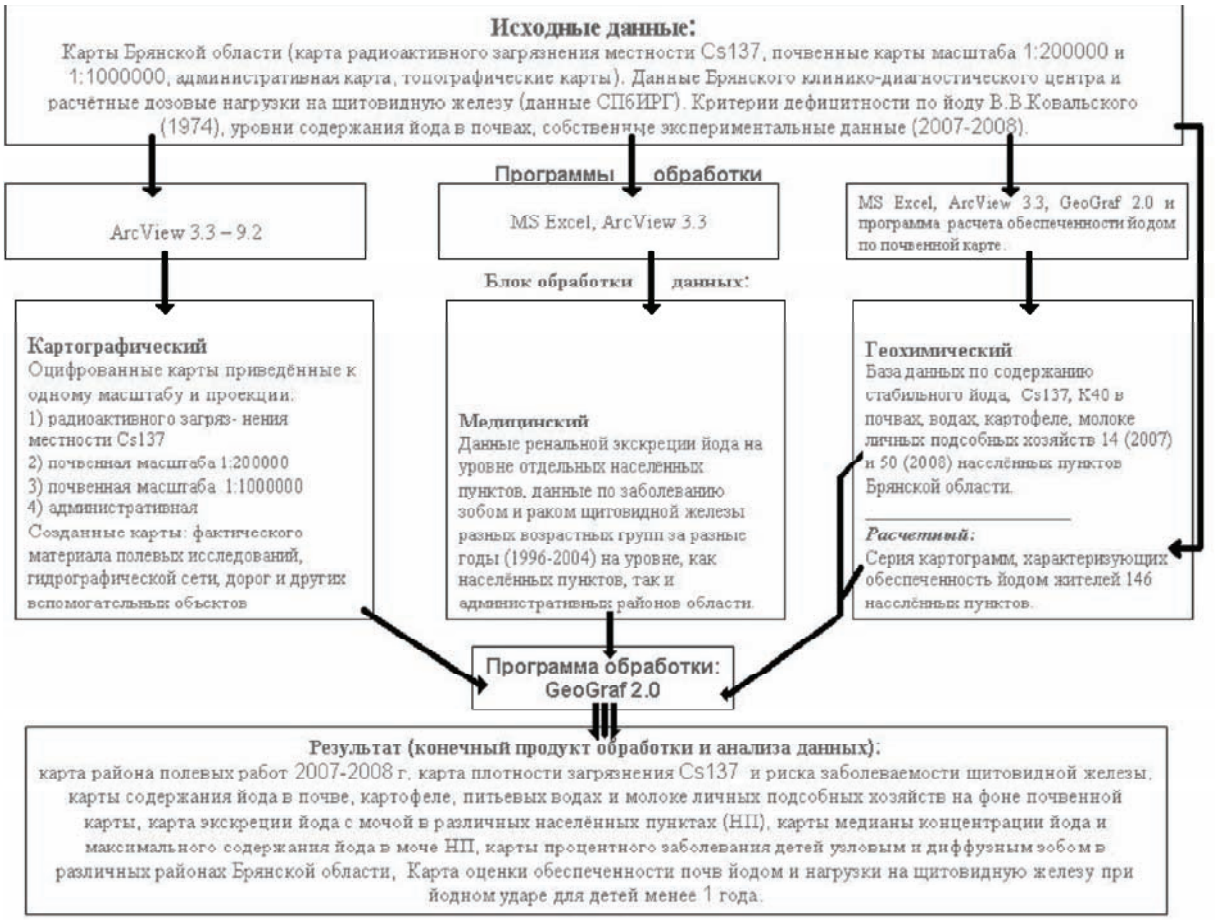


Рис. 1. *Схема организации и обработки информации в ГИС “Брянск-Йод”*

структуры йодных биогеохимических провинций, выявление значимых связей в биогеохимической пищевой цепи на основе сочетанного анализа медицинской и геохимической информации с применением современных методов ГИС-технологий. Брянская область относится к территориям, наиболее пострадавшим при аварии на Чернобыльской АЭС и изученным в отношении заболеваний щитовидной железы с медицинской точки зрения [1, 5, 6].

Возможность географической привязки медицинских и геохимических данных на уровне населенных пунктов позволяет использовать различные картографические слои и методы генерализации для выявления пространственных корреляций параметров биогеохимической пищевой цепи.

Структура ГИС "Брянск-Йод" и исходная информация. Создаваемая ГИС состоит из трех информационных блоков [2] (рис. 1):

1) картографического (почвенные карты Брянской области масштаба 1:1 000 000 и 1:200 000; административная карта, топографические карты в растровом формате);
2) медицинского (данные по ренальной экскреции йода, заболеваемости зобом и раком щитовидной железы [5]; расчетные дозовые нагрузки на щитовидную железу [6] на уровне отдельных населенных пунктов);
3) геохимического (эколого-геохимические критерии дефицитности йода в биогеохимической пищевой цепи по почвенному покрову, литературные данные по содержанию йода в объектах окружающей среды, оригинальные экспериментальные данные по содержанию йода в молоке, питьевых водах и почвах личных приусадебных хозяйств Брянской области) (рис. 1).

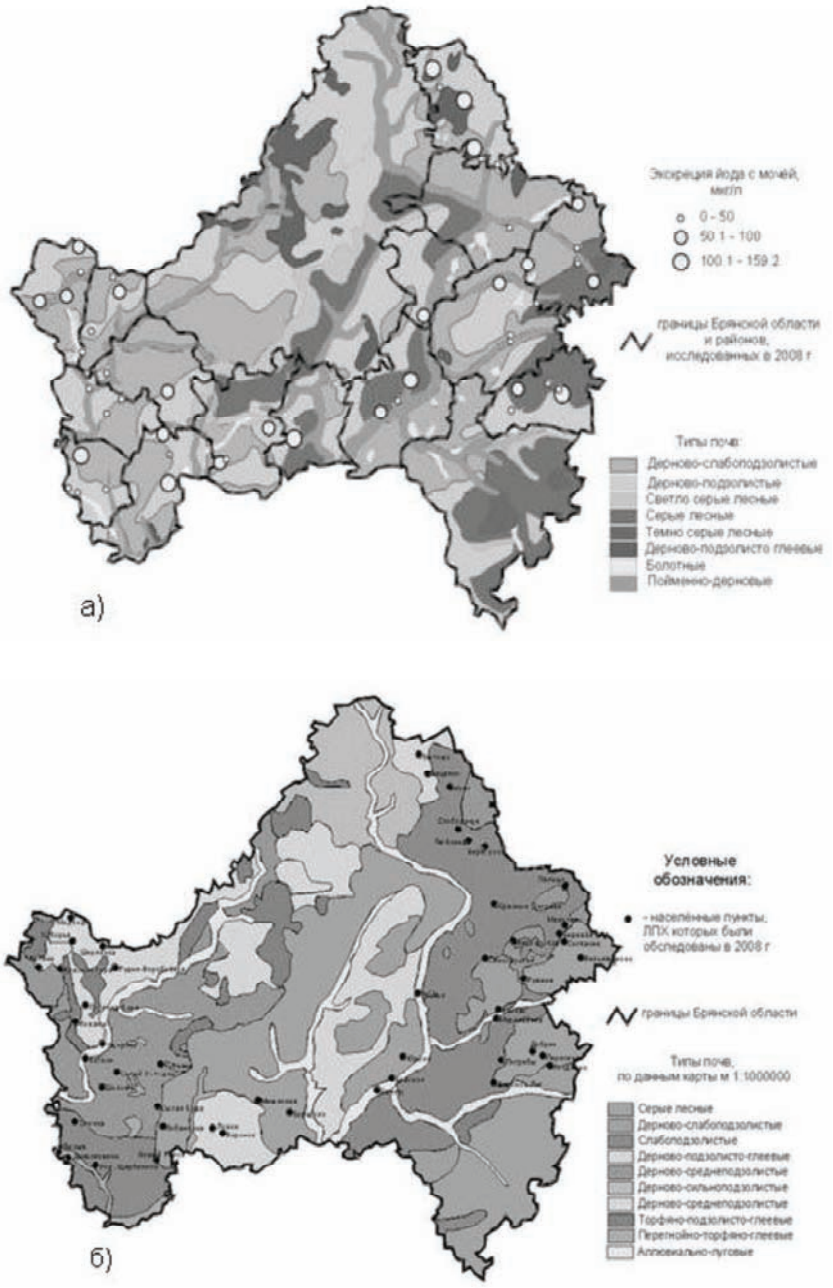


Рис. 2. *Примеры создания различных тематических карт в ГИС "Брянск-Йод": а – уровни ренальной экскреции йода в шкале медицинской оценки дефицитности по йоду в населенных пунктах районов, наиболее загрязненных радионуклидами, на фоне почвенной карты; б – расположение населенных пунктов, обследованных в 2008 г. (на фоне почвенной карты)*

Привязка данных, создание базы данных и подготовка на ее основе тематических карт осуществляется в среде ArcView 3.3 – ArcView 9.0. Визуализация и анализ данных, построение картограмм выполняются в отечественной среде GeoGraf 2.0, на основе которой и создается ГИС Брянской области "Брянск-Йод" (графические файлы хранятся в формате *.shp; табличные в формате *.dbf – одинаково читаемых обеими картографическими системами). В расчетном блоке по электронной почвенной карте йодный статус территорий оценивается по структуре почвенного покрова.

Для получения экспериментальных данных летом

Таблица 1. *Группировка почв по обеспеченности йодом*

Потенциальная обеспеченность почв йодом	Индекс в легенде карты	Группировка почв
Острый дефицит (< 1 мг/кг)	1.1	Подзолистые, дерново-подзолистые песчаные и супесчаные на песках
Сильный дефицит (1,0–1,5 мг/кг)	1.2	Дерново-подзолистые песчаные и супесчаные, дерново-подзолисто-глеевые на моренных суглинках
Дефицит (1,5–2,0 мг/кг)	1.3	Дерново-подзолистые суглинистые на моренных и покровных суглинках
Умеренный дефицит (2,0–3,0 мг/кг)	2.1	Светло-серые и серые суглинистые на покровных суглинках, дерново-глеевые, торфяно-болотные верховые
Слабый дефицит (3,0–5,0 мг/кг)	2.2	Темно-серые лесные на покровных суглинках, торфяно-подзолисто-глеевые
В пределах нормы (5,0–12,0 мг/кг)	3.1	Черноземы типичные глинистые и тяжелосуглинистые на покровных суглинка, лугово-черноземные
	3.2	Болотные низинные
От дефицита до нормы	4.0	Аллювиальные почвы

2007–2008 гг. в Брянской области, были проведены полевые исследования, направленные на сбор образцов для последующего определения стабильного йода в наиболее важных компонентах пищевой цепи. Выбор населенных пунктов определялся наличием данных медицинской статистики по ренальной экскреции йода и оценкой обеспеченности йодом почвенного покрова (показатель нормы/недостатка стабильного йода в рационе питания местного населения). Сопряженный отбор проб почв и картофеля (методом конверта с площади 10х15 м), отбор вод питьевого назначения (водопровод, колонки, колодцы), сена и молока проводился в личных подсобных хозяйствах. На местных пастбищах отобраны образцы пастбищной растительности и почв. Таким образом, охватывались все элементы трофической цепочки служащей источником поступления в организм человека йода.

Визуализация данных в ГИС “Брянск-Йод” и некоторые предварительные результаты.

В рамках ГИС оцифрованы почвенные карты Брянской области масштаба 1:200 000 и 1:1 000 000, созданы таблицы (как элемент атрибутивной базы данных) и серии картограмм по параметрам ренальной экскреции йода, оценке дефицита йода по почвенному покрову на основе разработанных эколого-геохимических критериев (табл. 1). Примеры создания тематических карт в ГИС “Брянск-Йод” представлены на рисунке 2.

Результат картометрической оценки обеспеченности стабильным йодом почвенного покрова территорий вокруг сельских населенных пунктов, загрязненных радионуклидами при аварии на ЧАЭС, представлен на рисунке 3. На первом этапе использована почвенная карта масштаба 1:1000 000, расчет проведен в радиусе 5 км, что допустимо для такого масштаба и отвечает площади среднего хозяйства, земли которого используются для производства и местного потребления продуктов питания.

Расчет подтвердил существенную дифференциацию населенных пунктов по обеспеченности стабильным йодом окружающих почв и показал доминирование двух групп территорий вокруг населенных пунктах с сильным и умеренным дефицитом йода (рис. 3).

Предварительный анализ медицинских и геохимических данных выявил тенденцию положительной связи между средними значениями максимальной ренальной экскреции среди жителей населенных пунктов отдельных районов и средней оценкой максимальной обеспеченности почвенного покрова йодом населенных пунктов тех же районов. Отмечена связь уровня экскреции с долей заливных лугов в районе. Такая связь представляется закономерной, т.к. пойменные почвы, как правило, являются нижним звеном аккумуляции йода в ландшафтно-геохимической системе и интенсивно исполь-

Рис. 3. *Гистограмма распределения населенных пунктов Брянской области, загрязненных ^{137}Cs, по обеспеченности йодом почвенного покрова (картометрический расчет по структуре почвенного покрова в радиусе 5 км, n=905)*

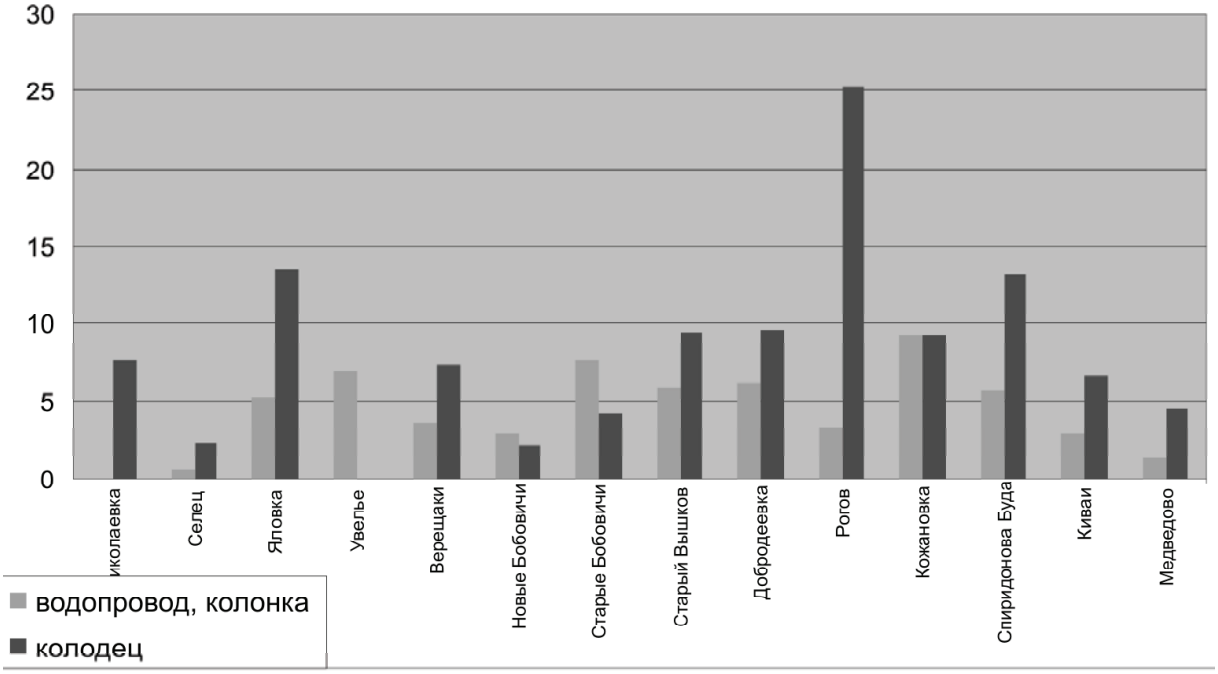


Рис. 4. *Содержание йода в питьевых водах сельских населенных пунктов (обследование 2007 г.)*

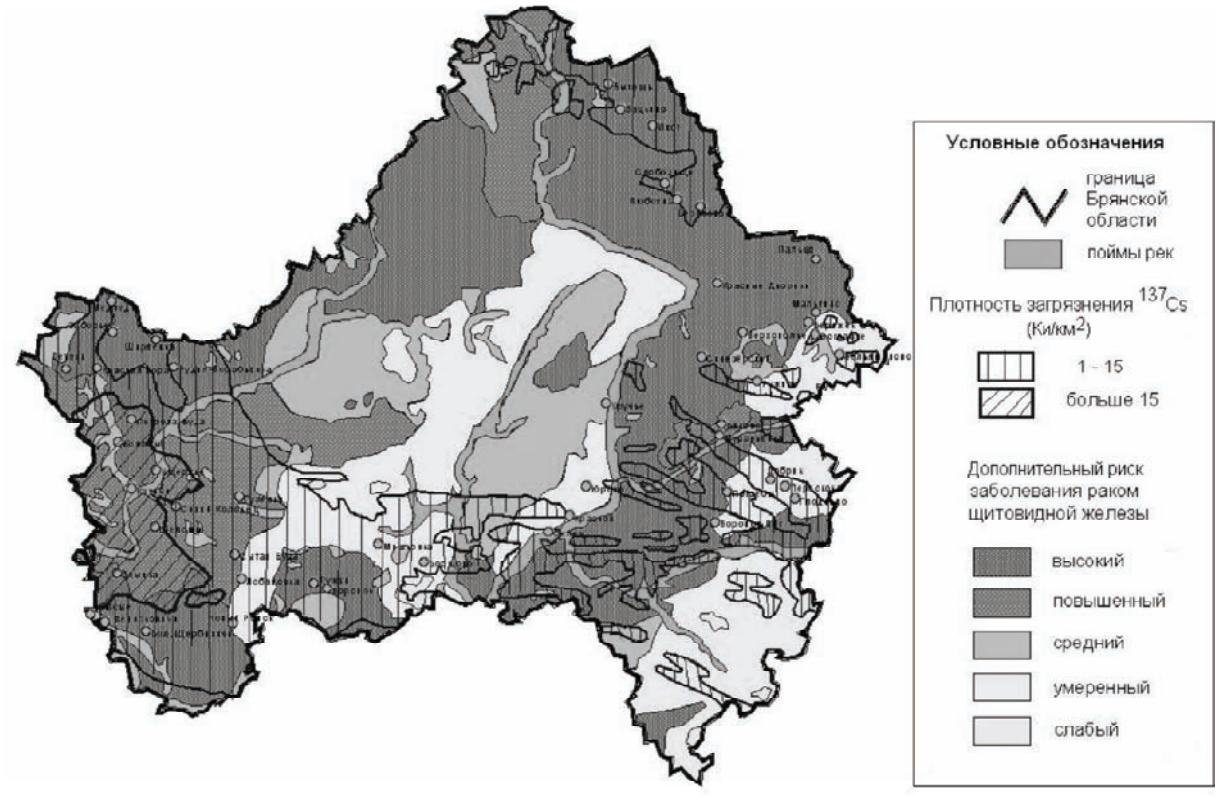


Рис. 5. *Загрязнение ^{137}Cs по данным за 1995 г. [7] и оцека риска заболевания щитовидной железы при йодном ударе в зависимости от обеспеченности почвенного покрова стабильным йодом*

зуются под сенокосы и пастбища. Таким образом, оценка йодного статуса территории по почвенному покрову представляется целесообразной.

Обработка полевых данных первого сезона подтвердила основные закономерности распределения йода в компонентах локальной биогеохимической пищевой цепи: почвы – картофель – молоко – вода, что соответствует литературным данным. В ряде случаев содержание йода в водах превышало его количество, обнаруженное в молоке, а в картофеле было сопоставимо с молоком и водой, что свидетельствует о значимости данных продуктов для йодной пищевой цепи. Подтверждена связь содержания йода в почвах с содержанием органического вещества (ОВ) и утяжелением гранулометрического состава. Показана существенная вариабельность содержания йода в питьевых водах разного происхождения (рис. 4). Молоко, полученное в хозяйствах, расположенных на светло-серых лесных почвах, в среднем содержало несколько больше йода, однако в полесских ландшафтах, где животные выпасаются часто на влажных лугах с перегнойно-глеевыми и дерново-глеевыми почвами, накопление йода в молоке сопоставимо и может быть выше, чем в зоне развития более обеспеченных йодом серых лесных почв. В козьем молоке йод накапливался в 2–10 раз активнее.

На основе разрабатываемой ГИС создан первый вариант оценки дополнительного риска заболевания щитовидной железы при йодном ударе, обусловленного различной обеспеченностью почвенного покрова Брянской области стабильным йодом (рис. 5). Для представлений о градиенте плотности загрязнения территории радиоактивными изотопами йода на схеме в генерализованном виде показана плотность загрязнения территории ^{137}Cs. На втором этапе работ предполагается построение общей карты риска с совмещением указанных слоев.

Заключение. Для исследования пространственных закономерностей структуры биогеохимических провинций на современном этапе наиболее целесообразно создание ГИС. Создаваемая ГИС "Брянск-йод" объединяет разноплановые данные медицинских и геохимических исследований, имеющих географическую привязку, что позволяет анализировать пространственные особенности йодной биогеохимической пищевой цепи и оценивать риски заболеваний, связанных с йодным статусом территории.

В рамках ГИС получены первые оценки контрастности районов Брянской области, загрязненных радионуклидами, по йодному статусу почвенного покрова. Начато сопоставление медицинской информации с геохимической, выявлена тенденция связи обеспеченности почв йодом и максимальными значениями ренальной экскреции, что подтверждает целесообразность дальнейших исследований факторов формирования структуры йодных биогеохимических провинций.

В дальнейшем планируется: сравнение и анализ информативности почвенных карт разного масштаба при картометрической оценке и использование новых экспериментальных данных для оценки обеспеченности йодом локальных пищевых цепей и верификации картометрических оценок.

Создаваемая ГИС позволит выявлять зоны повышенного риска, где необходимо в первую очередь проводить профилактику заболеваний щитовидной железы и корректировать местные рационы и диеты в отношении йода.

Работа выполняется при поддержке РФФИ (грант №07-05-912).

Литература

1. *Атлас радиоактивного загрязнения Европейской части России, Белоруссии и Украины. – М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1998. – 143 с.*
2. *Березкин В.Ю., Коробова Е.М., Кувылин А.И., Чесалова Е.И. Структура ГИС "Брянск-Йод" для эколого-геохимической оценки йодного статуса Брянской области // Мат. 6-ой междунар. биогеохимич. школы. – Астрахань, 22-25 сентября 2008 г.*
3. *Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М. : Наука, 1974. – 299 с.*
4. *Коробова Е.М., Кувылин А.И. Природные биогеохимические провинции с низким содержанием йода как районы дополнительного экологического риска в зонах воздействия аварии на Чернобыльской АЭС // Биогеохимическая индикация аномалий : мат. V биогеохимических чтений. – М. : Наука, 2004. – С.156–167.*
5. *Прошин А.Д., Дорощенко В.Н., Дефицит йода среди населения Брянской области. – Брянск : Ладомир, 2005. – 164 с.*
6. *Средние дозы облучения щитовидной железы жителей разного возраста, проживающих в 1986 г. в населенных пунктах Брянской, Тульской, Орловской и Калужской областей, загрязненных радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС : справочник / под ред. М.И. Балонова, И.А. Звоновой // Радиация и Риск. Спец. вып. – 2002. – 94 с.*
7. *Cardis E., Kesminiene A., Ivanov V. et al. Risk of thyroid cancer after exposure to ^{131}I in childhood // J. Nat. Cancer Inst. – 2005. – Vol.97. – P.724–732.*
8. *Makhonko K.P., Kozlova E.G., Silantev A.N. et al. Local contamination with ^{131}I after the Chernobyl nuclear power plant accident and estimates of the dose burdens from its radiation // Atomic Energy. – 1992. – Vol.4. – P.339–344.*

РАДИОЦЕЗИЙ И РАДИОСТРОНЦИЙ В СИСТЕМЕ “АЛЛЮВИАЛЬНАЯ ПОЧВА – РИЗОСФЕРА ПРИБРЕЖНО-ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ”

М.Ю. Кропачева, А.В. Чугуевский, И.В. Макарова, М.С. Мельгунов

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, marya@uiggm.nsc.ru

RADIOCESIUM AND RADIOSTRONTIUM IN “ALLUVIAL SOIL – RIVERSIDE PLANTS RHIZOSPHERE” SYSTEM

M.Y. Kropacheva, A.V. Chuguevsky, I.V. Makarova, M.S. Melgunov

Institute of Geology and Mineralogy of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Novosibirsk, Russia

Abstract. *Distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in granulometric fractions of soil and rhizosphere of the impact zone of KMCPP has been investigated. Maximum activities of radiocaesium are observed in thin fractions while detectable amounts of radiostrontium is also present in rough fractions. Prevalence of radionuclides in rhizosphere is observed in the majority of fractions. Active washout of ^{90}Sr from a rhizosphere of Atamanovsky spit takes place. This fact points to redistribution deposited ^{90}Sr as a result of high waters. Washout of ^{137}Cs is far less.*

В последние десятилетия многочисленные работы по изучению экологического состояния поймы р. Енисей вблизи Красноярского Горно-химического комбината (ГХК) показали значительное загрязнение береговой полосы, островов и донных осадков Енисея искусственными радионуклидами [1–5, 7–10]. Наиболее загрязнены правый берегу и острова, находящихся в ближней зоне влияния Красноярского ГХК, где удельные активности ^{137}Cs достигают 17000 Бк/кг [12]. Представленная работа направлена на изучение распределения и путей миграции депонированных в почвах техногенных радионуклидов.

Для опробования были выбраны точки ближней зоны влияния ГХК, в которых выявлено наиболее сильное загрязнение техногенными радионуклидами – коса Атамановская (5 км ниже по течению от ГХК) и Балчуговская протока (17 км ниже по течению) (рис. 1). Выбранные точки значительно различаются гидрологическим режимом. Коса подвергается достаточно кратковременным (2–4 недели) паводкам, при которых обильно омывается проточными паводковыми водами. В Балчуговской протоке проточный режим устанавливается только при высоких паводках, которые случаются не каждый год, в остальное время условия способствуют образованию застойного заболоченного залива, где создаются благоприятные условия для аккумулирования техногенных радионуклидов [7]. Для опробования выбирались участки с максимальной активностью. Пробы отбирались по единой схеме: извлекался куб почвы (сторона куба ~40 см). Со свежего кома стряхивалась почва. Материал ризосферы высушивался вместе с корнями растений и отделялся уже в сухом виде. В материал ризосферы и почвы неизбежно попадали мелкие корни. Пробы почвы и ризосферы с косы Атамановского и Балчуговской протоки подвергались гранулометрическому фракционированию. Фракции 0,01–0,05 мм отделялись после 1 мин отстаивания, <0,01 мм – после 10 мин отстаивания. Фракции 0,05–0,16 мм, 0,16–0,25 мм, 0,025–0,5 мм и >0,5 мм разделались путем рассеивания на ситах. Вода, применявшаяся при отмучивании, упаривалась до объема 60 мл. Вещество почвы и ризосферы представляет собой песок и ил, с примесью растительных остатков. В ризосфере даже в самой мелкой фракции минеральные частицы прочно сцементированы с растительными остатками. Удельные активности ^{137}Cs определялись методом γ-спектрометрии с использованием колодезного коаксиального HPGe полупроводникового детектора (ППД) с низкофоновым криостатом EGPC 192-P21/SHF 00-30A-CLF-FA фирмы EURISYS MEASURES (Франция) и коаксиальном Ge(Li) ППД ДГДК-100В (Дубна). Определение ^{90}Sr проводилось методом β-спектрометрии с радиохимической пробоподготовкой.

Массовое распределение гранулометрических фракций проб почвы и ризосферы представлено в таблице 1. Как видно, на косе Атамановской это распределение примерно одинаково, в то время как в Балчуговской протоке массовые отношения фракций заметно разнятся.

Удельные активности ^{137}Cs в различных гранулометрических фракциях косы Атамановской примерно равны для почвы и ризосферы (табл. 2). Заметное отличие наблюдается лишь для фракции 0,5–0,25 мм, в которой удельная активность ^{137}Cs в почве составляет 476 Бк/кг, а в ризосфере – 623 Бк/кг. При этом средневзвешенное по пробе для почвы и для ризосферы практически одинаково – 281 и 274 Бк/кг соответственно.

В Балчуговоской протоке наблюдаются весьма заметные различия в величинах удельных активностей ^{137}Cs для разных фракций. В большинстве своем эти значения заметно выше для почвы по сравнению с ризосферой. Так, во фракциях <0,01 мм и 0,01–0,05 мм содержится 4514 и 3336 Бк/кг соответственно, в то время как в ризосфере значения не превышают 1048 и 747 Бк/кг соотвтетственно. Небольшие превышения удельных активностей в ризосфере над содержаниями в почве наблюдаются во фракциях 0,16–0,25 мм и >0,5 мм.

Несмотря на значительные удельные активности ^{137}Cs в почве и ризосфере, его выход в водорастворимую фракцию невелик. Лишь в почве Балчуговоской протоки удельные активности ^{137}Cs в этой фракции достигают 173 Бк/кг, в остальных случаях его содержания не превышают 30 Бк/кг. Хотя ^{137}Cs не так хорошо растворим, как ^{90}Sr [11], его выход в водорастворимую фракцию в масштабах загрязнения поймы Енисея представ-

Рис. 1. *Карта-схема места пробоотбора*

ляется весьма значительным. Кроме того, из данных таблицы 2 видно, что в ризосфере происходит более эффективное, чем в почве, связывание радиоцезия, что может объясняться большим по сравнению с почвой содержанием органического вещества [6].

Процентное распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям почвы и ризосферы косы Атамановской имеет схожий характер. Наибольшие содержания наблюдаются в самой тонкой фракции <0,01 мм, где концентрируется от 30 до 42% содержащегося в пробе ^{137}Cs. Так же много радиоцезия присутствует во фракции 0,01–0,05 мм (29%). В крупных фракциях (0,5–0,25 мм и >0,5 мм) так же много ^{137}Cs – до 15 и до 11% соответственно. В средних же фракциях (0,05–0,16 мм и 0,16–0,25 мм) присутствует ^{137}Cs в небольших количествах – до 6,3 и 4,5% соответственно.

В почве Балчуговской протоки распределение ^{137}Cs по фракциям в целом совпадает с распределением на косе Атамановской. Отличие состоит в том, что на долю крупной фракции >0,5 мм приходится лишь 2% содержания радиостронция в пробе. Сильно отличаются доли активностей ^{137}Cs в ризосфере Балчуговоской протоки. В тонких фракциях (<0,01 мм и 0,01–0,05 мм) содержания ^{137}Cs меньшие, чем в почве (30 и 21% соответственно), а в более грубых фракциях радиоцезий распределен практически поровну.

Распределение удельных активностей ^{90}Sr в различных гранулометрических фракциях в почве и ризосфере опробованных точек весьма различны. Средневзвешенные значения удельных активностей для косы Атамановской показывают преобладание радиостронция в ризосфере, в то время как для значений в Балчуговской протоки наблюдается обратная картина.

Таблица 1. *Массовое распределение гранулометрических фракций, %*

	Коса Атамановская		Балчуговская протока	
	почва	ризосфера	почва	ризосфера
< 0,01 мм	2,4	1,3	13	7,8
0,01–0,05 мм	3,2	1,8	17	5,0
0,05–0,16 мм	36	52	35	65
0,16–0,25 мм	53	40	30	11
0,5–0,25 мм	4,0	2,9	4,0	9,6
> 0,5	2,4	1,5	1,4	1,5

Таблица 2. *Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr по гранулометрическим фракциям, Бк/кг*

	Коса Атамановская		Балчуговская протока	
	почва	ризосфера	почва	ризосфера
^{137}Cs				
Средневзвешенное по пробе	281	274	1194	481
Водорастворимая фракция	30	11	173	14,3
% водорастворимой фракции	2,2	0,9	2,8	1,5
< 0,01 мм	1474	1491	4514	1048
0,01–0,05 мм	1141	1225	3336	747
0,05–0,16 мм	251	246	807	395
0,16–0,25 мм	175	188	378	523
0,5–0,25 мм	476	623	1580	404
> 0,5 мм	440	420	209	378
мелкие корни	310	367	644	180
^{90}Sr				
Средневзвешенное по пробе	40	61	81	44
Водорастворимая фракция	3,5	27	0,9	0,7
% водорастворимой фракции	8,8	45	1,1	1,6
< 0,01 мм	185	208	10,7	34,7
0,01–0,05 мм	138	168	38,6	136
0,05–0,16 мм	19,8	24,3	103	13,3
0,16–0,25 мм	14,7	8,2	3,2	22,4
0,5–0,25 мм	152	49,1	41,1	222
> 0,5 мм	125	207	56,7	16,6
мелкие корни	193	763	40,6	85

В ризосфере косы наблюдается весьма существенный выход ^{90}Sr в водорастворимую фракцию – до 45%. Известно, что радиостронций легкоподвижен в почвах [6], что указывает на происходящее перераспределение

депонированного почвами ^{90}Sr в результате паводковых явлений.

В тонких и в грубых гранулометрических фракциях содержания ^{90}Sr в ризосфере косы превышают его содержания в других пробах. Средние фракции (0,05–0,16, 0,16–0,25 и, в некоторой степени, 0,5–0,25 мм) радиостронцием обеднены.

Процентное распределение ^{90}Sr по фракциям 0,01–0,05 мм и 0,05–0,16 мм на косе Атамановской примерно одинаково и для почвы (29 и 21% соответственно) и для ризосферы (26 и 22% соответственно). Заметное различие наблюдается для фракции 0,5–0,25 мм; в пробе почвы находится 26% ^{90}Sr, в то время как в ризосфере всего лишь 6%.

Для почвы и ризосферы Балчуговской протоки так же характерны различия в удельных активностях и процентных содержаниях радиостронция в различных фракциях. В почве наиболее обогащенной является фракция 0,05–0,16 мм (40 против 3% в ризосфере), в то время как в ризосфере радиостронций концентрируется во фракции 0,5–0,25 мм (50 против 16% в почве). Значительные содержания наблюдаются во фракции 0,01–0,05 мм – 15% в почве и 30% в ризосфере. Во фракции >0,5 заметное количество ^{90}Sr присутствует только в почве (22 против 4% в ризосфере).

Особое внимание обращает на себя содержание ^{90}Sr в мелких корнях, присутствующих во всех пробах почвы и ризосферы. Процентное отношение к общей массе пробы для корней колеблется от 0,9 до 1,8%, но на долю корней приходится весьма заметная доля общей удельной активности пробы. В пробах почвы и ризосферы из Балчуговской протоки она практически одинакова – 14 и 16% соответственно. В пробах с косы Атамановской картина кардинально отличается – в ризосфере процентное отношение для корней в два раза больше, чем в почве (49 и 23% соответственно). Удельные активности ^{90}Sr в корнях колеблются от 40,6 Бк/кг (почва протоки) до 763 Бк/кг (ризосфера косы).

Для ^{137}Cs так же характерно заметное присутствие в мелких корнях почвы и ризосферы, хотя и не такое выраженное, как для ^{90}Sr. В корнях содержится до 8% всего радиоцезия пробы (ризосфера косы Атамановской), а удельные активности колеблются от 180 Бк/кг (ризосфера Балчуговоской протоки) до 644 Бк/кг (почва Балчуговской протоки). В целом, для косы Атамановской характерно примерно одинаковое содержание ^{137}Cs в корнях для почвы и ризосферы (310 и 367 Бк/кг соответственно), в то время как в Балчуговской протоке наблюдается концентрирование ^{137}Cs в корнях, расположенных в почве по отношению к ризосферным корням.

Проведенное исследование показало, что максимальные активности радиоцезия наблюдаются в тонких фракциях, в то время как заметные количества радиостронция присутствует и в грубых фракциях. В большинстве фракций наблюдается преобладание радионуклидов в ризосфере. Наблюдается сильное вымывание ^{90}Sr из ризосферы косы Атамановской, что указывает перераспределение депонированного ^{90}Sr в результате паводков. Вынос ^{137}Cs из почвы и ризосферы не столь велик. Доля живого вещества в общей активности косного вещества системы весьма значительна.

Литература

1. *Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophyte of the Yenisei River (Elodea canadensis) // J. Environ. Radioact. – 2005. – Vol.82. – P.33–46.*
2. *Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M. et al. Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia // J. Environ. Radioact. – 2006. – Vol.87. – P.188–208*
3. *Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер М. и др. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения горно-химического комбината // Радиохимия. – 1999. – Т.41, №6. – С.563–568.*
4. *Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Бургер М. и др. Накопление техногенных радионуклидов водными растениями р. Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината. // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т.42, №2. – С.194–199.*
5. *Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. Изучение форм нахождения техногенных радионуклидов ^{60}Co, ^{137}Cs, ^{152}Eu и ^{241}Am в донных отложениях р. Енисей // Радиохимия. – 2008. – Т.50, №5. – С.475–480.*
6. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М. : Мир, 1989. – 439 с.*
7. *Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н. Оценка современной динамики осаднакопления в пойме реки Енисей на основе ландшафтно-гидрологического, литологического и радиометрического анализов (на примере острова Черемухов) // Геоморфология. – 2005. – №3. – С.42–51.*
8. *Носов А.В Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология. – 1997. – №12. – С.84–91.*
9. *Носов А.В., Ашанин М.В., Иванов А.Б. и др. Радиоактивное загрязнение р. Енисей, обусловленное сбросами Красноярского Горно-химического комбината // Атомная энергия. – 1993. – Т.74, №2. – С.144–150.*
10. *Носов А.В., Мартынова А.М. Анализ радиационной обстановки на р. Енисей после снятия с эксплуатации прямоточных реакторов Красноярского ГХА // Атомная энергия. – 1996. – Т.81, №3. – С.226–232.*
11. *Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М. : Атомиздат, 1974. – 216 с.*
12. *Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2004. – 286 с.*

ИЗМЕНЕНИЕ РАДИОАКТИВНОСТИ ТЕРРИТОРИЙ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ТЕХНОГЕНЕЗА НА ПРИМЕРЕ ГОРОДА АРХАНГЕЛЬСКА

В.В. Кряучюнас, И.М. Киселева, Г.П. Киселев

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, kiselevaim@yandex.ru

TERRITORIAL RADIOACTIVITY CHANGES UNDER THE MAN-CAUSED FACTORS IN ARHANGELSK CITY AS AN EXAMPLE

V.V. Kryauchyunas, I.M. Kiseleva, G.P. Kiselev

Institute of Ecological Problems in the North, UB Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk, Russia

Abstract. *The results of the study of radioactivity and radioactive isotopes in the grounds of Arkhangelsk city are given in the article. Their specific activity regular changes depending on the impact of man – city construction type and period, construction materials, territory development intensity are shown there.*

Техногенез – процесс изменения природных комплексов под воздействием производственной деятельности человека [1]. Заключается в преобразовании биосферы, вызываемом совокупностью геохимических процессов, связанных с технической и технологической деятельностью людей по извлечению из окружающей среды, концентрации и перегруппировке целого ряда химических элементов, их минеральных и органических соединений. Влияние техногенеза сказывается и на распределении естественных и искусственных радионуклидов, особенно сильно данное влияние проявляется на городских территориях. Так, в процессе строительства города происходит полное или частичное преобразование биосферы: изменяется рельеф местности, изменяются химические и физические свойства почвы, под влиянием человеческой деятельности создаются новые типы почв – урбаноземы и урботехноземы, все это прямым или косвенным образом сказывается на миграции радионуклидов.

На территории г. Архангельска проведена плановая пешеходная съемка радиоактивного фона. Измерения производились геологоразведочным сцинтилляционным радиометром СРП-88Н, в импульсах в секунду. Всего было сделано 18000 замеров через 50 м, на высоте 15 см от поверхности почвы. Для проверки достоверности полученных результатов были проведены повторные измерения радиоактивного фона в 100 произвольно выбранных точках, которые подтвердили первоначальные данные с погрешностью не более 10%.

В результате интерпретации, полученных данных по радиоактивному фону, выявлено следующее. Средние значения радиоактивного фона в г. Архангельске увеличиваются в ряду по направлению: незастроенные территории – территории с деревянными постройками – железобетонными постройками – территории с отсыпкой гравием дорог (рис. 1).

Наибольшие средние значения радиоактивного фона наблюдаются в кварталах, где преобладает кирпичная и каменная застройка 30–50-х годов, выполненная в основном из кирпича разобранных церквей, завезенного из Голландии. В таком кирпиче установлены высокие концентрации ^{40}K и ^{232}Th. В более поздних застройках использовались строительные материалы, прошедшие контроль на содержание радионуклидов, что существенно снизило радиоактивный фон возле этих строений. Минимальные средние значения фона наблюдаются в районах с преобладающей деревянной застройкой.

Для незастроенных территорий, прилегающих к городу, наблюдается рост радиоактивного фона по направлению: болота – поля – луга – парки (рис. 1). Болота, расположенные по периферии жилых территорий города в основном верхового или промежуточного типа, отличаются слабой лесной растительностью и, практически, не освоены. В торфе болот мало литофильного материала, несущего естественную радиоактивность. На полях происходит ежегодное перепахивание, что приводит к частичному естественному выносу радиоактивных изотопов из литофильной составляющей почв инфильтрационными водами и вынос их с продуктами сельского хозяйства. Луга не перепахиваются, но сенокосы и пастбища также способствуют частичному выносу радиоактивности с этих территорий.

Таким образом, на радиоактивный фон влияют мно-

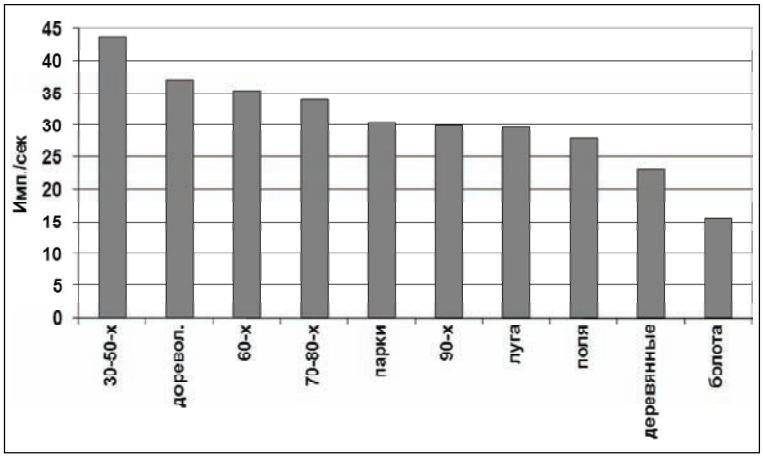


Рис. 1. *Средние значения радиоактивного фона в различных районах г. Архангельска*

гие факторы: отсыпка дорог, материал, из которого построен окружающий жилой фонд, заболоченность местности.

Другим показателем изменения природной среды под антропогенным воздействием является радиоактивность почв.

Большая часть территории г. Архангельска представлена урбаноземами, а районы новостроек и строительных площадок – урботехноземами, но наряду с ними в городе выделяют и естественные почвы разной степени нарушенности. Группу собственно городских почв – урбаноземов образуют урбанозем, культурозем, некразем, экранозем, в которых горизонт "урбик" имеет мощность более 50 см. Они формируются за счет процессов урбанизации на культурном слое или на насыпных, намывных и перемешанных грунтах мощностью более 50 см.

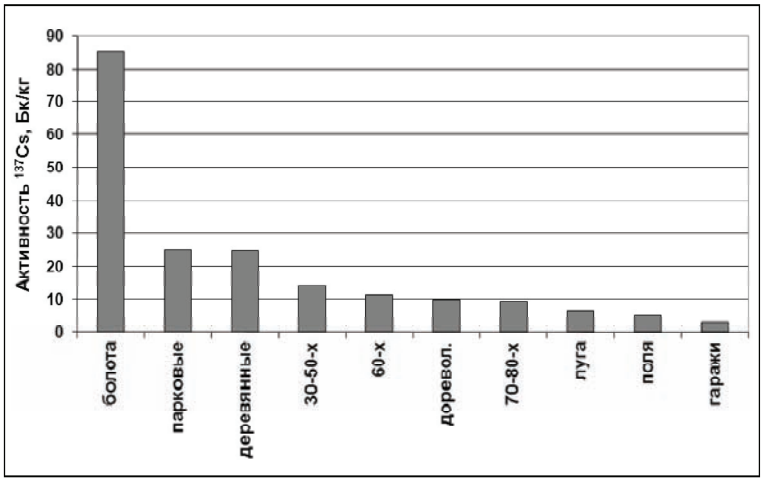


Рис. 2. *Активность ^{137}Cs в почвах различных районов г. Архангельска*

Урботехноземы представляют собой искусственно созданные почвогрунты путем обогащения плодородным слоем, торфо-компостной смесью насыпных или других свежих грунтов (реплантозем, конструктозем).

Эти две группы городских почв обладают целым рядом специфических признаков – большой захламленностью (доминирующий признак), сильной степенью рекреационной нагрузки, отсутствием или слабой прочерченностью генетических почвенных горизонтов до глубины 50 см и медленной скоростью разложения органического вещества [2].

Для выявления особенностей распределения активности ^{137}Cs, ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th в различных районах г. Архангельска было отобрано 360 почвенных образцов. Отбирался верхний 5-сантиметровый слой почвы, т.е. верхняя часть горизонта "урбик".

Удельная активность ^{137}Cs в верхнем пятисантиметровом слое почв г. Архангельска изменяется от 2 до 180 Бк/кг. Увеличение его активности происходит в направлении от центральной части города к периферии, где преобладают естественные ненарушенные и естественно-антропогенные поверхностно-преобразованные почвы.

Высокая удельная активность ^{137}Cs наблюдается на заболоченных участках, слабо затронутых техногенезом (рис. 2). Попадая из атмосферы в торфяно-болотные почвы ^{137}Cs фиксируется в верхнем 5–10-сантиметровом горизонте за счет того, что прочно связывается с органическими веществами, образовавшимися в результате разложения. Затем по мере убывания активности ^{137}Cs, следуют почвы, отобранные в парковых зонах, в кварталах с деревянной застройкой. Средние значения удельной активности ^{137}Cs отмечается в почвах отобранных в кварталах с каменной застройкой 30–60-х гг. эти кварталы располагаются в центральной исторической части города, где почва начинает постепенно восстанавливаться или формироваться заново, в результате чего появляется маломощный гумусовый горизонт – слабый геохимический барьер на пути ^{137}Cs. Низкой активностью ^{137}Cs характеризуются районы с высокой антропогенной нагрузкой на почву – это районы с современной каменной застройкой 70–80-х гг., луга, поля и территории, на которых располагаются гаражные кооперативы.

Анализ пространственного распределения ^{40}K в почвах и грунтах г. Архангельска показал, что в городских почвах имеет место увеличение концентрации ^{40}K по сравнению с почвами на территориях, прилегающих к г. Архангельску. Высокая активность ^{40}K в почвах г. Архангельска обусловлена, двумя причинами. Во-первых, для повышения плодородия почвы местное население широко применяет калийные удобрения, которые содержат радиоактивный изотоп ^{40}K. Во-вторых, со строительным материалом, который попал в почву в качестве строительного мусора или при отсыпке дорог.

Анализ средних значений активности ^{40}K в различных районах г. Архангельска, показал, что распределение ^{40}K напрямую зависит от типа застройки территории и антропогенного воздействия на нее. Активность ^{40}K уменьшается в ряду почв: лугов – полей – парковых зон – кварталов с деревянной застройкой – кварталы с каменной застройкой – почвы заболоченных участков (рис. 3).

Содержание ^{226}Ra и ^{232}Th в верхнем почвенном горизонте города изменяется от 2 до 90 Бк/кг. Повышение активности ^{226}Ra наблюдается в ряду почв: полей – лугов – парковых зон – деревянной застройки – каменной застройки (рис. 4). Что касается активности ^{232}Th, то его увеличение идет в ряду почв: полей – деревянной застройки – парковых зон – лугов – каменной застройки (рис. 5).

Высокая активность ^{226}Ra и ^{232}Th в кварталах с каменной застройкой 30–50-х гг., связана с радиоактивными свойствами строительных материалов – в своем большинстве постройки того времени сложены красным кирпичом, осколки которого часто встречаются в качестве включений в почвенных образцах отобранных на данной территории.

Кроме того, рассматривая разновозрастную каменную застройку города, выявляется закономерность, со-

гласно, которой активность ^{226}Ra и ^{232}Th в почве снижается в сторону новостроек, вероятно, это связано с тем, что в настоящее время на домостроительных комбинатах осуществляется контроль за радиоактивностью производимых строительных материалов.

Высокое содержания ^{226}Ra в торфяно-болотных почвах, связано с тем, что он хорошо сорбируется торфом и мхом, т.е. данное явление обусловлено физико-химическими свойствами самого радия. Низкое содержание ^{226}Ra и ^{232}Th на лугах и полях, характеризуются тем, что здесь отсутствует или сведен к минимуму привнос в почву данных радионуклидов вместе со строительными материалами, а также на данных территориях не роют строительных котлованов, т.е. почвообразующие породы, содержащие естественные радионуклиды не выносятся на дневную поверхность.

Таким образом, на пространственное распределение ^{137}Cs, в верхнем 5-сантиметровом слое городских почв существенное влияние оказывает степень антропогенной нагрузки. Пространственное распределение ^{40}K, ^{226}Ra, ^{232}Th в городских почвах, отличается от их распределения в естественных ненарушенных почвах, за пределами городской черты, что обусловлено рядом факторов:

- городские почвы имеют внешний источник поступления естественных радионуклидов, вместе со строительными материалами (строительным мусором);
- инженерно-геологические условия на территории города делают необходимым, на этапе подготовки к строительству рытье котлованов, в результате чего естественные радионуклиды вместе с почвообразующей горной породой выносятся на дневную поверхность и загрязняют верхние горизонты почвы;
- местное население на приусадебных участках использует калийные удобрения, с большим содержанием ^{40}K.

Литература

1. *ГОСТ 17.5.1.01.-83 Охрана природы. Рекультивация земель. Термины и определения. Постановление Госстандарта СССР от 13.12.1983 №5854 ГОСТ от 13.12.1983 №17.5.1.01-83*
2. *Наквасина Е.Н., Серый В.С., Семенов Б.А. Полевой практикум по почвоведению. – Архангельск : Арханг. гос. техн. ун-т, 2007. – 127 с.*

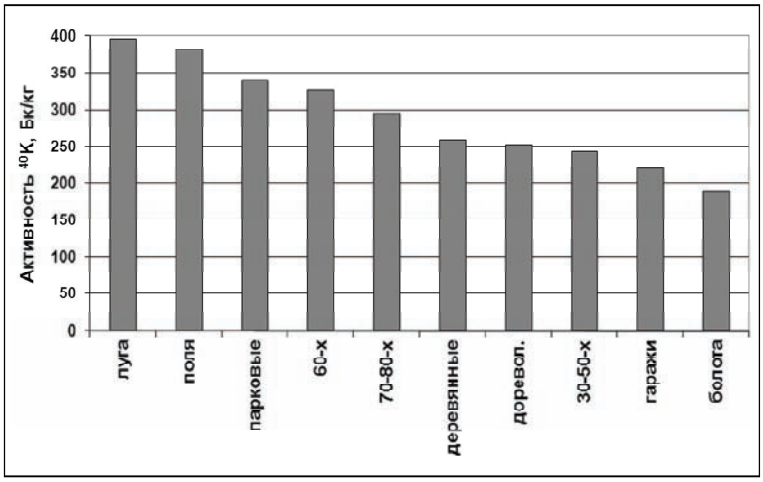


Рис. 3. *Активность ^{40}K в почвах и грунтах различных районах г. Архангельска*

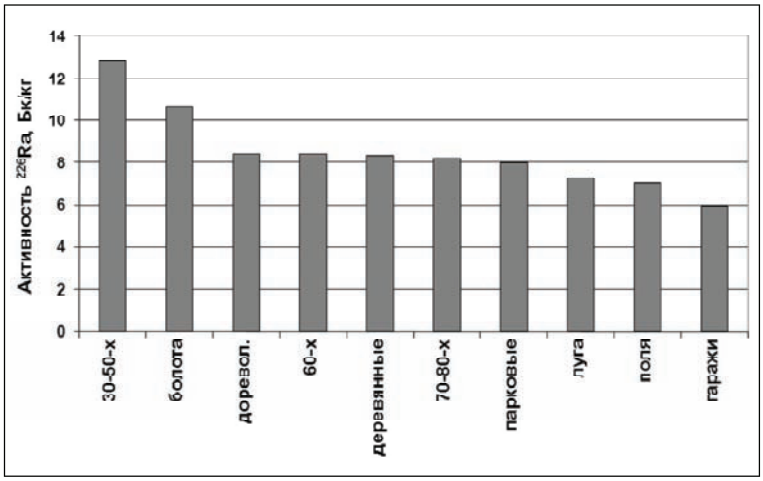


Рис. 4. *Активность ^{226}Ra в почвах и грунтах в различных районах г. Архангельска*

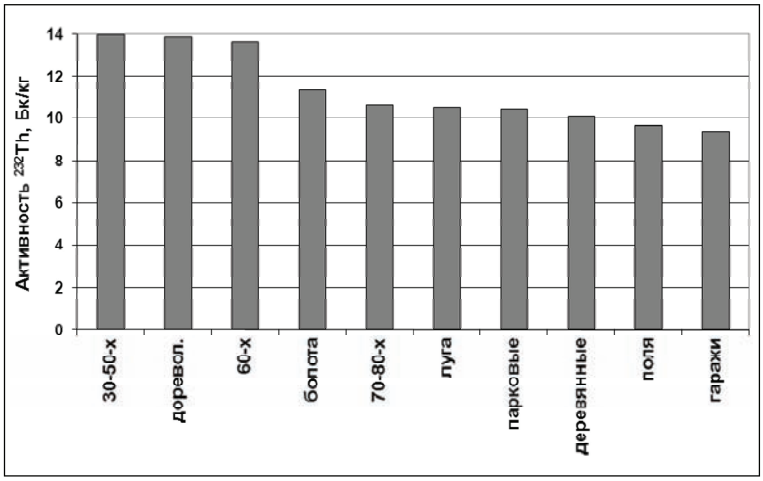


Рис. 5. *Активность ^{232}Th в почвах и грунтах в различных районах г. Архангельска*

ПЕТРОФИЗИЧЕСКИЕ КРИТЕРИИ ВЫБОРА ГРАНИТОИДОВ ДЛЯ ИЗОЛЯЦИИ РАО

Л.И. Кузив

Институт геологических наук Национальной Академии Наук Украины

PETROPHYSICAL CRITERIA OF A CHOICE THE GRANITOIDS FOR ISOLATION OF THE RADIOACTIVE WASTE

L.I. Kuziv

Institute of Geological Sciences the National Academy of Science of the Ukraine

Abstract. *The problem of the safe isolation the radioactive waste is a very actual for human society and many different approaches to the decision of it are nowadays. In this paper some petrophysical rocks properties as criteria of a choice the granitoids as natural barrier are considered.*

Постановка проблемы захоронения радиоактивных отходов (РАО). В настоящее время все острее становится проблема захоронения радиоактивных отходов высокой степени активности. Согласно исследованиям организаций, занимающихся вопросами завершения ядерного топливного цикла (ЯТЦ), безопасным вариантом изоляции высокоактивных отходов (ВАО) от окружающей среды и человека в долгосрочной перспективе являются геологические хранилища (ГХ). Это положение резюмировал генеральный директор Международного агентства по атомной энергии (МАГАТЭ) М. Эльбарадей на Международной Конференции по геологическим хранилищам в декабре 2003 г. [4].

Апробированные технологии промежуточного хранения (до 50 лет) РАО признаются специалистами как полумеры, не отвечающие принципам устойчивости системы "РАО – вмещающая среда". Этот путь ведет не к окончательному решению проблемы изоляции РАО, а лишь к постоянным затратам без ясной перспективы. Окончательное решение проблемы безопасного удаления радиоактивных отходов из сферы жизнедеятельности перекладывается на последующие поколения. Учеными доказано, что захоронение ВАО в могильниках с естественными геологическими барьерами, дополненными инженерными системами защиты, является осуществимым, хотя дорогостоящим и технически сложным проектом [6, 1]. Сегодня уже сформированы основные предпосылки для реализации проекта могильника ВАО, среди которых подходящие геологические и климатические условия страны стоят на первом месте [2].

В течение последних десятилетий рассматривались и рассматриваются разные варианты изоляции РАО, вплоть до весьма экзотических. Но наиболее изученным является вариант захоронения радиоактивных отходов в недрах – специально созданных горных выработках кристаллических массивов, хотя теоретически изучалась и возможность захоронения в очень глубоких скважинах [1].

Настоящая статья посвящена рассмотрению проблемы безопасной изоляции радиоактивных отходов в геологической среде с учетом приемлемых петрофизических свойств. Изучение их взаимосвязи дает возможность сформулировать основные критерии выбора геологического барьера в качестве геологического хранилища. Одним из таких критериев является проницаемость горной породы.

Критерии выбора геологических хранилищ, общая оценка изоляционных свойств горных пород. В техническом отчете МАГАТЭ [5] даются следующие определения геологического хранилища РАО: геологическое хранилище – сооружение для захоронения радиоактивных отходов, расположенное под землей (обычно на глубине нескольких сотен метров) в стабильных вмещающих породах, предназначенное для обеспечения долгосрочной изоляции радиоактивных отходов от окружающей среды (биосферы). Степень изоляции должна быть такой, чтобы при возможных сценариях выбросов и сбросов радионуклидов их концентрация не представляла угрозу для здоровья людей и окружающей среды.

Основными критериями выбора геологических хранилищ РАО в кристаллическом массиве следует считать [1]:

- низкую сейсмичность территории;
- тектоническую стабильность территории (возможность уверенного долгосрочного прогноза изменений геологической обстановки);
- благоприятные гидрогеологические условия;
- благоприятные гидро- и геохимические условия;
- минимальная вероятность добычи полезных ископаемых (за исключением геотермальной энергии);
- возможность использования данных, полученных в ходе выполнения зарубежных проектов по захоронению РАО в кристаллических породах.

Геологическая среда обязана соответствовать приемлемым инженерно-геологическим условиям. Породы должны быть благоприятными по физико-механическим, теплофизическим, радиологическим свойствам, стабильности воздействия внешних условий, а также обладать хорошими изоляционными свойствами – отсутствием гидравлической связи уровня объекта изоляции с поверхностью и возможностью их улучшения за счет естественных процессов или под воздействием размещаемых РАО. Наиболее привлекательными в качестве геологических хранилищ РАО являются граниты и гнейсы [1].

К категории весьма благоприятных для подземной изоляции РАО относятся древние щиты и массивы ввиду низких теплоэнергетических потенциалов, обуславливающих незначительные масштабы вертикального массопереноса, низкой сейсмичности и тектонической пассивности, а также наличия подходящих геологических формаций с массивами магматических и метаморфических пород, пригодных для объектов подземной

изоляции РАО. Всем этим условиям отвечает Украинский щит (УЩ).

В целом для магматических и метаморфических формаций УЩ можно отметить длительную (в геологическом масштабе) стабильность, минимальную проницаемость, пористость с ограниченными объемами миграционно-способной воды, хорошую теплопроводность. Одновременно в эколого-геологическом отношении можно отметить высокую степень однородности в крупных блоках, а также возможность выделения геологических структур с отсутствием полезных ископаемых или на значительном удалении от крупных гидрографических систем и густозаселенных местностей [1]. Однако при этом необходимо отметить повышенную хрупкость этих пород и возможность проявления локальных разломных структур, что требует внимательного отношения к выбору объектов исследований и их комплексного изучения.

Общую картину трещиноватости могут представить данные геофизических исследований (в первую очередь сейсмо-, электро- и магниторазведки, методы геодинамического изучения и др.). Наряду с этим, чтобы захоронения РАО соответствовали повышенным уровням безопасности, необходимо использовать данные петрографических и петрофизических исследований.

Об изоляционных свойствах петрофизических параметров гранитоидов. Для геологического хранилища большое значение имеет прогноз петрофизических характеристик кристаллических пород на глубинах размещения хранилища в разных физических и геохимических условиях [1]. Важно оценить распространенность трещиноватости и проницаемости на разных глубинах для определения вертикальной эффективной проницаемости массива и их деформативность. Зная определенные свойства горных пород, можно судить о характере трещиноватости (сингенетичная, эпигенетичная) и, соответственно, об их проницаемости, а также определять, хотя бы приблизительно, роль исследуемых горных массивов в качестве объектов для захоронения РАО.

Как выяснилось [9, 10], петрофизическая интерпретация таких свойств горных пород как плотность, рыхлость, пористость, скорости распространения продольных и поперечных волн, теплоемкость и теплопроводность позволяет оценить относительную величину проницаемости. Поиском связи между указанными параметрами в течение длительного времени занимались многие ученые [2, 3, 5, 8, 13 и др.], но исследования взаимосвязи этих свойств в контексте захоронения радиоактивных отходов практически не проводились.

В породах нормального (щелочноземельного) ряда наиболее низкой средней плотностью характеризуются граниты [10]. По химическому составу они отличаются от других интрузивных пород наибольшим содержанием кремнезема и наименьшим – фемических окислов. Характерно также наименьшее содержание окислов алюминия и кальция. Возрастание плотности определяется увеличением содержания в породах плотных железисто-магнезиальных минералов и уменьшением количества кремнезема [3]. Большое значение также имеет увеличение содержания окислов кальция, т.е. их направленный изоморфизм. Плотность как физическая характеристика в контексте захоронения РАО сама по себе не является достаточно информативным свойством – гранитоиды достаточно монолитные, малопористые и не характеризуются резким диапазоном изменений плотности. Например, для петротипов Коростенского комплекса значения плотности колеблются всего от 2570 до 2640 кг/м^3. Но зависимость плотности от минерального состава несет более важную информацию. Так, плотность пород щелочного ряда при одинаковом содержании кремнезема с породами нормального ряда ниже, что обусловлено высоким содержанием щелочных элементов с большим атомным радиусом, образующем минералы менее плотных упаковок [10], а следовательно, более способных к разрушению. Зависимость плотности и пористости носит обратно-пропорциональный характер.

Характеристика плотности пород зависит также и от содержания акцессорных минералов. В районах рудных месторождений часто наблюдается повышенное содержание акцессорных минералов (до 5–8% и более), что приводит к возрастанию плотности пород, если одновременно не происходят их метасоматические изменения. При этом средняя плотность гранитов возрастает до 2700–2750 кг/м^3 [10].

На корреляционную зависимость между плотностью и скоростью распространения ультразвуковых колебаний в горных породах имеет влияние группа разных факторов [8]. Замечено, что в породах с высоким значением плотности факторы, увеличивающие плотность, приводят к уменьшению средней скорости. Из общих соображений природу этих факторов объясняют следующим образом. При уплотнении пород улучшается связь между частицами породы, что приводит к повышению упругих свойств. Плотность возрастает в основном за счет повышения содержания железа. Но увеличение окислов железа в общем составе породы не улучшает структуры, повышая только инерционность среды. Кроме того, процессы окисления и выщелачивания приводят к нарушению первичной структуры и понижению упругих свойств, и в то же время эти процессы ведут к повышению плотности.

Скорость распространения упругих волн в интрузивных породах, определяющаяся их упругими свойствами, находится в зависимости как от состава, так и от трещиноватости (микро- и макротрещиноватости) пород [2]. Вблизи поверхности большое влияние на скорость распространения ультразвуковых колебаний в кристаллических породах оказывает трещиноватость, а на глубине – их состав. Надо заметить, что иногда изменение пород происходит не на поверхности, а на глубине за счет химического выветривания, гидротермальных и других сходных с ними изменений [12]. Поскольку физические свойства горных пород и минералов являются лишь сложным отражением некоторых качеств объекта, то достаточно вероятным становится формирование сходных значений петрофизических параметров у существенно (по составу, генезису и структуре) отличных породных разностях. Кроме того, часто возникают ситуации, когда очень близкие по составу и генезису породы

из-за второстепенных отличий, вызванных, в том числе, эпигенетическими процессами, резко отличаются по величине некоторых физических параметров.

При обосновании использования горных пород как природных барьеров с целью захоронения РАО весьма важной является информация об условиях их образования и о характере процессов, протекающих на данном этапе существования этих пород, – являются ли они "рыхлыми" в силу структурно-текстурных особенностей или за счет вторичных процессов. Другими словами, какие процессы уплотнения и разуплотнения ("первичные" или "вторичные") преобладали в прошлом. Термины "первично" и "вторично" уплотненные и разуплотненные используются в палеогеодинамическом анализе магматических пород [10]. Первый обобщает условия, при которых происходило становление породы, реализовывались процессы (протокристализация, перекристаллизация и т.д.), в результате которых она приобрела свой облик. Понятие "вторично" подразумевает интегральную характеристику воздействия всех последующих преобразований породы (грейзенизация, метасоматоз, деформация различных типов), которые при этом все же не привели к переходу в новое качество – новую породу.

Поскольку радиоактивные вещества продолжают излучать достаточно большое количество энергии после своего использования, то горные породы, предназначенные для их захоронения, должны обладать показателями низкими теплоемкости и высокими показателями теплопроводности.

В основном, тепловой режим зависит от теплопроводности минерального вещества. Другие теплофизические свойства (температуропроводность, теплоемкость, тепловое расширение) играют меньшую роль в его формировании. Теплопроводность кристаллов обуславливается колебаниями кристаллической решетки. С увеличением межатомных расстояний происходит уменьшение теплопроводности в минералах – а в общем случае уменьшение компактности структуры кристаллов приводит к уменьшению теплопроводности [10]. Следовательно, повышенная плотность кристаллических пород (относительно осадочных), значительно меньшие пористость и содержание воды обуславливают более высокие значения теплопроводности и меньшие колебания этой величины при относительно низкой теплоемкости. Но многообразные изменения пород, происходящие в последовательных стадиях литогенеза, а также увеличение трещиноватости и выветренности приводят к снижению их теплопроводности.

На значение теплопроводности влияют также петрохимические особенности пород. Так, в зависимости от содержания кремнекислоты в щелочноземельном ряду интрузивных пород наблюдается некоторое снижение средних значений теплопроводности при переходе от гранитов к гранодиоритам и диоритам. Кристаллические породы тем теплопроводнее, чем выше теплопроводность основного породообразующего минерала. Если говорить в общем, существует прямая зависимость теплопроводности магматических пород от содержания кремнекислоты. Минимум теплопроводности достигается в области средних составов, в разной степени выраженный у различных генетических групп [4].

Геологическая среда представляет собой, помимо инженерных сооружений, совокупность различных комплексов многофазных пород. Наличие в горных породах межзернового пространства, заполненного воздухом, водой или другими веществами, резко осложняет процесс переноса тепла. Общеизвестно, что процесс теплопередачи в многофазных породах намного сложнее, чем в их отдельных фазах. Таким образом, кроме свойства твердого скелета, фактором, определяющим теплопроводность, являются теплоизолирующие особенности межзерновой среды. Например, для воздуха характерно значительное увеличение проводимости тепла при повышении температуры и давления [10].

Температура и давление оказывают влияние на теплопроводность. С увеличением первой теплопроводность пород снижается, и ее минимум обычно совпадает с началом плавления пород. Температуропроводность также падает с ростом температуры. Этот процесс обычен для пород с кристаллической структурой [3]. Объемная теплоемкость пород увеличивается при их нагревании до температуры 850°С. Теплопроводность увеличивается с ростом давления, причем максимальные ее изменения происходят в интервале давлений от 0,1 до 10 МПа [13, 5]. Температуропроводность также растет с повышением давления.

Выводы. Исследования петрофизических характеристик кристаллических пород являются важной составляющей обоснования их изоляционных свойств в контексте вопросов создания и подтверждения безопасности геологических хранилищ РАО. В основе выбора критериев геологического хранилища лежит обеспечение минимальной проницаемости горных пород.

Сутью исследований петрофизических параметров (плотность, пористость, скорость распространения волн, теплопроводность и др.) является изучение и описание взаимосвязей между ними с целью обоснования их петротипов как перспективных в качестве вмещающих пород для захоронения РАО.

Петрофизическая оценка геологической среды должна основываться, кроме собственно петрофизических исследований, на комплексном изучении петрохимических, петрографических, структурных, геодинамических и других характеристик.

Литература

1. *Временные методические рекомендации по региональной оценке глубоких горизонтов геологических структур для захоронения высокоактивных и долгоживущих РАО / сост. М.Н. Байсарович, В.М. Беланов, А.П. Волик и др. / Государственный комитет Украины по геологии и использованию недр. – Киев, 1997. – 69 с.*
2. *Дортман Н.Б., Васильева В.И., Вейнберг А.К. и др. Физические свойства горных пород и полезных ископаемых СССР. – М. : Недра, 1964.*
3. *Кобранова В.Н. Петрофизика : учебник для вузов. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Недра, 1986. – 392 с.*
4. *Коболев В.П., Свищук И.Н., Шаповал В.И. и др. Теплопроводность некоторых гранитоидов Украинского щита в термобарических условиях земной коры // Геофизический ж. – 2007. – Т.29, №3.*
5. *Кудрявцева М.Н., Дьячкова А.Я. Петрофизические типы по-*

род и закономерности их размещения в структурах Украинского щита. – Киев : Наукова думка, 1982

6. *Изоляция радиоактивных отходов в недрах Украины (проблемы и возможные решения) / отв. ред. акад. В.М. Шестопалов / Национальная академия наук Украины. Научно-инженерный центр радиогидроекологических полигонных исследований. – Киев, 2006. – 398 с.*
7. *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) РФ.*
8. *Ступак. Н.К. Корреляционная зависимость между плотностью и скоростью распространения ультразвуковых колебаний в горных породах Курской магнитной аномалии // Геофизический сборник. – Вып.9(11). – Киев : Наукова думка, 1964.*
9. *Толстой М.І., Гасанов Ю.Л., Костенко Н.В. и др. Петрогеохімія і петрофізика гранітоідів Українського щита та деякі аспекти їх практичного використання : Довідник-навчальний посібник. – Киев : Київський університет, 2003. – 329 с.*
10. *Толстой М.И., Гожик А.П. Динамическая петрофизика и основные перспективы ее использования // Геофизический ж. – 2007. – Т.29, №3.*
11. *Федосова Ю.В* ***Международные концепции создания пунктов захоронения радиоактивных отходов //*** *Безопасность ядерных технологий: обращение с радиоактивными отходами : VII междунар. конф. – 2004. – С.443–438.*
12. *Физико-механические свойства горных пород / Ин-т геологии рудных месторождений, петрографии, минералогии и геохимии. – М. : Наука, 1964.*
13. *Физические свойства горных пород и полезных ископаемых (петрофизика) : Справочник геофизика / под ред. Н.Б. Дортман. – 2-е изд., перераб. и доп. – М. : Недра, 1984. – 445 с.*
14. *R.L. Murray. Understanding Radioactive Waste. – Columbus, Richland : Battelle Press, 1994.*
15. *IAEA-TRS No.413. Scientific and Technological Basis for the Geological Disposal of Radioactive Waste. – IAEA, Vienna, 2003.*
16. *El Baradei M. Geological Repositories: The Last Nuclear Frontier / / International Conference on Geological Repositories, 8-10.12.2003, Stockholm, Sweden. – www.iaea.org*

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УРАНА И ТОРИЯ В НЕКОТОРЫХ ПОЧВАХ ИРКУТСКОЙ ОБЛАСТИ

П.В. Кузнецов, В.А. Гребенщикова

Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, Иркутск, Россия, petr-kp@mail.ru

DISTRIBITION OF URANIUM AND THORIUM IN SOME SOILS OF IRKUTSK REGION

P.V. Kuznetsov, V.A. Grebenschikova

Vinogradov Institute of Geochemistry SB RAS, Irkutsk, Russia, petr-kp@mail.ru

Abstract. *The study has been implemented to define the levels of contents and pattern of uranium and thorium distribution through genetic layers of different types of soils of Irkutsk Region. The Th/U ratio in the soils analyzed varies from 2.65 to 8 or even more. In transition from eluvium sediments to accumulative landscapes the Th/U ratio decreases, thus indicating that uranium accumulated in these landscapes. The distribution of U and Th in the genetic soil layers definitely depends on the type of soil, and man-made impact in industrial regions.*

Уран относится к относительно редким, а торий к относительно распространенным в природной среде элементам, обладающими высокой токсичностью и используемыми в ядерной энергетике. Валовое содержание радиоактивных элементов в почвах зависит в основном от почвообразующих пород [3]. Главным фактором, влияющим на содержание U и Th в почве, является содержание высокодисперсных минералов и органического вещества. Также влияют провинциальные геохимические особенности района и водный режим [2]. Нормальное содержание U в почвах не превышает 1 г/т, Th – 10 г/т, что соответствует отношению Th/U = 10 [3]. По А.П. Виноградову, среднее содержание в гумусовых горизонтах почв для U составляет 4 г/т, а для Th – 6 г/т, при среднем отношении Th/U = 6. По Л.И. Ботниевой и др. [6], региональный кларк Th для Восточной Сибири составляет 6,4 г/т.

Данные по распределению U и Th в профиле почв также различаются. В профиле почв радиоактивные элементы распределяются обычно довольно равномерно [5], хотя в некоторых случаях наблюдается их отчетливая аккумуляция в иллювиальных и глеевых горизонтах. Содержание этих элементов по профилю почв меняется неодинаково в различных типах почв [2].

Почвы Иркутской области изучались в разное время на содержание радиоактивных элементов (U, Th, Rn, ^{137}Cs, ^{90}Sr) в связи с глобальным атмосферным переносом и выпадением радиоактивных осадков после ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне [1, 4].

В настоящей работе показаны содержания и распределение в почвенном профиле U и Th для некоторых почв Иркутской области. Нами изучались дерново-таежные почвы Зиминского района Иркутской области, серые лесные в г. Ангарске, аллювиальные почвы и почвы прилегающих террас и склонов в пос. Листвянка, пос. Большое Голоустное и пос. Утулик. Всего было опробовано 14 точек и заложено 9 почвенных разрезов (47 проб). Почвенные образцы анализировались на содержание породообразующих оксидов, содержание U и Th методом РФА, а также определялось содержание Сорг. по методу Тюрина. Анализы проводились в аналитической лаборатории Института геохимии СО РАН.

Поселок Большое Голоустное расположен в дельте р. Голоустная на берегу оз. Байкал. Он изучался нами наиболее подробно в связи с планами правительства РФ о создании на этой территории особой экономической зоны. Здесь было опробовано 8 точек, приуроченных к различным частям поймы р. Голоустная и прилегающих склонов. Заложено также три почвенных разреза: разрез дерновой степной почвы на надпойменной террасе, разрез дерново-глеевой почвы, приуроченный к притеррасной пойме и разрез аллювиально-луговой почвы,

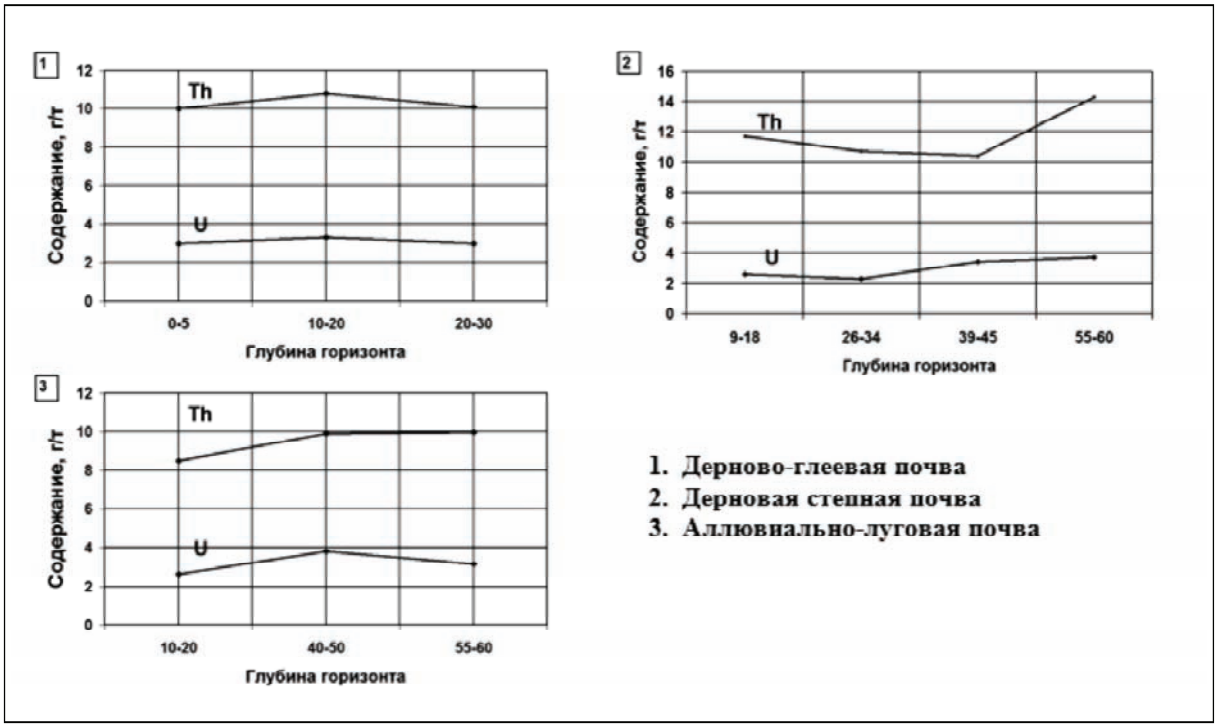


Рис. 1. *Характер распределения U и Th в почвенных профилях поймы р. Голоустная*

приуроченный к центральной части поймы. Природные условия, положение в ландшафте, определяющие процессы почвообразования, создают разнообразие почвенного покрова, что отражает и различное распределение химических элементов в генетических горизонтах почв, в частности урана и тория.

Результаты анализов показывают, что содержание U в гумусовых горизонтах почв варьирует от значений ниже предела обнаружения до 3,0 г/т, а Th – от 5,4 до 12,28 г/т. При этом отношение Th/U изменяется от 3,27 в аллювиально-луговой почве до 8 и более в дерново-таежной. Наименьшие отношения Th/U соответствуют почвам аккумулятивного ландшафта поймы, а наибольшие – трансэлювиальным ландшафтам склонов. На основании этих данных можно судить о возможном выносе урана с прилегающих склонов и его накоплении в аллювиальных почвах.

В распределении урана и тория в профиле почв по генетическим горизонтам выявляются определенные закономерности (рис. 1).

Как видно из приведенных графиков распределения, для дерново-глеевой почвы отмечается очень незначительное повышение содержаний U и Th в глеевом горизонте (10–20 см), которые затем снижаются, но в целом распределение элементов равномерное по профилю. Для дерновой степной почвы распределение U и Th более контрастное. Особенно отчетливо прослеживается увеличение содержания Th при переходе в карбонатную породу (55–60 см). В аллювиально-луговой почве содержания U и Th незначительно повышаются в горизонте В (40–50 см), а затем содержание U по профилю снижается. Отношение Th/U также снижается от 4,5 до 3,86 в дерновой степной почве и от 3,27 до 2,61 – в аллювиально-луговой.

Корреляционный анализ полученных данных показал, что в дерново-глеевой и аллювиально-луговой почвах наблюдается положительная корреляция U и Th с SiO_2, Na_2O и Zr (табл. 1), а для аллювиально-луговой почвы отмечена положительная корреляция с TiO_2, Fe_2O_3, MgO и K_2O. Различия в связи с породообразующими элементами вероятно обусловлены различным гранулометрическим составом аллювия, из-за нахождения этих почв в разных частях поймы. В дерновой степной почве на карбонатной породе отмечена положительная корреляция U и Th с щелочноземельными элементами – Ca и Sr, а также с калием. Максимальные содержания U и Th в этом профиле приурочены к карбонатному (55–60 см) горизонту, что видно также из графика (рис. 1). Возможной причиной повышения содержаний является то, что карбонатный горизонт может являться геохимическим барьером, на котором происходит накопление U и Th, либо карбонатная порода изначально содержит повышенное количество этих металлов.

В пос. Листвянка было заложено два почвенных разреза. Первый приурочен к прирусловой части поймы р. Крестовка и представлен аллювиально-луговой почвой слоисто-зернистой поймы, второй – на склоне 3–5° под разнотравным сосновым лесом и представлен дерново-таежной почвой.

Результаты анализов почвенных проб показали повышенные содержания U и Th в аллювиально-луговой почве слоисто-зернистой поймы. Их содержания в гумусовом горизонте достигает значений 5,48 г/т для U и 16,59 г/т – для Th. Напротив, в дерново-таежной почве

Таблица 1. *Коэффициенты корреляции U и Th с породообразующими оксидами в почвах района пос. Большое Голоустное*

Почва	Элементы	SiO_2	TiO_2	Fe_2O_3	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	Sr	Zr
Дерново-глеевая	U	**0,7**	0,3	–0,01	–0,3	–0,8	**0,9**	–0,7	–0,6	**0,9**
	Th	**0,8**	0,4	0,1	–0,2	–0,9	**0,9**	–0,6	–0,5	**0,9**
Дерновая степная	U	–0,6	–0,4	–0,4	–0,3	**0,7**	–0,5	**0,7**	**0,7**	–0,6
	Th	–0,9	–0,9	–0,9	–0,9	**0,9**	–0,9	**0,9**	**0,9**	–0,9
Аллювиально-луговая	U	**0,9**	0,6	0,7	0,6	–0,8	**0,9**	**0,9**	–0,9	0,6
	Th	**0,9**	**0,9**	**0,9**	**0,9**	–0,9	**0,9**	**0,9**	–0,8	**0,9**

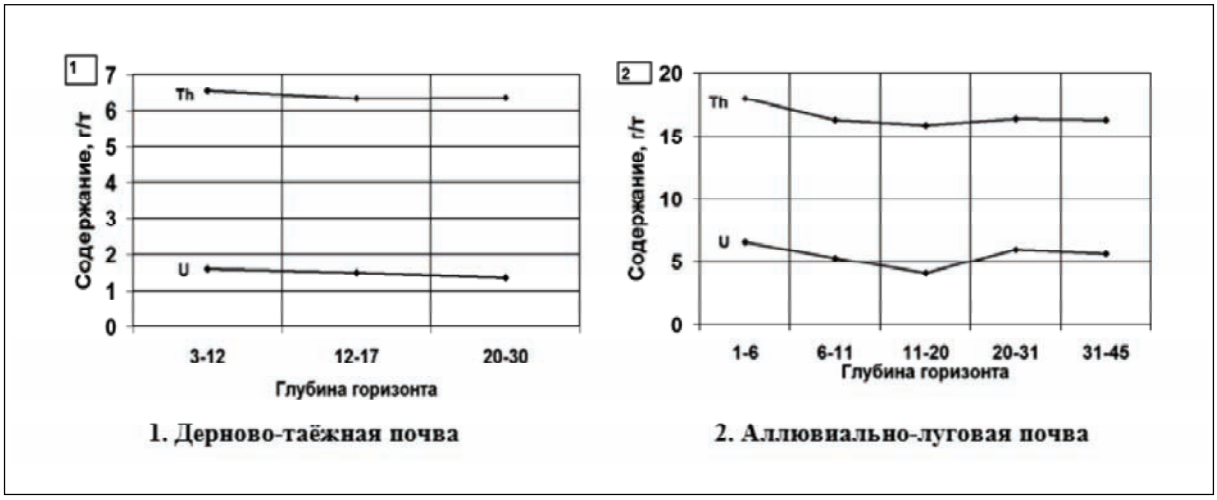


Рис. 2. *Характер распределения U и Th в профилях почв пос. Листвянка*

отмечаются низкие содержания U и Th. Максимальные значения их содержаний приурочены к гумусовому горизонту и составляют 1,59 г/т для U и 6,56 г/т – для Th. Отношение Th/U изменяется от 4,13 на склоне и до 2,75 – в пойме р. Крестовка.

Распределения урана и тория в почвенном профиле характеризуются следующими особенностями (рис. 2).

Как видно из рисунка 2, в дерново-таежной почве распределения U и Th практически равномерное, с небольшим снижением содержаний в метаморфическом горизонте (20–30 см). В аллювиально-луговой почве слоисто-зернистой поймы наблюдается довольно резкое снижение содержаний этих элементов к В горизонту (11–20 см), затем отмечается более равномерный характер распределения с небольшим повышением их содержаний. Отношение Th/U в дерново-таежной почве повышается от 4,13 до 4,68, а в аллювиально-луговой почве оно распределяется неравномерно – сначала повышается от 2,75 до 3,91, затем снижается до 2,77 и вновь повышается до 2,91.

Корреляционный анализ данных по этим почвам показывает иную картину, по сравнению с почвами пос. Большое Голоустное (табл. 2).

Здесь отчетливо прослеживается положительная корреляция U и Th с Сорг. и с биогенными элементами – P и S, а для аллювиально-луговой почвы слоисто-зернистой поймы – также с Ca и Mn. Напротив, с SiO_2 и другими окислами отмечена отрицательная корреляция. Накопление U и Th в аллювиальной почве, возможно, обусловлено поступлением илистых и песчаных частиц, содержащих U и Th с паводковыми водами, а также миграцией с прилегающих склонов и последующей аккумуляцией.

В аллювиально-луговой почве разреза, заложенного на высоком берегу р. Утулик, содержание U в гумусовом горизонте составляет 2,12 г/т, а Th 6,31 г/т. Соответственно отношение Th/U составляет 2,98. В ходе распределения U и Th отмечено некоторое снижение их содержаний в переходном AB горизонте и увеличение в горизонте B. В противоположном направлении изменяется отношение Th/U – сначала повышаясь от 2,98 до 3,83, а затем снижаясь до 3,52. Как и в аллювиально-луговой почве поймы р. Крестовка, отмечается корреляция U и Th с Сорг. и биогенными элементами.

В районе г. Ангарска было заложено 3 почвенных разреза, расположенных в зоне влияния Ангарского электрохимического комбината (АЭХК). Здесь развиты серые лесные почвы. Среди них выделяется серая лесная глеевая почва, разрез которой заложен недалеко от отстойника АЭХК. В оторфованном горизонте здесь отмечено накопление U и Th, содержания которых составляют 7,07 г/т U и 18,5 г/т Th, а отношение Th/U – 2,61. Повышенное содержание этих элементов, вероятно, имеет техногенное происхождение, связанное с АЭХК. Одна-

Таблица 2. *Коэффициенты корреляции урана и тория с породообразующими оксидами в почвах района пос. Листвянка*

Почва	Элементы	SiO_2	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	MnO	P	S	Сорг.
Дерново-таёжная	U	–0,9	–0,9	–0,8	–0,9	–0,9	–0,9	**0,9**	**0,9**	**0,9**
	Th	–0,9	–0,9	–0,2	–0,8	–0,8	–0,4	**0,9**	**0,9**	**0,9**
Аллювиально-луговая	U	–0,5	–0,9	**0,9**	–0,2	–0,4	**0,8**	**0,7**	**0,5**	0,5
	Th	–0,8	–0,5	**0,9**	–0,6	–0,7	**0,9**	**0,9**	**0,9**	**0,8**

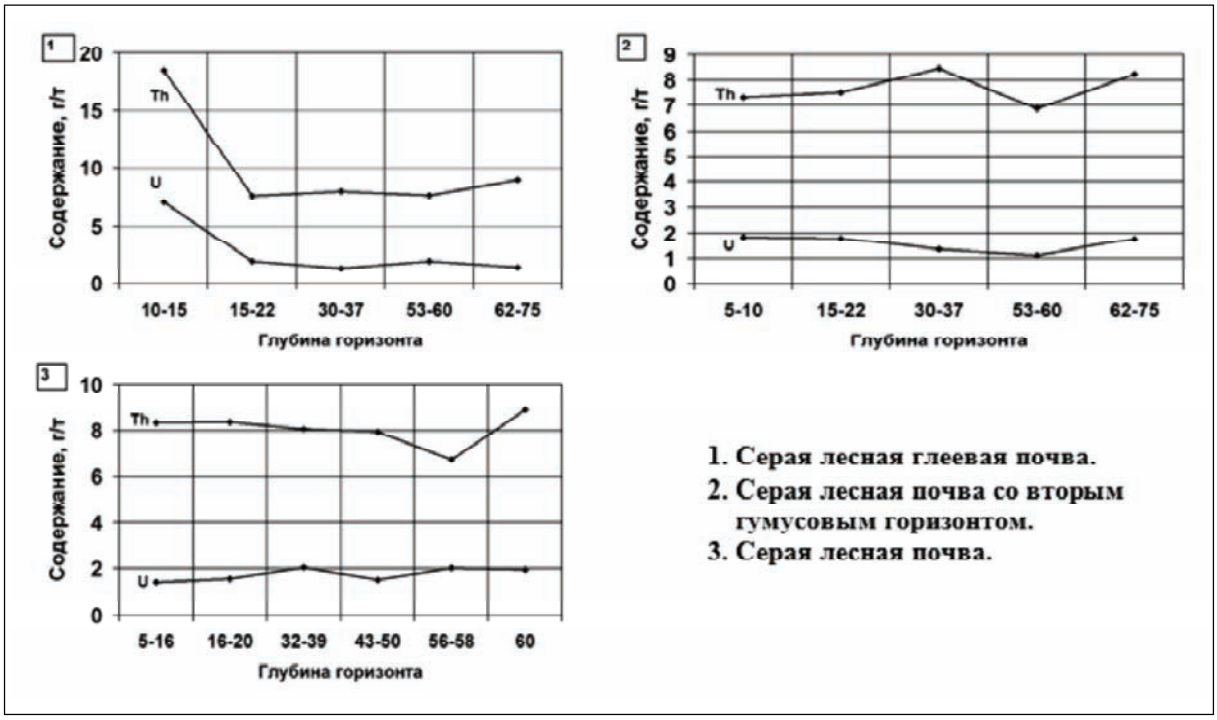


Рис. 3. *Распределение урана и тория в профиле серых лесных почв г. Ангарска*

ко накопление происходит только в торфянистом горизонте, а в остальных генетических горизонтах содержания U и Th снижаются и варьируют от 1,3 до 1,95 г/т для U и от 7,6 до 8,96 г/т – для Th. Повышается также отношение Th/U до 6,4 в иллювиальном горизонте. В остальных двух почвенных разрезах содержание U и Th имеют такой же низкий порядок значений при отношении Th/U, варьирующим в пределах от 3,31 до 6,95.

Характер распределения U и Th в серых лесных почвах показан на графике (рис. 3). Как видно из рисунка, распределение U и Th в профиле серой лесной глеевой почвы характеризуется резким снижением в горизонте А, а далее достаточно равномерное. В серой лесной почве со вторым гумусовым горизонтом содержание Th равномерно повышается до A_1A_2 горизонта (30–37 см), затем снижается во втором гумусовом 53–60 см) и вновь повышается в иллювиальном (62–75 см). Содержание U равномерно и незначительно снижается до второго гумусового горизонта, затем повышается в иллювиальном. В серой лесной почве U и Th распределяются достаточно равномерно. Небольшой скачок снижения содержания Th приурочен к пятнам оглеения, являющимися морфологической особенностью конкретной почвы.

Корреляционный анализ результатов показывает (табл. 3), что в серой лесной глеевой почве довольно заметная отрицательная корреляция U и Th с SiO_2, Fe_2O_3, MgO, Na_2O, K_2O и Sr, а положительная – с S и Сорг. Для второго разреза отмечена слабая положительная корреляция Th с SiO_2, Fe_2O_3, MgO, Na_2O и K_2O и отрицательная – с CaO. Для третьего разреза с этими оксидами, кроме Na_2O, Th имеет отрицательную корреляцию. Для U корреляция во втором и третьем разрезе слабо выражена. Заметной лишь можно считать отрицательную его корреляцию с CaO и положительную с S во втором разрезе, для третьего разреза – положительную со Sr и отрицательную с Сорг.

В разрезе дерново-таежной почвы, заложенном в Зиминском районе, содержание U в гумусовом горизонте составляет 2,08 г/т, а Th – 8,09 г/т. Соответственно отношение Th/U составляет 3,89. В характере распределения элементов в профиле данной почвы можно отметить некоторое увеличение их содержаний в метаморфическом горизонте. Отношение Th/U при этом изменяется противоположно.

Корреляционный анализ показывает положительную корреляцию U и Th с Fe_2O_3 и MgO и отрицательную с дру-

Таблица 3. *Коэффициенты корреляции U и Th с породообразующими оксидами в серых лесных почвах г. Ангарска*

Почва	Элементы	SiO_2	Fe_2O_3	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	Sr	S	Corг.
Серая лесная глеевая	U	**–0,7**	**–0,7**	**–0,6**	–0,4	**–0,7**	**–0,7**	**–0,9**	**0,7**	**0,6**
	Th	**–0,6**	**–0,6**	**–0,6**	–0,6	**–0,6**	**–0,6**	**–0,8**	**0,6**	**0,5**
Серая лесная	U	–0,2	0,2	–0,1	**–0,7**	–0,2	0,1	–0,1	**0,5**	0,4
	Th	**0,57**	**0,6**	**0,72**	**–0,8**	**0,6**	**0,8**	0,4	–0,3	–0,5
	U	–0,2	0,2	0,1	0,3	–0,2	0,1	**0,5**	0,1	–0,5
	Th	–0,5	**–0,8**	**–0,8**	**0,5**	**0,6**	–0,1	0,1	0,1	0,3

Таблица 4. *Коэффициенты корреляции U и Th с породообразующими оксидами в дерново-таёжной почве Зиминского района*

Почва	Элементы	SiO_2	Fe_2O_3	MgO	CaO	Na_2O	K_2O	Sr	S	Corг.
Дерново-таёжная	U	–0,5	0,4	0,5	–0,5	**–0,7**	–0,5	**–0,6**	–0,5	–0,4
	Th	**–0,9**	**0,9**	**0,9**	**–0,9**	**–0,9**	**–0,9**	**–0,9**	**–0,9**	**–0,9**

гими оксидами и Corг. (табл. 4). Это возможно говорит о приуроченности U и Th к глинистой фракции почв.

Таким образом, полученные данные показали, что средние содержания U и Th в изученных почвах составляют: для U – 2,16 г/т (от <1 до 4,92 г/т), а для Th – 8,32 г/т (от 4,18 до 14,3 г/т). При этом содержания их в почвах зависят от почвообразующей породы, положения в ландшафте, факторов почвообразования и процессов миграции, благодаря которой происходит привнос элементов в почву, либо вынос из нее. Отмечены также повышенные содержания U и Th в аллювиальной почве в пойме р. Крестовка (пос. Листвянка), а также накопление их в оторфованном горизонте серой лесной глеевой почвы в районе отстойника Ангарского электрохимического комбината (г. Ангарск). В первом случае повышенные содержания элементов имеют природное происхождение, а во втором, возможно, – техногенное, связанное с действием химпредприятия.

Отношение Th/U в рассмотренных почвах Иркутской области меняется от 2,65 до 8 и более. При переходе от элювиальных к аккумулятивным ландшафтам отношение Th/U снижается, что может указывать на накопление U в аккумулятивных ландшафтах. Распределение U и Th в генетических горизонтах почв, несомненно, зависит от типа почв, а в промышленных районах – и от техногенной нагрузки.

Работа поддержана проектом РФФИ №08-07-98003.

Литература

1. *Гребенщикова В.И., Китаев Н.А., Лустенберг Э.Е. и др. Распределение радиоактивных элементов в окружающей среде Прибайкалья (Сообщение 1. Уран) // Сибирский экологический журнал. – 2009. – №1. – С.17–28.*
2. *Добровольский В.В. Основы биогеохимии : учебн. для студ. вузов. – М. : Академия, 2003. – 400 с.*
3. *Малюга Д.П. Биогеохимический метод поисков рудных месторождений (Принцип и практика поисков). – М. : Изд. Академии наук СССР, 1963. – 264 с.*
4. *Медведев В.Н., Китаев Н.А., Мясников А.А., и др. Распределение 137Cs в почвах Прибайкалья // ДАН. – 1996. – 349, 1. – С.93–96.*
5. *Почвоведение / под ред. И.С. Кауричева, И.П. Гречина. - М. : Колос, 1969. – 543 с. – (Учебники и учеб. пособия для высш. с.-х. учеб. заведений).*
6. *Экологическая геохимия элементов : справочник : в 6 кн. / под ред. Э.К. Буренкова. – М. : Экология, 1997. – Кн. 6: Редкие f-элементы. – 607 с.*

АЭРОГАММА-СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ КАК МЕТОД ИЗУЧЕНИЯ РАДИОАКТИВНОСТИ ПОВЕРХНОСТИ И ЕГО ПРАКТИЧЕСКАЯ РЕАЛИЗАЦИЯ

Ф.Д. Лазарев, В.В. Ромашко, П.В. Мельников, Г.В. Шнейдер

Норильский филиал ВСЕГЕИ, г. Норильск, Россия, nfvsegei@mail.ru

AEROGAMMA-SPECTROMETRIC STUDIES AS A METHOD OF STUDY OF SURFACE RADIOACTIVITY AND ITS PRACTICAL REALIZATION

F.D. Lazarev, V.V. Romashko, P.V. Melnikov, G.V. Shneider

Norilsk branch of VSEGEI, Norilsk Russia

Abstract. *The process of formation and development aerogamma-spectrometry in Russia is considered. Shown modern and practical opportunities aerogamma-spectrometric surveys in solving problems of geological mapping, the search for radioactive ores, nonferrous and precious metals, radiological assessment of environmental pollution caused by technological factors.*

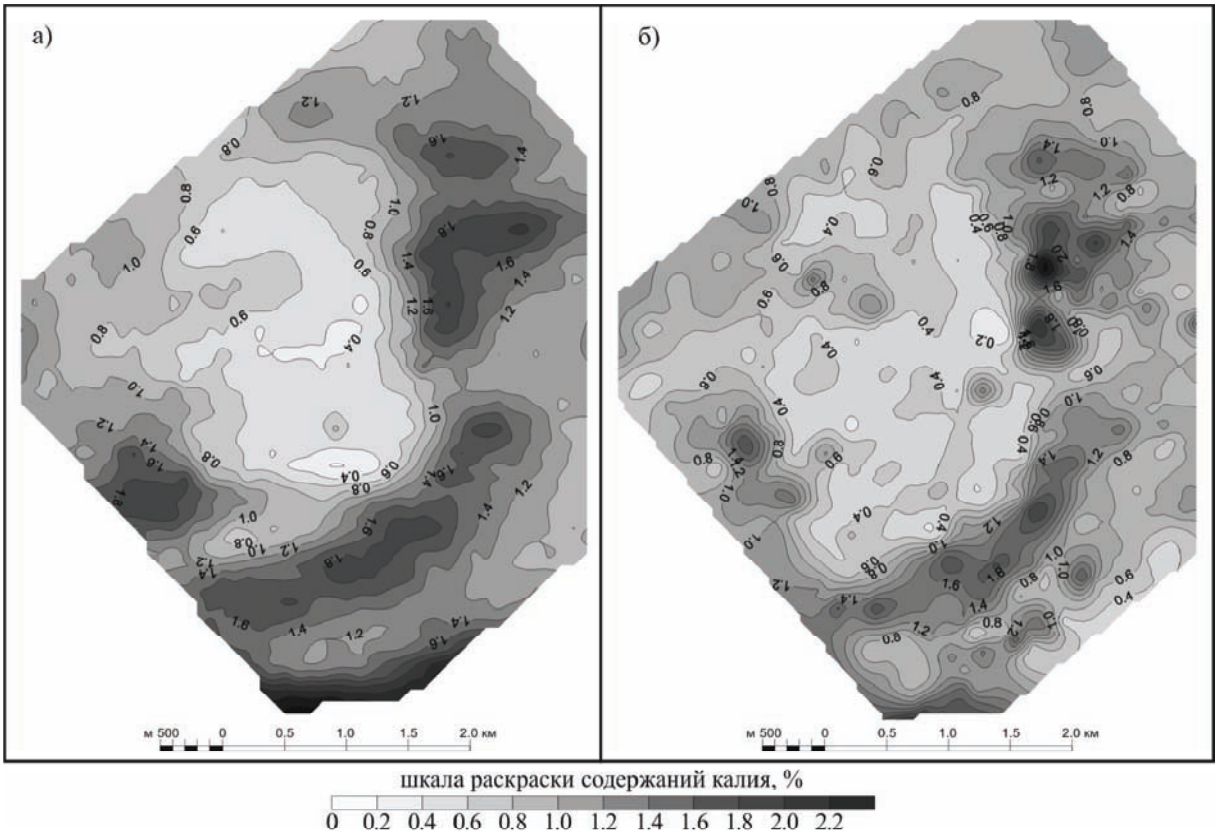


Рис. 1. *Карты содержания калия на участке Крестовский: а – по данным аэросъемки масштаба 1 : 20000 (спектрометр ГСА-99); б – по данным наземной съемки масштаба 1 : 25000 (концентратометр РКП-305)*

Гамма-спектрометрия основана на измерении спектрального состава естественного гамма-излучения поверхностного слоя горных пород с последующим вычислением в этих образованиях содержаний естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ) таких как уран, торий, калий. Данный метод существует в наземном и воздушном вариантах.

Находясь на стыке между геофизикой и геохимией, г***амма-спектрометрия*** по своей сущности, методике и технике наблюдений относится к геофизическим методам, хотя решает некоторые геохимические задачи. Отличается малой глубинностью исследований вследствие быстрого поглощения гамма-квантов окружающими породами и воздухом.

Если на заре становления этот метод находил свое применение для поисков радиоактивного сырья (урана, радия, тория и редкоземельных элементов), то в настоящее время круг решаемых задач существенно расширился. Он находит свое широкое применение при литологическом и тектоническом картировании, поисках парагенетически или пространственно связанных с ЕРЭ нерадиоактивных полезных ископаемых и решении целого ряда других геологических и экологических задач. Этому способствует высокий уровень развития отечественного и зарубежного приборостроения в области аэрогамма-спектрометрии, позволяющий с достаточной точностью фиксировать концентрации радиогеохимических элементов в горных породах и рудах. Практическое применение аэрогамма-спектрометрии опирается на наличие разработанных теоретических геолого-геохимических, физических и аппаратурно-метрологических основ АГСМ-метода, технологии съемок и методики геологической интерпретации гамма-спектрометрических данных.

Весомый вклад в разработку теоретических основ в области аэрогамма-спектрометрии внес коллектив Всесоюзного научно-исследовательского института разведочной геофизики НПО “ВИРГ-Рудгеофизика”: Л.Т. Мишин, Л.Н. Вавилин, В.П. Воробьев, А.В. Ефимов, Ю.Д. Пинегин, А.В. Матвеев, В.В. Филимонов, П.И. Фогт, В.С. Данилов, М.И. Альтшулер, Д.С. Зеленецкий и многие другие.

Начало проведения аэрорадиометрических исследований в России относится к середине 50-х гг. XX столетия, когда был создан аэрокомплекс АГСМ-25, в состав которого входил радиометр на базе газоразрядных счетчиков, позволяющий осуществлять регистрацию только мощности экспозиционной дозы (МЭД) земной поверхности по линии полета.

В 60-х годах последовал выпуск и внедрение в производство аэрогамма-спектрометров АСГ-46 и АГС-48 с пластмассовыми детекторами.

В семидесятых годах разработан и выпущен аэрогамма-спектрометр АГС-71 с четырьмя сцинтилляционными кристаллами, с объемом детектора около 12 литров. Наряду с регистрацией МЭД, этот спектрометр уже

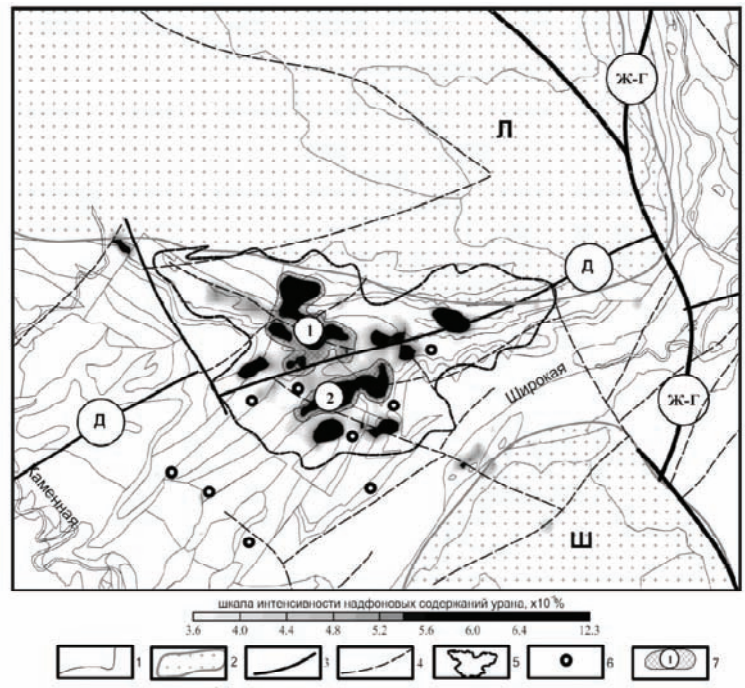


Рис. 2. *Схема геофизической интерпретации Каменского рудного поля. 1 – геологические границы; 2 – интрузивный гранит-гранодиоритового состава; 3–4 – тектонические нарушения; 5 – зона повышенных надфоновых содержаний урана; 6 – места проведения горных работ 1948–1952 гг.; 7 – перспективные участки*

позволял регистрировать содержания урана, тория и калия. По существу, АГС-71 является прототипом современных аэрогамма-спектрометров.

К середине восьмидесятых годов НПО "Рудгеофизика" выпустило серию более совершенных многообъемных аэрогамма-спектрометров для станций СКАТ-77 и СТК. Выпуск этих приборов ознаменовал собой переход на новый качественный уровень в области отечественной аэрогамма-спектрометрии. Прибор отличался от предыдущих изделий повышенной помехоустойчивостью, стабильностью и надежностью в эксплуатации. В состав этих станций входил также протонный магнитометр и электроразведочный модуль методом СДВР. Аэрогеофизические работы с такими аэрокомплексами вышли на новый качественный уровень. Они нашли свое широкое применение в производственных организациях на объектах Кольского полуострова, Урала, Саян, Енисейского кряжа, Забайкалья, Магаданской области, Камчатки, Приморского края и в республиках Средней Азии. Небезынтересно отметить, что в 1985 г. СКАТ-77 "добрался" до Таймыра [1] и, оказавшись в распоряжении геофизиков Центрально-Арктической геологоразведочной экспедиции (ЦАГРЭ, г. Норильск), далее "выбрался" на о. Большевик (архипелаг Северная Земля). С использованием этой станции (далеко за Полярным кругом, в условиях полярной пустыни) впервые была создана геофизическая основа на площадь, охватывающую всю южную часть острова.

Результаты работ, полученные с помощью этих аэрокомплексов, свидетельствуют об их высокой эффективности при решении различных геологических задач, в т.ч. при геологическом картировании, поисках урана, редкоземельных элементов, цветных и благородных металлов. После Чернобыльской катастрофы именно этот спектрометр нашел свое применение для оценки и мониторинга радиационного загрязнения жилых и промышленных зон городов и поселков.

В конце 90-х годов в России создан гамма-спектрометр с регистрацией полного спектра (512 каналов), входящий в состав аэрокомплекса КАС, изготовленного в ВИРГ-"Рудгеофизика". В блоках детектирования спектрометра в качестве сцинтилляторов применены монокристаллы Na J (Tl) с низким фоном гамма-излучения. Гамма-спектрометр такого комплекса с объемом детектора до 37,8 л. позволяет регистрировать содержаний ЕРЭ не хуже U – 0,35 г/т, Th – 0,5 г/т, K – 0,11%. Как правило, комплекс КАС, кроме спектрометра, включает в себя магнитометр, электроразведочный канал в модификации дипольного индукционного профилирования (ДИП), спутниковую навигационно-геодезическую систему (обязательно), а также систему сбора, управления и регистрации аэрогеофизических данных. Погрешность определения плановых координат не превышает 3-х м.

Результаты аэрогамма-спектрометрических съемок, выполняемых с такими гамма-спектрометрами, позволяют получать материалы по качеству, сопоставимому с аналогичными по масштабу пешеходными съемками (рис. 1). По некоторым оценкам, при решении одинаковых задач аэросъемка дешевле наземных работ в 2,5–10 раз [3], мы поддерживаем эту точку зрения.

Современная практическая реализация возможностей аэрогамма-спектрометрических съемок может быть продемонстрирована на примере работ ЦАГРЭ, а после 2002 г. – Норильского филиала ФГУП ВСЕГЕИ, взявшего на вооружение аэрогеофизические комплексы последнего поколения (серия КАС).

Картирование и уточнение общей геологической структуры исследуемых районов на основе аэрогеофизических методов, в т.ч. аэрогамма-спектрометрических, как правило, предшествуют работам по созданию геологических карт масштаба 1 : 200000 и крупнее. Высокая чувствительность современных гамм-спектрометров позволяет надежно регистрировать кларковые содержания ЕРЭ в верхнем слое горных пород. Это, в свою очередь, позволяет надежно картировать геологические образования, характеризующиеся предельно низкими содержаниями радионуклидов, например, базит-гипербазитовые интрузивы Кингашского комплекса (Восточный Саян) или офиолитовый пояс района бухты Мод, что на северной оконечности Таймырского полуострова. При наличии даже незначительной дифференциации ЕРЭ удается расчленять стратифицированные образо-

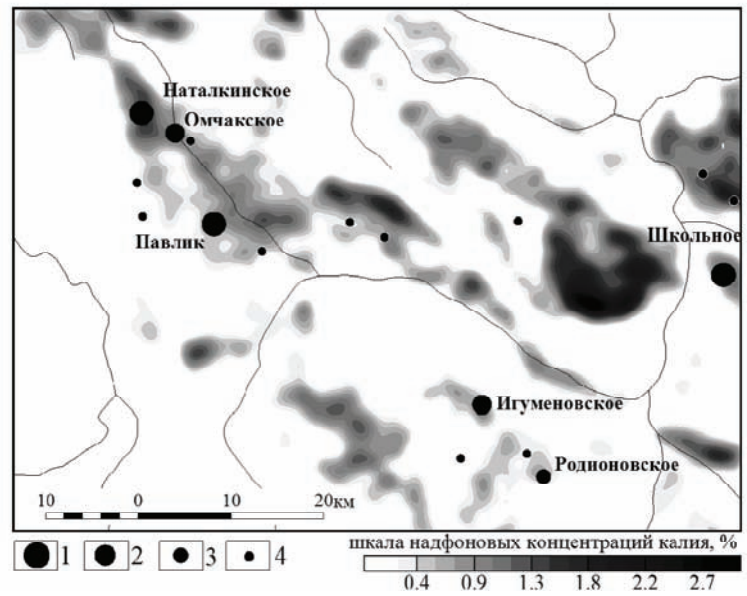


Рис. 3. *Франмент карты надфоновых содержаний калия (юго-восточная часть Аян-Юряхского антиклинория). 1–3 – месторождения золота (1 – крупные, 2 – средние, 3 – мелкие); 4 – рудопроявления*

вания, обнаруживать и фиксировать неоднородность строения тех или иных интрузивных комплексов (кислых, щелочных, щелочно-ультраосновных и пр.).

Зоны дизъюнктивных дислокаций, подвергшиеся метасоматическим и гидротермальным преобразованиям, как правило, сопровождаются нарушением равновесного состояния ЕРЭ и поэтому уверенно отображаются в результатах расчета их бинарных отношений или в полях оптического синтеза, либо в надфоновых концентрациях радиоактивных элементов. Например, в них довольно четко отражается положение главного Таймырского надвига, пересекающего п-ов Таймыр с запада на северо-восток; таким же образом находит свое отражение крупный Дорожнинский разлом на северо-востоке Таймыра и др.

Метаморфизм, метасоматоз и гидротермальные процессы приводят к изменению вмещающих пород, сопровождаются преобразованием структуры радиохимических полей в виде появления одного или двух элементов из триады ЕРЭ в аномальных концентрациях. Причина такого явления, как известно, заключается в различии миграционных свойств урана, тория и калия. В результате этих изменений нарушается равновесное соотношение ЕРЭ, сопровождаемое образованием радиогеохимической зональности, характер которой зависит от типа преобразования, что и создает методическую основу применения радиогеохимии для прогнозирования оруденения. Именно поэтому аэрогамма-спектрометрия как автономно, так и еще более эффективно в комплексе с другими геофизическими методами находит свое широкое применение на этапе оценки перспективности рудоконтролирующих и рудовмещающих структур, при поисках месторождений радиоактивных, редких, цветных и благородных металлов.

Примером, демонстрирующим возможности и эффективность аэрогамма-спектрометрии при *поисках урана*, служат результаты аэрогеофизических работ на Таймырском севере, в районе Каменского уранового рудного поля (рис. 2). Выполненные работы позволили установить, что рудное поле размещается в узле пересечения трансформного Ждановско-Гейбергского и Дорожнинского региональных разломов. Породы, вмещающие рудное поле, сильно нарушены многочисленными разломами, раздроблены, перемяты, и именно к такому участку приурочена обширная аэрогамма-спектрометрическая аномалия. Проявления урановой минерализации располагаются в протяженной радиогеохимической зоне длиной более 10 км и шириной 2–7 км, простирающейся вдоль южного экзоконтакта Лодочниковского гранитоидного массива. Урановая минерализация наложена на все доюрские осадочные и магматические образования. Также установлено, что горные работы 1948–1952 гг., курируемые Норильлагом, проводились за пределами наиболее перспективной части рудного поля. Все это позволяет рекомендовать продолжение исследований на этом объекте [5].

Современная аэрогамма-спектрометрическая съемка, выполненная в пределах Аян-Юряхского антиклинория (Магаданская область), позволила установить плановое положение линейно вытянутых в северо-западном направлении зон калиевой радиогеохимической специализации, с которыми пространственно связаны все участки метасоматически измененных пород на известных месторождениях. В пределах одной из таких зон располагаются уникальное золото-сульфидное месторождение Наталкинское, меньшие по размеру Павлик, Дегдекан, а также множество рудопроявлений золота (рис. 3). Важно заметить, что на Енисейском кряже уникальное золото-сульфидное Олимпиадинское и крупное золото-сульфидно-кварцевое Благодатное месторождения располагаются в пределах таких же аномальных калиевых зон. Это совпадение дает основание утверждать, что выделение таких аномальных зон и участков – одна из важнейших поисковых задач, которая, как мы видим, с успехом решается с применением аэрогамма-спектрометрии. Более того, результаты наших исследований, завершенных в 2008 г., показали, что благодаря высокой чувствительности и точности аэрогеофизических съемок имеется возможность обнаружить и локализовать не только золоторудные объекты ранга рудных районов и узлов, но и рудных полей, что существенно повышает эффективность поисков золота.

Скопления руд скарново-магнетитового типа, в силу их петрофизических особенностей, контрастно отображаются в полях аэромагнитных съемок. Роль же гамма-спекторметрии при поисках таких руд гораздо ниже. Но при поисках кварцево-жильных полиметаллических руд

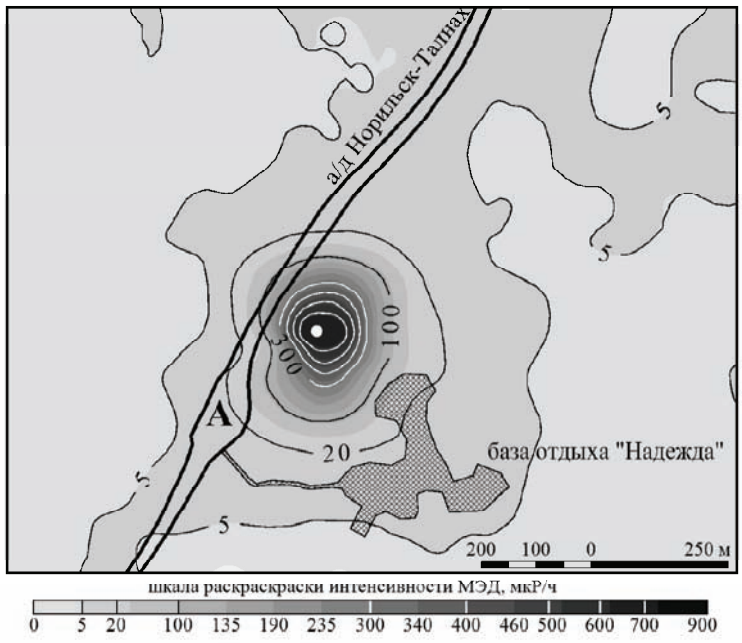


Рис. 4. *Положение зоны радиоактивного загрязнения по данным АГСМ-съемки масштаба 1 : 10000 (р-н базы отдыха "Надежда", г. Норильск)*

значимость анализируемого нами метода существенно повышается, впрочем, как и при поисках месторождений порфирового типа.

Таким образом, изложенные выше данные по выявлению радиогеохимической зональности показали себя эффективным способом регионального и локального прогноза золота, меди, молибдена, урана, вольфрама, олова, свинца, цинка и других металлов. Разумеется, каждый из изучаемых рудных объектов имеет свою специфику и, следовательно, свои особенности в интерпретации геофизических материалов. Тем не менее, современные методы целевой интерпретации геофизических данных аэрогеофизических съемок дают возможность решать весьма широкий спектр геологических задач при поисках самых разнообразных полезных ископаемых.

Наряду с решением геологических задач, современные аэрогамма-спектрометрические исследования нашли свое широкое применение и для решения экологических проблем, в частности, для оценки радиационного загрязнения территорий, обусловленных различными техногенными факторами. Решением таких задач на Таймыре занималась ЦАГРЭ, а затем Норильский филиал ВСЕГЕИ.

Навигационные маяки с радиоизотопными термоэлектрическими генераторами (РИТЭГи) в свое время были установлены по всей трассе Северного морского пути, в том числе на побережье Таймыра и на островах Карского моря. Часть таких установок была доставлена в поселки ТАО и в г. Норильске. В связи с общим упадком навигационной службы многие из них пришли в негодность. Детальное рассмотрение опасности радиоизотопных термоэлектрических генераторов, являющихся "сверхконцентрированными хранилищами радиоактивных отходов в виде чрезвычайно опасного долгоживущего радиоизотопа ^{90}Sr", число которых на трассе Северного морского пути составило 2356, содержится в недавно вышедшей сводке [4]. Являясь весьма высокоактивными источниками, они представляют прямую опасность для животных, человека и нуждаются в утилизации или замене.

В результате проведения нами площадной аэрогамма-спектрометрической съемки такие генераторы были обнаружены в жилой зоне пос. Хатанга, а также в г. Норильске на территории воинской части. После сообщения о таких фактах в органы местной власти источники, представляющие угрозу для здоровья населения, были вывезены в места, предназначенные для их хранения.

Другими источниками загрязнения окружающей среды являются неучтенные (утерянные) радиоактивные эталоны, используемые в технологических процессах на переделах ОАО "ГМК "Норильский никель", Часть источников такого типа была выявлена нашими площадными аэрогамма-спектрометрическими исследованиями. Так, например, в 1990 г. были обнаружены два таких источника в Норильском промышленном районе (НПР): первый (мощность дозы гамма-излучения 21000 мкР/час) в районе Талнахской обогатительной фабрики, а второй (мощность дозы гамма-излучения 61000 мкР/час) – около цементного завода, в зоне "старого города".

Последним примером, подтверждающим существование таких "утерянных" источников, является обнаружение радиационного загрязнения 29.09.2002 г. в районе базы отдыха "Надежда". Оно было выявлено практически случайно при возвращении съемочного самолета Ан-2 с гамма-спектрометром на борту в аэропорт базирования Валек после съемочного дня. После определения цезиевой природы выявленной аномалии (^{137}Cs) с мощностью дозы гамма-излучения более 700 мкР/час было сделано заключение о том, что она представляет серьезную экологическую опасность. Об этом были извещены органы ГО и ЧС города Норильска.

С целью локализации данной аномалии и уточнения ее местоположения выполнена площадная аэрогамма-спектрометрическая съемка по сети встречно-параллельных маршрутов, расположенных на расстоянии 100 м друг от друга. По результатам обработки материала подтверждена цезиевая природа аномалии и установлено, что она имеет локальный характер и расположена в 100 м от шоссейной дороги, в районе базы отдыха "Надежда" (рис. 4). Все материалы с координатами положения аномалии переданы представителям МЧС администрации города Норильска, которые локализовали ее на месте и установили причину – радиоактивный источник (РИП) ^{137}Cs.

Как известно, весомый вклад в нарушение экологической обстановки на территории России внесли под-

земные ядерные взрывы. Для Норильского района и Таймыра в целом данная проблема весьма актуальна: в 80-е годы на территории района, на северном побережье оз. Лама, а также на Северо-Соленинском газоконденсатном месторождении были проведены три подземных ядерных взрыва. Объективная оценка их влияния на экологическую обстановку района не проводилась, как и специализированные исследования по этой проблеме. Близко расположенные от Норильска ПЯВ "Метеорит-2" и "Горизонт-3" были проведены соответственно 26.07.1977 г. и 29.09.1975 г. с целью глубинного сейсмического зондирования земной коры. Их мощность составляла 15 и 7,6 килотонн. В местах проведения этих взрывов в 1996 г. нами пройдены два маршрута с аэрогамма-спектрометром СТК. В результате были обнаружены локальные радиоактивные аномалии. Но без проведения наземных радиоэкологических исследований давать какое-либо заключение этим аномалиям преждевременно. В связи с тем, что места проведения данных взрывов находятся в зоне отдыха жителей г. Норильска, а также с тем, что акватория оз. Лама связана с р. Норилка, из которой осуществляется водозабор, здесь целесообразно проведение радиоэкологических работ.

Хорошие примеры масштабного изучения последствий ПЯВ с применением аэрогамма-спектрометров имеются на сопредельной с ТАО территории Республики Саха, где коллективом под руководством А.Д. Гедеонова были выявлены аварийные ПЯВ ("Кратон-3" и "Кристалл") с выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду [2, 6].

Таким образом, гамма-спектрометрическая съемка в аэроварианте является тем инструментом, который позволяет в кротчайшие сроки обследовать обширные территории, получать объективную информацию об их радиационном загрязнении, устанавливать радиационные очаги загрязнения, представляющие опасность для жизнедеятельности человека, и принимать обоснованные решения по их ликвидации.

Вывод. Высокий уровень развития отечественного и зарубежного приборостроения в области аэрометодов в сочетании с компьютерными технологиями производства полевых и камеральных работ вывели аэрогаммаспектрометрию на одно из ведущих мест в деле решения задач геологического картирования, поисков разнообразных руд и оценки радиационного загрязнения.

Литература

1. *Альтшулер М.И., Лазарев Ф.Д., Ромашко В.В. Прогнозно-поисковая эффективность применения комплексной аэрогеофизики и гравиметрии в потенциально золоторудных районах Таймыро-Североземельской провинции // Недра Таймыра. – Норильск, 1999. – Вып.3.– С.77–87.*
2. *Гедеонов А.Д., Кулешова И.Н., Бакушкина Л.П. и др. Результаты исследования радиоактивной загрязненности почв объектов "Кристалл" и "Кратон-3" // Радиационное загрязнение территории Республики Саха (Якутия) : проблемы радиационной безопасности. – Якутск, 1993. – С.214–232.*
3. *Контарович Р.С. Аэрогеофизика на пороге XXI века // Минеральные ресурсы России. Экономика и управление. –1997. – Отд. вып. – С.3-5.*
4. *Радиационная обстановка на Дальнем Востоке России. – СПб., 2002. – 456 с.*
5. *Ромашко В.В., Васильев Н.Н., Наторхин И.А. Каменское рудное поле новый перспективный ураноносный объект Таймыра // Минеральные ресурсы Таймырского автономного округа и перспективы их освоения : мат. научно-практич. конф. 25–28 октября 2004 г. ВСЕГЕИ. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2004. – С.204–208.*
6. *Gedeonov A.D., Petrov E.R., Alexeev V.G. et al. Residual radioactivite contaminaton at the peaceful nderground nuclear explosion sites "Craton-3" and "Crystal" in the Republic of Sakha (Yakutia) // J. Environ. Radioact. – 2002. – Vol.60. – P.221–234.*

ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ МЕЖДУ МИКРОБНЫМ МАТОМ И ТРАВЕРТИНОМ ГАРГИНСКОГО ГОРЯЧЕГО ИСТОЧНИКА

Е.В. Лазарева[1], С.М. Жмодик[1], М.С. Мельгунов[1], И.В. Петрова[1], А.В. Брянская[2], Д.Д. Бархутова[3], О.П. Пестунова[4]

[1]Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, lazareva@uiggm.nsc.ru
[2]Институт цитологии и генетики СО РАН, Новосибирск
[3]Институт общей и экспериментальной биологии СО РАН, Улан-Удэ
[4]Институт катализа им. Г.К. Борескова СО РАН, Новосибирск

REDISTRIBUTION OF RADIOACTIVE NUCLIDES BETWEEN THE GARGA HOT SPRING MICROBIAL MAT AND TRAVERTINE

E.V. Lazareva[1], S.M. Zhmodik[1], M.S. Melgunov[1], I.P. Petrova[1], A.V. Bryanskaya[2], D.D. Barkhutova[3], O.P. Pestunova[4]

[1]Institute of Geology and Mineralogy SB RAS
[2]Institute of Cytology and Genetics SB RAS
[3]Institute of General and Experimental Biology SB RAS
[4]Boreskov Institute of Catalysis SB RAS

Abstract. *Structural features of the Garga hot spring "travertine" (Baikal Rift Zone) and distribution of natural radionuclides between the cyanobacterial mat and the "travertine" are discussed in this article. As a result of complex researches of processes of mineral formation in the cyanobacterial mat, mineralogical and structural features of the Garga "travertine", conclusions were drawn on difficult history of formation of the Garga body which was generated as a result of the precipitation of minerals from the hot spring solution and activity of the cyanobacterial community. Specific activities of radionuclides in the cyanobacterial mat 10 times exceed their specific activities in the minerals which precipitated from the Garga hydrothermal solution. Accumulation of radionuclides by microbial community can occur as a result of their bioaccumulation and/or sorption. The first results of radionuclides distribution study have allowed to prepare a basis for the specified calculation of the Garga "travertine" age and growth rates of the layers created with the cyanobacterial mat functions.*

Введение. Современные циано-бактериальные сообщества изучаются специалистами различного профиля весьма активно. Образование минералов в микробных матах и строматолитообразование исследуется с применением комплекса методов, чтобы иметь возможность получить более полную информацию об условиях жизнедеятельности древних микробных сообществ, наиболее древние литифицированные остатки которых датируют 3,6 млрд лет [2–4]. В современном мире циано-бактериальные маты вытеснены в экстремальные условия обитания. Таковыми являются места разгрузки гидротермальных источников, где развиваются термофильные сообщества [5, 8]. Многочисленные выходы термальных вод сосредоточены в Баргузинской впадине Байкальской рифтовой зоны [1, 6]. Наличие микробных сообществ установлено во всех местах разгрузки термальных вод [8], которых насчитывается в Баргузинской долине более 10. На выходе только трех источников (Аллинского, Гаргинского и Гусихинского) отлагаются карбонаты [9]. Наиболее крупная карбонатная постройка формируется на Гаргинском источнике и традиционно называется "травертином" [9], хотя некоторые исследователи считают, что определяющую роль в образовании этого тела играет циано-бактериальное сообщество [10]. В данной работе обсуждаются структурные особенности Гаргинского "травертина" и впервые рассматривается распределение радионуклидов между циано-бактериальным матом и минералами постройки, формирование которых связано, как с биогенными, так и с абиогенными процессами.

Методы исследования. В ходе экспедиционных работ 2007–2008 гг. были отобраны пробы воды источника. Воды фильтровались через мембранные фильтры (0,45 мкм). Определение концентраций ^{222}Rn в воде источников проводилось с использованием радиометра радона РРА-01М-03 по "Методике экспрессного измерения объемной активности ^{222}Rn в воде", входящей в стандартную комплектацию данного прибора. Предел обнаружения ^{222}Rn в воде составляет величину 6 Бк/л. Для определения содержания радионуклидов в растворе источника 0,5 л воды упаривали до сухого осадка. Состав вод определялся комплексом методов с перекрестным контролем результатов: атомно-эмиссионной спектрометрии, ICP MS, капиллярного электрофореза, атомной абсорбции. Микробные маты отбирались на различном удалении от выхода термальных вод, согласно градиенту температур. Изучение состава микробных сообществ, микроморфологии и качественного состава минеральных фаз проводилось при помощи оптических микроскопов фирмы Carl Zeiss (Axiolab 40 Pol, Германия), и с применением сканирующего электронного микроскопа Leo 1430VP (Германия) (операторы С.В. Летов и А.Т. Титов). Активности радиоизотопов ^{226}Ra, ^{210}Pb, ^{228}Ac, ^{212}Pb в образцах живых и мумифицированных циано-бактериальных матов, доведенных до воздушно-сухого состояния, образцах "травертина" и сухом остатке, полученном после упаривания раствора источника, определялись методом полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe ППД объемом 200 см^3 по методике, адаптированной для анализа образцов малого объема [7]. Пределы обнаружения указанных радиоизотопов не хуже 0,05 Бк. Для

Таблица 1. *Содержание радионуклидов в циано-бактериальном мате и «травертина» Гаргинского источника, Бк/кг*

Шифр пробы	^{210}Pb	^{226}Ra	^{228}Ra	^{228}Ac	^{212}Pb	^{226}Ra/ ^{228}Ra	^{210}Pb/ ^{226}Ra
Период полураспада	22,3 года	1600 лет	5,75 лет	6,15 ч	10,64 ч		
Сухой остаток раствора	106	107	133	133	88	0,80	0,99
Вода, Бк/л/ г/л	0,1	0,1/2,7·10^{-12}	0,125	0,125	0,083	0,80	0,99
Живой циано-бактериальный мат							
Цб-1	1913	3669	3301	3301	2149	1,11	0,52
Цб-2	3220	4670	4272	4272	2556	1,09	0,69
Мумифицированный циано-бактериальный мат							
М1 (среднее, n=2)	1496	1714	2442	2442	1607	0,65	0,87
М2 (среднее, n=2)	1359	2375	2720	2720	1764	0,81	0,57
М3 (среднее, n=2)	1066	3063	4777	4777	2466	0,59	0,35
Органическая составляющая							
М1 орг.	656	1279	2138	2138	897	0,55	0,51
М2 орг.	730	1182	1135	1135	782	0,96	0,62
М3 орг.	708	2835	4134	4134	1893	0,63	0,25
Минеральная составляющая мата							
М1 мин.	5994	3659	4738	4738	4786	0,71	1,64
М2 мин.	3573	4454	4821	4821	3928	0,85	0,80
М3 мин.	2582	6327	8942	8942	5691	0,65	0,41
«Травертин»							
Тр1 (I)	242	433	543	543	375	0,80	0,56
Тр2 (I)	266	477	45	45	37	11	0,56
Тр3 (III)	2618	5388	24	24	26	225	0,49
Тр4 (IV)	3371	6404	5	5	4		0,53

Примечание: удельные активности в микробных матах приведены на сухой вес.

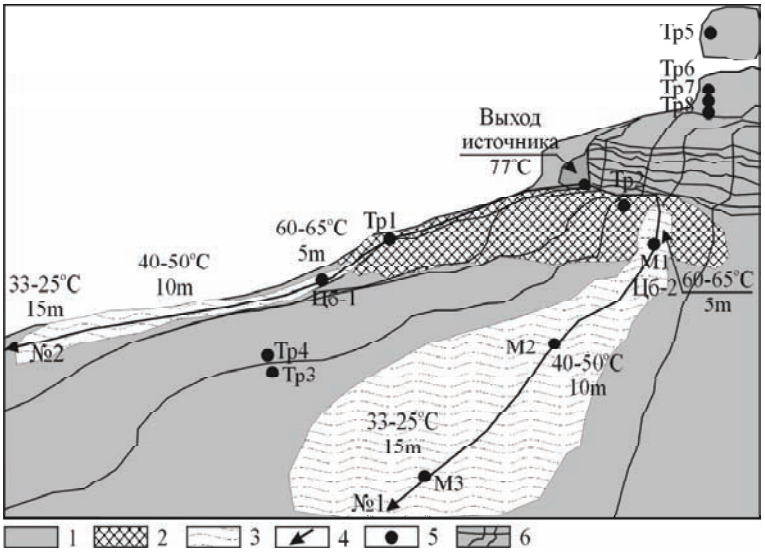


Рис. 1. *Схема опробования травертина и циано-бактериальных матов Гаргинского источника: 1 – конус карбонатной постройки, 2 – место современного отложения на поверхности натёчных образований (I), 3 – циано-бактериальные маты, 4 – ручьи, 5 – точки отбора проб, 6 – линии, обозначающие рельеф постройки*

выявления распределения радионуклидов между органической и минеральной составляющей циано-бактериального мата было проведено выщелачивание органической части перекисью водорода и проанализирован оставшийся минеральный остаток. В пробах были определены радионуклиды уранового и ториевого рядов: ^{226}Ra, ^{210}Pb и ^{228}Ac, ^{212}Pb (табл. 1). О концентрациях ^{228}Ra судили по содержанию в пробе ^{228}Ac, полагая, что изотопы находятся в радиоактивном равновесии.

Результаты исследований и их обсуждение. Участок выхода Гаргинского источника сложен водноледниковыми верхнечетвертичными отложениями, которые перекрывают палеозойские граниты. Источник расположен на склоне и от его выхода развит купол карбонатной постройки, который состоит из нескольких ступеней (рис. 1). Максимальная мощность постройки составляет 2,5 м, уступы террас имеют высоту от 0,3 до 0,8 м [9]. Расположение выхода источника менялось, ранее он находился выше по склону. На данный момент источник изливается из пещеры, расположенной в стенке, в которой обнажается слоистая структура постройки. Высота стенки достигает 1,5 м. Вероятно нарушение целостности конуса и изменение места выхода источника произошло в результате тектонической подвижки. Более старые части травертина, расположенные выше современного выхода (рис. 1, Тр5–8) гидротермального источника и представлены небольшим фрагментом карбонатной постройки и ее обломками, частично выветрелыми и покрытыми растительностью. Естественный сток термальных вод от их выхода происходил по направлению ручья №1, но в результате отвода основного потока в трубу к курортным корпусам в течение 3–4 лет существовал ручей №2 (рис. 1), который в 2008 г. был ликвидирован и вода вновь пошла по прежнему “руслу”.

Сульфатно-натриевые воды Гаргинского источника имеют минерализацию 1 г/л, Содержание Si составляет – 30 мг/л. Температура в месте выхода – 77 °С, pH – 8,2. Содержание фтора –

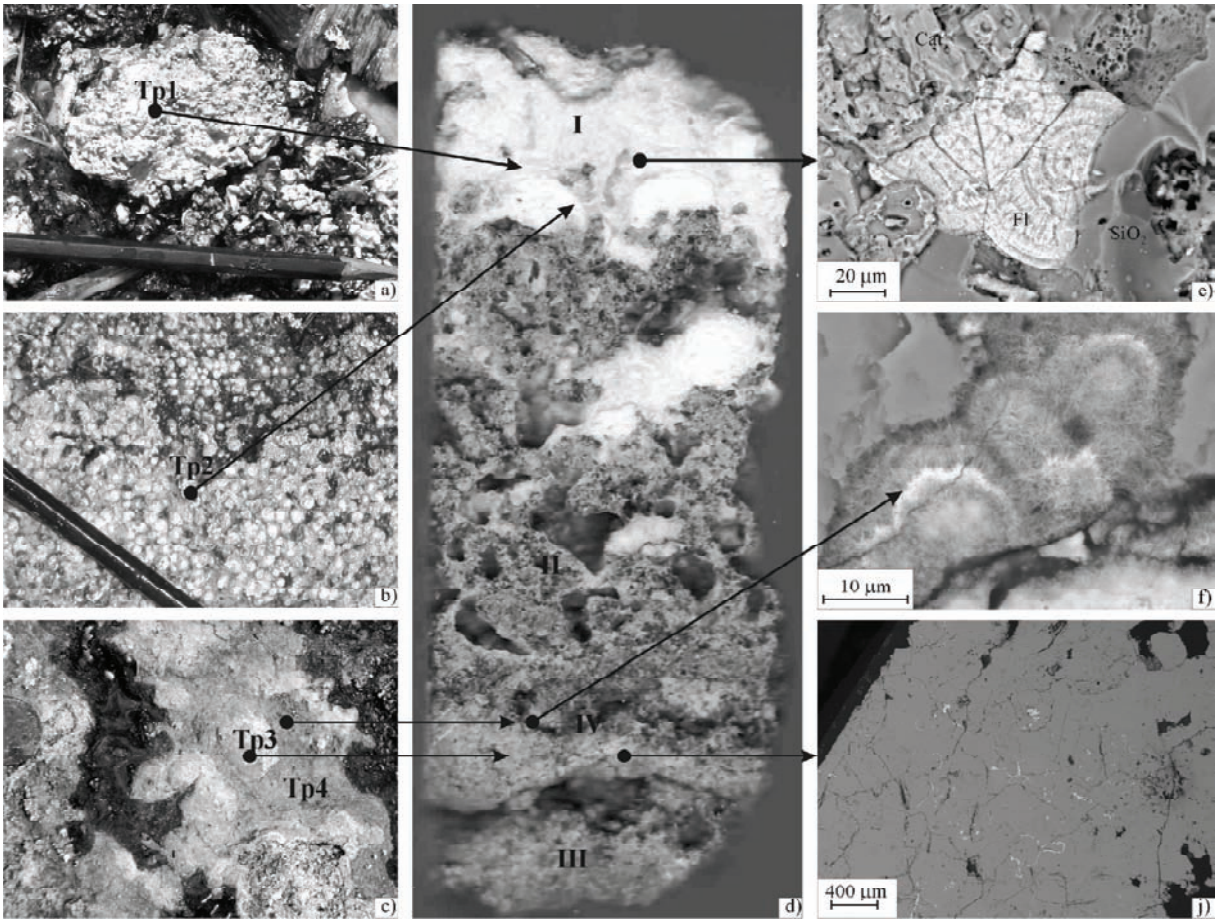


Рис. 2. *Особенности строения Гаргинской карбонатной постройки: a) свежие молочно-белые отложения формирующиеся из ручья №2 выше циано-бактериального сообщества; b) аналогичные, но более ранние отложения, формирующиеся из ручья №1, с частично разрушенной структурой; c) пологие участки карбонатной постройки – плащевидные плоские слои, сложенные желтым крупнокристаллическим кальцитом (Tp3), покрытые коркой черного цвета (Tp4); d) участок разреза в котором переслаиваются перечисленные разновидности; e) отложения источника сложенные пористым кальцитом, аморфным кремнеземом и концентрически-зональным флюоритом; f) минерал Mn и Ba, предположительно – романешит; j) крупнозернистый кальцит, отдельные части зерен которого окаймлены Mn-Ba минералом (светлое). Фото e, f, j – сканирующий микроскоп*

11 мг/л. В микроэлементном составе преобладают щелочные и щелочноземельные элементы: Li, Rb, Sr, Cs, Ba и, в меньшей мере, анионогенные – Ge, Mo, W. В растворе на выходе источника содержание радона в 2007 г. составляло 110 Бк/л (или 30 эман). Согласно более ранним исследованиям концентрации его ранее достигали 40 эман [9]. Радон быстро эманирует из раствора и при температуре 40–50 °С (10 м от выхода источника, рис. 1) концентрация его составляет всего 2,8 Бк/л. Содержание в воде ^{226}Ra составляет $2{,}7 \times 10^{-12}$ г/л (табл. 1). Содержание U определено как $4{,}6 \times 10^{-7}$ г/л. Воды Гаргинского источника несколько обеднены радоном и ураном относительно средних содержаний, приводимых для радоновых азотных термальных вод гранитных массивов: Rn – 50 эман, Ra – 2×10^{-12} – 8×10^{-12} г/л, U – $2\ 10^{-6}$ – – 8×10^{-6} г/л [12]. В водах Гаргинского источника ^{226}Ra и ^{210}Pb находятся в равновесии, соотношение ^{226}Ra и ^{228}Ra составляет 0,8 (табл. 1).

Начиная с температуры 60 и до 40°С по течению действующего из ручьев, интенсивно развиваются толстые (до 7 см) циано-бактериальные маты с доминированием *Phormidium angustissimum.* В них выделяются отдельные тонкие слои с преобладанием *Mastigocladus laminosus.* В верхних слоях мата количество цианобактерий выше, чем в нижних, соседствующих с зоной деструкции. С понижением температуры видовое разнообразие уменьшается за счет выпадения термофильных видов. При изменении русла ручья маты высыхают и “мумифицируются”, превращаясь в тонкие листы (2–3 мм), остающиеся отделенными от поверхности травертина. В 2007 г. наблюдался живой мат по ручью №2, а по ручью №1 был полностью мумифицирован. Одиннадцать месяцев спустя, наблюдался такой же мат по ручью №1. Неизвестно в какой момент точно изменилось русло ручья, но можно наверняка утверждать, что микробный мат развился менее чем за 11 месяцев.

Установлено, что в пределах циано-бактериального мата Гаргинского источника отлагаются аморфный кремнезем и кальцит. Участки окремнения установлены в “мумифицированном” мате, но по наличию кремнис-

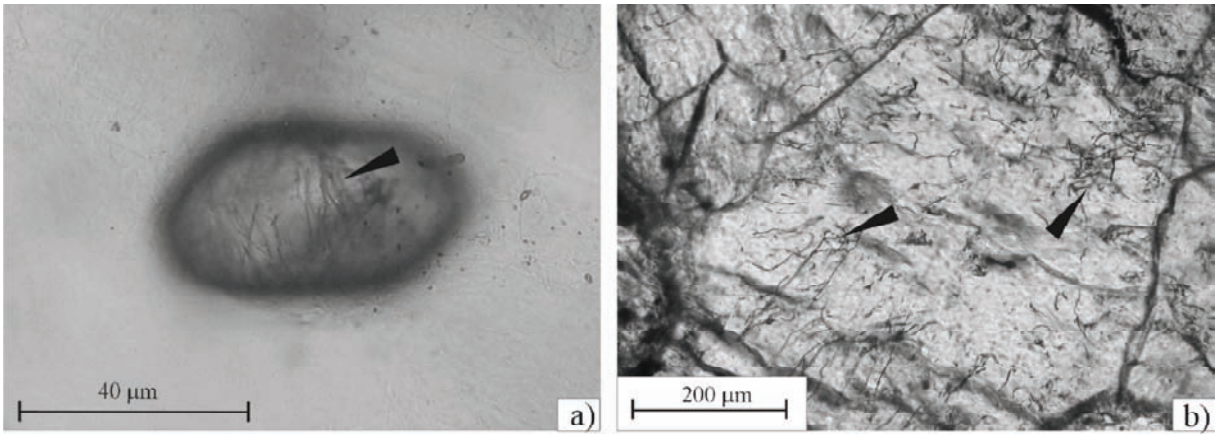


Рис. 3. *Следы нитей цианобактерий, запечатанных в a) кристалле кальцита, образовавшегося внутри микробного сообщества и b) в кальците, слагающем прослои III разновидности. Фото на просвечивающем микроскопе*

тых чехлов по нитям цианобактерий следует полагать, что отложение SiO_2 началось при жизни сообщества. Отложение кремнезема происходит при испарении горячего термального раствора с поверхности микробного мата. Кристаллы кальцита формируются в циано-бактериальном мате, в их огранке принимают участие ромбоэдр и гексагональная призма, развитые почти в равной степени. Кристаллы имеют близкие размеры, что говорит об их одновременном зарождении. Размеры не превышают 40 μm в поперечнике [13]. Внутри мата отдельные индивиды плотно опутаны нитями цианобактерий, которые частично блокируют рост, что приводит к формированию в кристаллах кальцита незакономерных "прорезей" и сквозных каналов (рис. 3a).

Содержание радионуклидов в живом микробном сообществе весьма высоки (табл. 1, Цб-1, 2). Удельная активность ^{226}Ra достигает 4670 Бк/кг (на сухой вес). Отношения радионуклидов в живом и мумифицированном циано-бактериальном мате заметно отличаются от соотношений вод источника, удельная активность ^{226}Ra более чем в 2 раза превышает содержание ^{210}Pb, а удельные активности ^{226}Ra и ^{228}Ra почти равны. Изученные образцы живого мата взяты из наиболее высокотемпературной части сообщества (рис. 1, Цб-1, Цб-2). На примере мумифицированных матов изучено распределение радионуклидов в мате в зависимости от температурного градиента и удаления от источника. В первую очередь следует отметить, что в одной и той же температурной зоне удельная активность всех радионуклидов в живом микробном сообществе (Цб-1, Цб-2) превышает таковую в мумифицированном (М1). Предыдущими исследованиями установлено, что аналогичное поведение характерно для калия, концентрация которого падает в мумифицированном мате почти в 2 раза с 0,96 (в живом) до 0,52% [13]. Как хорошо видно из исследований мумифицированных матов, отобранных на различном расстоянии от выхода источника (рис. 1), ^{210}Pb и изотопы Ra ведут себя различным образом. Содержания в микробном сообществе ^{210}Pb снижаются по мере удаления от места излива источника и снижения температуры, а содержание изотопов Ra, напротив, увеличивает. Это может быть связано с геохимическими особенностями поведения Pb и Ra, а именно – различной скоростью осаждения их из остывающего термального раствора. В первую очередь, описанная закономерность характерна для минеральной составляющей микробного сообщества (табл. 1, М1-3 мин.).

Карбонатная ("травертиновая") постройка представляет собой купол, в вертикальном разрезе которого наблюдается чередование слоев с различным составом, структурными и текстурными особенностями. Выделено три разновидности, расположение которых прослежено так же по латерали на современной поверхности постройки ниже существующего выхода источника. Во всех разновидностях по разрезу неравномерно распределены обломки гранитов и отдельных основных и акцессорных минералов (кварц, калиевый полевой шпат, плагиоклаз, сфен, апатит, мусковит).

1. Молочно белые прослои в обнажении слагают слои мощностью от 1 до 3 см. На современной поверхности они представлены натечными образованиями, напоминающими структуры гейзеритов (рис. 2a). Каплевидные выросты натечной структуры легко ломаются, обнажая скорлуповатое внутреннее строение отложений. Концентрически-зональный агрегат сложен аморфным кремнеземом (опалом), флюоритом и пористым кальцитом. При помощи сканирующего микроскопа были обнаружены включения кристаллов целестина (от 1 до 4μm), агрегаты Sr-содержащего барита с размерностью зерен в несколько микрон и кристаллы гипса. Максимально развиты данные образования вблизи выхода источника (от 0 до 5 м) и покрывают поверхность карбонатной постройки сплошным ковром, формируя наиболее крутую современную ступеньку (рис. 1). Ниже по течению ручья подобные отложения тоже встречаются, они располагаются в местах, не покрытых микробным матом, но их наросты значительно мельче, зональные структуры более тонкие. А преобладающим минералом служит кремнезем (опал). Структурные особенности и минеральный состав отложений этой разновидности свидетельствуют о том, что именно

эта часть карбонатной постройки и является собственно травертином – т.е. преимущественно карбонатными отложениями, формирующимися из раствора гидротермального источника после выхода на поверхность. Содержание радионуклидов в данных образованиях на порядок ниже, нежели в микробном сообществе (табл. 1, Тр1, Тр2). Для наиболее поздних отложений (рис.1, табл. 1, Тр1), развитых по ручью №2 характерно такое же, как для растворов соотношение $^{226}Ra/^{228}Ra$. Поскольку геохимические свойства обоих изотопов должны быть схожи в процессе отложения из раствора и минералообразования, то можно считать данное отношение исходным для такого рода образований. На основании этого допущения можно рассчитать возраст отложений такого типа, исходя из периодов полураспада ^{226}Ra и ^{228}Ra. Для аналогичных поверхностных отложений по ручью №1 (рис. 1, табл. 1, Тр2) возраст составляет 18 лет.

2. Серый пористый агрегат сложенный скрытозернистым кальцитом, среди которого наблюдаются скопления флюорита и аморфного кремнезема слагает слои до 5 см мощностью. Темный цвет агрегату придают развивающиеся в полостях минералы Mn и Fe(III). Марганцевый минерал близок по составу романешиту $[Ba_{0.7}Mn_{4.8}Si_{0.1}O_{10}\cdot 1.2(H_2O)]$ (рис. 2f). На данный момент эта разновидность изучена только в старом обнажении и не хватает данных свежих образцов для изучения исходных, или близких к исходным соотношениям изотопов.
3. Третья разновидность представляет собой в разрезе слои и линзы мощностью до 7 см сложенные на 90% массивным желтым кальцитом с размером зерен от среднезернистого (1–3 мм) до крупнозернистого (10–15 мм), который образует полосчатые, зональные текстуры. На современной поверхности слой желтого кальцита в виде плаща простирается по сравнительно пологой части карбонатной постройки по ходу ручья №1 в том месте, где ранее располагался микробный мат. При исследовании на просвечивающем микроскопе внутри зерен кальцита установлены отпечатки нитей (рис. 3b), полностью идентичные отпечаткам нитей цианобактерий, которые установлены в единичных кристаллах кальцита, образующихся внутри циано-бактериального мата (рис. 3a). Между отдельными зернами желтого кальцита развивается Mn-Ba минерал, постностью или частично маркируя их границы (рис. 2j). Удельные активности ^{210}Pb и ^{226}Ra в наиболее свежих слоях (табл. 1, Тр3), сложенных желтым крупнокристаллическим кальцитом соответствуют удельными активностями установленным в минеральной составляющей микробного мата (табл. 1 М1-3 мин.). Совокупность перечисленных факторов дает авторам право предполагать, что слои желтого крупнокристаллического кальцита сформировались в результате деятельности микробного сообщества и, следовательно, при расчете возраста данных отложений можно принять за исходное соотношение между $^{226}Ra/^{228}Ra$, то, что характерно для минеральной составляющей микробного сообщества, составляющее, в среднем, 0,74. Учитывая разброс в отношениях можно предварительно рассчитать, что опробованный авторами, наиболее свежий поверхностный слой сложенный желтым кальцитом (табл. 1, рис. 2, Тр3) сформировался 41–44 года тому назад. Проведя более тонкое послойное опробование, можно будет рассчитать скорость формирования данного слоя.
4. Каждый слой III типа покрыт сверху черной корочкой, цвет которой определяется повышенным содержанием Mn-Ba минерала. На современной поверхности местами корочка сколота. На данном этапе исследований авторам не вполне ясны условия образования этой структурной разновидности Гаргинской карбонатной постройки. Удельные активности ^{210}Pb и ^{226}Ra, так же высоки, как в минеральной составляющей мата, и в слоях III типа.

Заключение. В результате комплексных исследований минералообразования в циано-бактериальном мате, минералогических и структурных особенностей карбонатной постройки Гаргинского источника, сделаны выводы о сложной истории образования Гаргинского тела, которое сформировалось в результате как отложения минералов из раствора источника, так и деятельности микробного сообщества. Выявлено, что удельная активность радионуклидов в микробном сообществе на порядок превосходит их удельные активности в минеральных отложениях источника. Накопление радионуклидов микробным сообществом может происходить как в результате их биоаккумуляции (известно, что Ra относится к безбарьерным элементам и легко проникает в растения [11]), так и сорбции микробным матом. Первые результаты по изучению распределения радионуклидов позволили подготовить основу для уточненного расчета возраста травертиновой постройки и скорости роста слоев, создаваемых при участии микробного сообщества. Ранее уже был оценен возраст Гаргинской карбонатной постройки радиоуглеродным методом, который укладывался в интервал 19245–25725 лет [9]. На основании данного исследования, появится возможность оценки возраста другим методом.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ №08-05-00968; Интеграционного проекта СО РАН -№10, ОНЗ-5.

Литература

1. *Борисенко И.М., Замана Л.В. Минеральные воды Бурятской АССР. – Улан-Удэ : Бурятское книжное изд-во, 1978. – 162 с.*
2. *Герасименко Л.М. Алкалофильные оксигенные фотосинтезирующие организмы // Труды Ин-та микробиологии им. С.Н. Виноградского. – М. : Наука, 2007. – Вып.14. – С.88–157.*
3. *Добрецов Н.Л. О ранних стадиях зарождения и эволюции жизни // Вестник ВОГиС. – 2005. – Т.9, №1. – С.43–54.*
4. *Заварзин Г.А. Становление биосферы // Вестник РАН. – 2001. – Т.71, №11. – С.988–1001.*
5. *Крылов И.Н., Орлеанский В.К. Лабораторная модель образования карбонатных корок в водорослево-бактериальных пленках (искусственные строматолиты и онколиты) // Известковые водоросли и строматолиты. – Новосибирск : Наука, 1988. – С.4–12.*
6. *Ломоносов И.С. Геохимия и формирование гидротерм Байкальской рифтовой зоны // Новосибирск : Наука, 1974. – 166 с.*

7. *Мельгунов М.С., Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В. и др. Аномалии радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – Т.11, №6. – С.869–880.*

8. *Намсараев З.Б., Горленко В.М., Намсараев Б.Б. и др. Микробные сообщества щелочных гидротерм. – Новосибирск : СО РАН, 2006. – 110 с.*

9. *Плюснин А.М., Суздальницкий А.П., Адушинов А.А. и др. Особенности формирования травертинов из углекислых и азотных термальных вод в зоне Байкальского рифта // Геология и геофизика, 2000. – Т.41, №4. – С.564–570.*

10. *Татаринов А.В., Яловик Л.И., Намсараев З.Б. и др. Роль бактериальных матов в петрогенезисе и образовании рудных минералов травертинов азотных гидротерм Байкальской рифтовой зоны // Докл. РАН.– 2005. – Т.403, №5. – С.678–681.*

11. *Титаева Н.А. Ядерная геохимия. – М. : Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.*

12. *Токарев А.Н., Щербаков А.В. Радиогидрогеология. – М. : ГосГеолТехИздат, 1956. – 263 с.*

13. *Lazareva E.V., Bryanskaya A.V., Zhmodik S.M. et al. Elements redistribution between organic and mineral parts of microbial mats: SRXFA research (Baikal Rift Zone) // Nucl. Instr. Meth. Phys. Res. – 2009. – A. – (in press).*

ПРИМЕНЕНИЕ СОРБЕНТОВ НА ОСНОВЕ НЕТКАННОГО ПОЛИПРОПИЛЕНА ДЛЯ ОЧИСТКИ ЖРО

В.В. Лазарчук, Г.П. Хандорин, В.Г. Балахонов, В.В. Тинин, Л.А. Григорьева

ОАО Сибирский химический комбинат, Северск, Россия, shk@seversk.tomsknet.ru

APPLICATION OF SORBATES ON THE BASE OF NON-WOVEN POLY-PROPYLENE FOR CLEANING THE LIQUID RADIOACTIVE WASTE

V.V. Lazarchuk, G.P. Khandorin, V.G. Balakhonov, V.V. Tinin, L.A. Grigoryeva

Жидкие радиоактивные отходы (ЖРО), ввиду многопрофильности производств Сибирского химического комбината (СХК), имеют различный состав, как по содержанию радионуклидов, так и по содержанию солей. В состав ЖРО входят как технологические, так и нетехнологические растворы. По уровню активности ЖРО подразделяются на низкоактивные (НАО) и среднеактивные (САО).

Все жидкие НАО направляются на переработку и захоронение на Радиохимический завод (РХЗ). Здесь отходы с низким содержанием солей очищаются методами коагуляции, отстаивания, фильтрации и ионного обмена. После достижения сбросных норм воды через промежуточное хранилище-отстойник (ВХ-1) сбрасываются в открытую гидросеть. Отходы с высоким содержанием солей подготавливаются к глубинному захоронению методами коагуляции, отстаивания и механической очистки. Подготовленные отходы направляются на полигон глубинного захоронения. Основными солеобразующими компонентами являются нитрат натрия и аммония. Нитрат натрия является неудобным компонентом как для технологий очистки, так и для технологий иммобилизации. Высокосолевой фон растворов не позволяет эффективно проводить очистку растворов от радионуклидов на существующих сорбентах, снижает емкость цементной матрицы по ЖРО, а в случае метода остекловывания требует обязательной операции денитрации.

Следует отметить общую тенденцию снижения образования ЖРО на СХК. Остановка промышленных реакторов привела к сокращению объема ЖРО и качественному снижению сброса радионуклидов,

Таблица 1. *Результаты определения полной обменной емкости образцов сорбентов на основе нетканого волокнистого полипропилена и сильнокислотного катионита КУ-2*

№ образца	Свойства образца		ПСОЕ, мг-экв/г
	г/м²	%, прививки функциональных групп	
КУ-2	–	–	4,9
3	60	100	3,6
4	60	80	4,0
7	40	40	3,6
10	80	70	3,5
14	50	150	6,1
15	60	40	4,1
17	60	50	2,4

Таблица 2. *Результаты сорбционного извлечения урана из азотнокислых растворов в зависимости от кислотности растворов и марки сорбента*

№ образца сорбента	ПОЕ, мг-экв/г	Содержание в исходном растворе		Содержание U в сорбате, г/л	Коэффициент распределения	СОЕ, мг/г	Относительная сорбция, %
		HNO_3, моль/л	U, г/л				
17	2,4	0,01	168,8	20	744,0	14,9	88,2
		0,51	170	93,1	82,6	7,7	45,2
		2,07	166,9	102,5	62,8	6,4	38,6
		4,17	170	111,9	51,9	5,8	34,2
		6,2	135	53,8	150,9	8,1	60,1

при этом, вскоре, основная составляющая в объеме ЖРО будет определяться переработкой РАО накопленных при выполнении оборонных программ (пульпы открытых хранилищ РАО, пульпы из банок хранения ЖРО, отмывка и дезактивация оборудования, рекультивация промышленных площадок и др.). Планируемое перепрофилирование Радиохимического завода на аффинаж природного и регенерированного урана приведет к качественному изменению структуры НАО.

Переработка ЖРО методами ионного обмена. Переработке (очистке) ЖРО методами ионного обмена подвергаются НАО, с содержанием солей до 1 г/л. Технология переработки включает смешение всех типов низкосолевых ЖРО СХК, их выдержку для снижения содержания твердых взвесей и частичного распада короткоживущих радионуклидов, коагуляцию с применением ионов железа, операцию осветления и доочистку от взвесей на механических фильтрах. Очистка на ионообменных (катионит, анионит) фильтрах собранных в цепочки. Регенерацию ионообменных фильтров проводят растворами азотной кислоты и гидроксида натрия, которые после нейтрализации направляются на глубинное захоронение.

Интерес комбината в поиске новых сорбционных материалах и технологиях очистки ЖРО обусловлен рядом причин:

- предстоящим изменением структуры НАО;
- снижением затрат на очистку ЖРО низкого уровня активности.

Поэтому на совещании представителей ИСЭ СО РАН, ООО “Томскнефтехим”, ОАО “СХК” обсуждалось предложение сотрудников ИСЭ УНТР о создании опытно-промышленной установки по производству новых типов ионитов на основе нетканого волокнистого полипропилена, обладающих высокими сорбционными свойствами. В результате обсуждения, было принято решение об изучении возможности применения новых сорбционных материалов для решения производственных задач СХК.

Новый тип ионитов образуется в результате следующих операций:

- облучения нетканого волокнистого материала на основе полипропилена потоком низкоэнергетических электронов, в результате чего увеличивается его удельная поверхность;
- прививки к поверхности материала акриловой кислоты, в результате чего появляются ионообменные функциональные группы;

Таблица 3. *Результаты сорбционного извлечения тория из азотнокислых растворов в зависимости от кислотности растворов*

№ образца сорбента	ПОЕ, мг-экв/г	Содержание в исходном растворе		Содержание Th в сорбате, мг/л	Коэффициент распределения	СОЕ, мг/г	Относительная сорбция, %
		HNO_3, моль/л	Th, мг/л				
17	2,4	0,01	168,8	20	744,0	14,9	88,2
		0,51	170	93,1	82,6	7,7	45,2
		2,07	166,9	102,5	62,8	6,4	38,6
		4,17	170	111,9	51,9	5,8	34,2
		6,2	135	53,8	150,9	8,1	60,1

Таблица 4. *Результаты сорбционного извлечения америция из азотнокислых растворов в зависимости от кислотности растворов*

№ образца сорбента	ПОЕ, мг-экв/г	Содержание в исходном растворе		Содержание Am в сорбате, мкг/л	Коэффициент распределения	СОЕ, мкг/г	Относительная сорбция, %
		HNO_3, моль/л	Am, мкг/л				
17	2,4	0,01	19,3	19,3	–	–	–
		0,5	13,5	14,2	–	–	–
		2,0	13,8	13,3	4,1	0,06	3,9
		4,0	14,5	13,6	6,0	0,08	5,7
		6,0	13,6	12,9	5,6	0,07	5,3

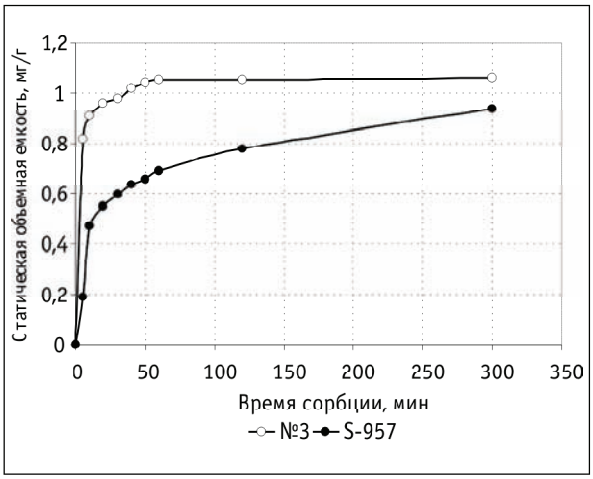


Рис. 1. *Кинетика сорбции U при pH=5*

- отмывки образца от избытка кислоты и его сушка.

В результате этих последовательных операций образуется сорбционный материал, относящийся к сорбентам типа катионит.

Основными преимуществами данного типа сорбента перед стандартными гранулированными сорбентами являются:

- низкое удельной сопротивление жидкости при фильтрации через слой материала;
- большая удельная поверхность контакта фаз;
- отсутствие недостатков связанных с особенностью

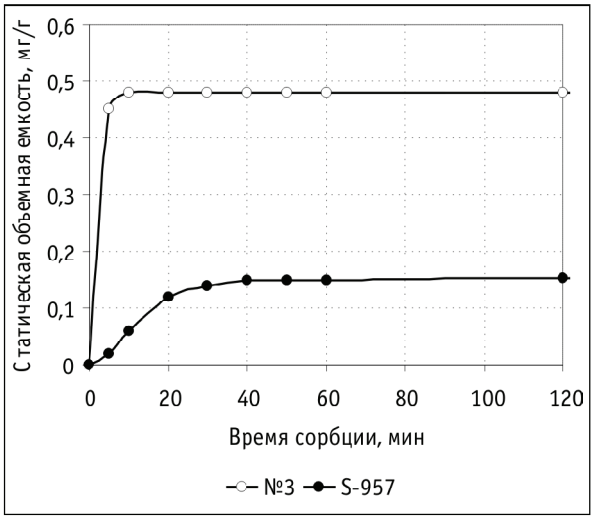


Рис. 2. *кинетика сорбции Th при pH=2*

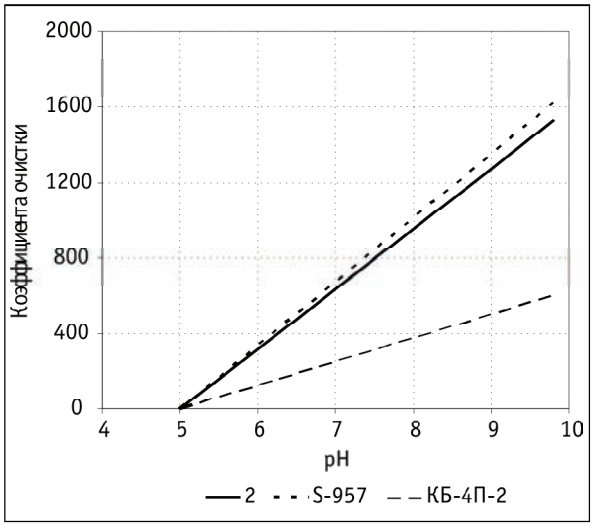


Рис. 3. *Зависимости коэффициентов очистки НАО от общей альфа активности от pH и марки сорбента*

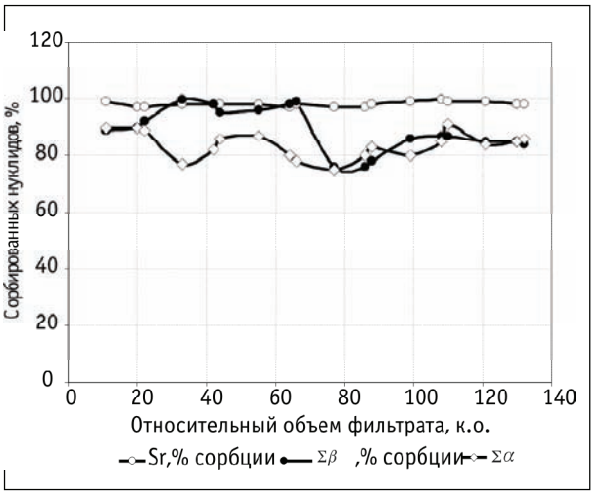


Рис. 4. *Результаты очистки реальных НАО на применяемом в настоящее время катионите КУ-2*

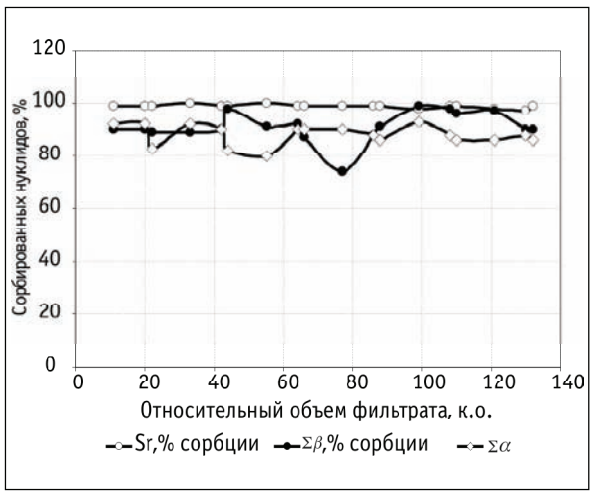


Рис. 5. *Результаты очистки реальных НАО на образце исследуемого сорбента на основе нетканого полипропилена*

гидродинамики поведения жидкости при фильтрации через гранулированные сорбционные материалы (отсутствие пристеночных эффектов и продольного перемешивания, отсутствие проблем с каналообразованием в слое сорбента и равномерностью заполнения аппаратов).

Для оценки сорбционных способностей нового ионообменного материала были проведены исследования сорбции урана, плутония, тория, америция, - активных радионуклидов в разных типах НАО СХК. Образцы ионообменного материала были наработаны в ИСЭ СО РАН и ООО “Томскнефтехим”.

Результаты исследований показали, что сорбент на основе нетканого полипропилена при с равнении со свойствами сильноосновного катионита марки КУ-2 обладает сравнимыми показателями по величине полной статической обменной емкости (ПСОЕ), и может быть использован для извлечения урана, плутония, тория из технологических азотнокислых растворов, а также для решения задач по их очистке. Также в ходе работы показано, что новый тип сорбционного материала обеспечивает в 2–3 раза более эффективную очистку НАО от общей активности.

В (табл. 1–4) и на (рис. 1–5) приведены результаты экспериментальных исследований свойств образцов нового ионообменного материала в сравнении с применяемым в настоящее время для промышленной очистки НАО сильнокислотным катионитом КУ-2 и близкими по свойствам смолами КБ-4П-2 и S-957 фирмы Пьюролайт.

На рисунках 1,2 приведены графики кинетики сорбции урана и тория на образцах сорбентов. На (рис. 3) приведены зависимости коэффициентов очистки НАО от общей альфа активности от pH и марки сорбента. На (рис. 4, 5) приведены результаты очистки реальных НАО на применяемом в настоящее время катионите КУ-2 и

образце исследуемого сорбента на основе нетканого полипропилена.

Выводы.

1. Химическая устойчивость сорбентов сравнима с аналогами (слабокислотными катионитами).
2. Сорбенты обладают равной или большей ПСОЕ, меньшим содержанием влаги.
3. Сорбенты позволяют достигать высокой степени очистки НАО от целого ряда радионуклидов. При этом их сорбционные характеристики не значительно уступают сорбционным характеристикам S-957 и значительно превосходят КБ-4П-Б.
4. Сравнение результатов по очистки НАО от -активности на образцах сорбентов, с данными, полученными в действующей схеме переработки НАО (с применением сильнокислотного катионита КУ-2), показывает возможность достигать более высокой степени их очистки от активных радионуклидов.
5. Преимущество сорбентов перед смолами – значительное увеличение кинетических характеристик, что позволит повысить эффективность оборудования и снизит объем вторичных радиоактивных отходов.

АККУМУЛЯЦИЯ И МИГРАЦИЯ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ В ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ОЗЕР ДАЛЬНЕЙ ЗОНЫ ВУРСА

С.Г. Левина, В.В. Дерягин, Л.Ф. Мухаметшина

ГОУ ВПО "Челябинский государственный педагогический университет", Челябинск, Россия, serafima_levina@mail.ru

ACCUMULATION AND MIGRATION OF LONG-LIVED RADIONUCLIDES IN BOTTOM SEDIMENTS OF THE LAKES LOCATED IN THE PERIPHERAL PART OF EURT

S.G. Levina, V.V. Deryagin, L.F. Mukhametshina

Chelyabinsk State Pedagogical University, Chelyabinsk, Russia

Abstract. *The research findings summarized in the paper include data on the radioecological conditions at lake Travyanoe located on the East Urals Radioactive Trace. The focus of the study was on the chemical composition of bottom sediments, as well as on the specific features of ^{90}Sr and 137Cs distribution. A conclusion was drawn about the dependences influencing radionuclide distribution by layers of the lake bottom sediments.*

Попадая в водоемы, многие радионуклиды сорбируются донными отложениями, в результате их содержание в воде резко снижается [1, 8]. Способность радиоактивных веществ избирательно накапливаться в отдельных компонентах экосистем приводит к тому, что даже при полной пригодности воды для питья удельная активность радионуклидов в донных отложениях может оказаться в несколько тысяч раз выше, чем в водной среде [3].

Актуальность изучения процессов накопления радионуклидов донными отложениями приобрело для озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС). По прошествии 50 лет после аварии 1957 г., встает вопрос возможности возврата ранее неиспользовавшихся водоемов в хозяйственный оборот. Особый интерес к озерам периферийной зоны ВУРСа (Травяное, Куяныш, Шаблиш) обусловлен тем, что данные водоемы используются жителями близлежащих населенных пунктов в хозяйственной деятельности, для заготовки сена, для ловли рыбы и купания.

Целью данной работы явилось исследование содержания и миграции долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в донных отложениях озерных экосистем дальней зоны ВУРСа (на примере оз. Травяное).

Отбор проб донных отложений осуществлялся с использованием стандартного гидрологического оборудования, позволяющего получать образцы с ненарушенной стратификацией. Колонки донных отложений на исследованных озерах отбирались до подстилающих пород, также неоднократно производился отбор колонок грунтов глубиной до 30 см, в отдельных случаях до 65 см с необходимым шагом (1, 2, 5 см). Для отбора колонок донных отложений в конце гидрологической зимы применялась поршневая трубка Ливингстона в модификации Д.А. Субетто. Для отбора стратифицированных проб также использовались коробчатые дночерпатели (в частности, Экмана-Берджи) или цилиндрические гравитационного типа с нижней диафрагмой [2].

Пробоподготовка и аналитические работы проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета Челябинского государственного педагогического университета и лаборатории отдела окружающей среды Уральского научно-практического центра радиационной медицины. В полученных образцах определяли ^{90}Sr экстракционным методом по дочернему ^{90}Y, ^{137}Cs выделяли в виде сурьмянойодидной соли после предварительного соосаждения на ферроцианиде никеля. Погрешность определения ^{90}Sr и ^{137}Cs составляет не более 15%. Все методики измерений аттестованы в ГОСТ – стандарте [6, 7]. Полученные результаты подвергались обработке методами вариационного и дисперсионного статистического анализа с использованием программного обеспечения Stat Soft, SPSS Inc., MS Excel .

Исследованный водоем расположен на расстоянии 80 км от точки взрыва 1957 г., в северной части Каслинского района Челябинской области (Средний Урал)

вблизи границы со Свердловской областью. В геоморфологическом отношении котловина и водосбор озера Травяное лежат на Зауральском пенеплене Среднего Урала, в переходной зоне геоморфологических и геологических структур между всхолмленной Зауральской равниной и Западно-Сибирской плоскоравнинной страной [4, 5].

Условия осадконакопления в оз. Травяное отличаются от двух других озер периферийной зоны (Куяныш, Шаблиш) в связи с морфометрическими особенностями: низменные прибрежные территории повсеместно переходят в обширные сплавины, малая глубина почти на всей акватории способствует прогреванию озера, развитию высшей водной растительности и интенсивному осадконакоплению. Донные отложения оз. Травяное представлены слоем толщиной в 2–4 м типичных пресноводных сапропелей, верхние горизонты которого (северная акватория) до глубины 0,4 м не стратифицированы. По литературным данным [9] известно, что в начале 1960-х годов на оз. Травяное было вывезено 20 т радиоактивного навоза для ликвидации озерной рыбы. Вероятно, это мероприятие защитного характера является причиной вышеописанных особенностей илов данного водоема.

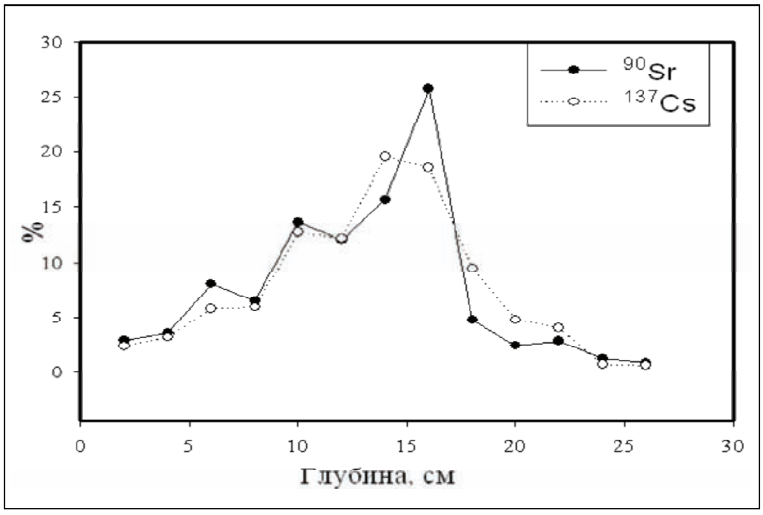


Рис. 1. *Распределение ^{90}Sr и ^{137}Cs (%) в донных отложениях оз. Травяное*

В отличие от озер Куяныш и Шаблиш, в оз. Травяном обнаружены наибольшие концентрации радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер периферийной зоны ВУРСа. По-видимому, это связано с тем, что оз. Травяное лежит на оси Следа и первоначальный уровень загрязнения его был выше [5]. Донные отложения оз. Травяное можно подразделить на два слоя по содержанию ^{90}Sr: верхний (диапазон концентраций от 1600 до 4300 Бк/кг) и нижний, в котором концентрации ^{90}Sr плавно уменьшаются до 190 Бк/кг. По содержанию ^{137}Cs илы также делятся на два слоя: верхний (концентрации от 290 до 357 Бк/кг) и нижний – до 24 Бк/кг.

В результате проведенной работы были получены величины плотности загрязнения донных отложений: для оз. Травяное по ^{90}Sr они составили порядка 60 кБк/м^2, что отличается от водоемов Куяныш, Шаблиш со средней плотностью загрязнения по ^{90}Sr порядка 7 кБк/м^2. Для оз. Травяное высокие значения плотности загрязнения объясняются более высоким начальным уровнем загрязнения. По ^{137}Cs плотность загрязнения грунтов практически одинакова и не превышает 7 кБк/м^2. Анализируя распределение радионуклидов по профилю колонки донных отложений (рис. 1), можно отметить, что содержание ^{90}Sr в слое 0–10 см для оз. Травяное составляет 35% от общего запаса в слое 0–26 см. Содержание ^{137}Cs для слоя 0–10 см оз. Травяное составляет 30% .

Полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что в настоящий момент в условиях непрекращающегося хозяйственного использования озер периферийной части ВУРСа, радиоактивные изотопы ^{90}Sr и ^{137}Cs продолжают выступать в качестве поллютантов.

Авторы выражают глубокую благодарность директору УНПЦ РМ, Заслуженному деятелю науки РФ, д.м.н., профессору А.В. Аклееву, старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ И.Я. Поповой, старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ, к.б.н. Л.М. Перемысловой, зав. Отделом окружающей среды УНПЦ РМ, д.б.н. В.А. Костюченко за помощь в проведении работы.

Литература

1. *Даувальтер В.А. Закономерности осадконакопления в водных объектах Европейской субарктики (природоохранные аспекты проблемы): автореф. дис. … докт. геогр. наук. – М., 1999. – 52 с.*
2. *Дерягин В.В., Левина С.Г., Шибкова Д.З. и др. Особенности миграции и формы нахождения 90Sr и 137Cs в донных отложениях некоторых озерных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т.46, №5. – С.533–539.*
3. *Куликов Н.В., Чеботина М.Я. Радиоэкология пресноводных биосистем. – Свердловск : ИЭРИЖ, 1988. – 129 с.*
4. *Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г. и др. Гидрохимические особенности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Рос. хим. ж. – 2004. – Т.48, №2. – С.94–98.*
5. *Левина С.Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии: автореф. дис. … докт. биол. наук. – М., 2008. – 48 с.*
6. *Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах объектов внешней среды. Свидетельство №Ч 147/2002 об аттестации методики выполнения измерений // Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. – 2002.*
7. *Методика выполнения измерений удельной активности цезия-137 и стронция-90 в почвах и донных отложениях. Свидетельство №Ч 150/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. – 2002.*
8. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. – Т.2. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 400 с.*
9. *Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО "Маяк" / под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. – М. : Вторая типография ФУ "Медбиоэкстрем" при Минздраве РФ, 2001. – 294 с.*

ПРОСТРАНСТВЕННОЕ ВАРЬИРОВАНИЕ И СОПРЯЖЕННОСТЬ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru В ЛЕСНОМ БИОГЕОЦЕНОЗЕ ВБЛИЗИ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС

Д.Н. Липатов

Московский государственный университет, Москва, Россия, dlip@soil.msu.ru

SPATIAL VARIABILITY AND CORRELATION OF ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru CONTAMINATION FROM CHERNOBYL IN FOREST SOIL

D.N. Lipatov

Moscow State University, Moscow, Russia

Abstract. *The spatial variability of the surface activity of ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru in forest soils was investigated. The coefficients of variation obtained were 22,2% for ^{144}Ce, 25,7% for^{137}Cs, 43,1% for^{106}Ru. Calculating values of the autocorrelation and cross-correlation function at increasing lags tested the existence of spatial interdependence between the surface activities. Regression models relating the surface activities of ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru were developed and studied.*

Введение. Для территорий, загрязненных вследствие аварии на Чернобыльской АЭС, отмечена значительная пространственная вариабельность содержания техногенных радионуклидов в почвах [1, 3]. Радионуклидный состав чернобыльских выпадений не являлся однородным, включая продукты деления, образовавшиеся из топлива на различных стадиях аварии, мелкодисперсные компоненты и газоаэрозоли [4, 5]. При этом в ближней зоне преобладало выпадение горячих частиц, большая часть которых была представлена смешанными продуктами радиоактивного деления на основе оксидов урана с присутствием многих техногенных радионуклидов. Достаточное распространение получили и частицы, состоящие из отдельных радиоизотопов, таких как рутений и церий. Радиоцезий чернобыльского выброса входил в состав конденсационной и топливной компоненты, в том числе формируя обогащенные цезиевые частицы, что обусловило его различные физико-химические формы выпадения и пути миграции в почве. Вторичное перераспределение радионуклидов в почвенно-растительном покрове и в системе геохимически сопряженных ландшафтов формировало широкие диапазоны варьирования плотности радиоактивного загрязнения в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС [6]. Исследование пространственной структуры и комплексности радионуклидного загрязнения почв является актуальной задачей с целью более полной характеристики радиационного состояния территории, а также для описания закономерностей миграции техногенных радионуклидов в природных средах.

Объекты и методы исследования

В работе использованы данные, полученные на стационарном пробном участке пункта Шепеличи (6 км на северо-запад от ЧАЭС) в сосновом фитоценозе на слабоподзолистой песчаной почве. Пробоотбор почвенных образцов проводился по равномерной сетке с шагом 6 метров в 289 точках опробования (102х102 м). Отбор почвенных образцов включал подстилку и слой почвы до глубины 10 см, с последующим расчетом величины плотности загрязнения для всего почвенного профиля. Пробоотбор и определение удельной активности ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru проводились в 1991 году. Для описания пространственной сопряженности радионуклидов применялись различные статистические методы: корреляционный, автокорреляционный, кросс-корреляционный и регрессионный анализ.

Результаты исследования

Особенности содержания и распределения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru в почве исследованного участка во многом определяются его близостью к ЧАЭС. На этой территории в составе выпадений преобладали топливные частицы, что способствовало формированию высоких уровней содержания радионуклидов и их сложному характеру пространственной вариабельности. Рассматриваемые в работе радиоактивные изотопы имеют следующие периоды полураспада ($T_{1/2}$): ^{137}Cs – 360; ^{144}Ce – 9,4; ^{106}Ru – 12 месяцев. По данным 1991 г., что соответствует пятилетнему сроку после чернобыльских выпадений, наибольший вклад в суммарную гамма-активность на исследуемой территории вносит ^{137}Cs, составляя оценку среднего 4551,7 кБк/м^2, тогда как на момент аварии превалировал ^{144}Ce и в меньшей степени ^{106}Ru (табл. 1). Соотношение ^{137}Cs/^{144}Ce в горячих частицах в момент чернобыльской аварии было равно 0,04–0,07 [2], при пересчете наших данных на период выпадений (май 1986 года) это соотношение для средних значений составило около 0,06.

Оценка степени варьирования с помощью коэффициента вариации выявила увеличение этого показателя в ряду: ^{144}Ce < ^{137}Cs < ^{106}Ru (табл. 1). Пространственное распределение плотности загрязнения характеризовалось различной степенью асимметрии: для ^{144}Ce – без значимой асимметрии, для ^{137}Cs – со слабой положительной асимметрией, для ^{106}Ru – высокой положительной асимметрией (табл. 1). Сходная тенденция отмечается на основе коэффициентов эксцесса: наименьший эксцесс зафиксирован для плотности загрязнения ^{144}Ce, наибольший – для ^{106}Ru.

В точках, для которых зафиксированы максимум и значения, превышающие верхний дециль плотности загрязнения, по-видимому, прослеживается микроочаги накопления значительного числа горячих частиц с высокой активностью.

Проверка гипотезы о типе распределения проводи-

лась с помощью критериев хи-квадрат и Колмогорова–Смирнова, оценивалась возможность аппроксимации (a=0,05) нормальным и логнормальным распределением. Распределение плотности загрязнения ^{144}Ce, удовлетворительно описывается нормальным законом (табл. 1). Распределение плотности загрязнения ^{137}Cs и ^{106}Ru не удовлетворяло ни нормальному, ни логнормальному закону распределения. По-видимому, в исследованном сосновом фитоценозе для отдельных точек почвенного покрова характерен не только различный уровень содержания радионуклидов, преимущественно обусловленный количеством выпавших горячих частиц, но и их разнокачественный состав, что находит отражение в особенностях пространственного распределения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru.

Пространственная сопряженность плотности загрязнения радионуклидами ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru в 289 точках опробования оценивалась с помощью коэффициентов корреляции. Коэффициенты корреляции Пирсона составили: 0,64 между ^{137}Cs и ^{144}Ce, 0,34 между ^{137}Cs и ^{106}Ru, 0,44 между ^{144}Ce и ^{106}Ru. Коэффициенты корреляции Спирмена составили: 0,73 между ^{137}Cs и ^{144}Ce, 0,58 между ^{137}Cs и ^{106}Ru, 0,65 между ^{144}Ce и ^{106}Ru. Наиболее тесная пространственная сопряженность отмечается для плотности загрязнения ^{137}Cs и ^{144}Ce. Более выраженную скоррелированность с ^{106}Ru проявляет ^{144}Ce, что, по-видимому, обусловлено совместным присутствием этих радионуклидов в составе выпадений на исследуемой территории. Пространственная сопряженность плотности загрязнения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru также может свидетельствовать о возможной синхронности миграционных процессов и совпадающих зонах накопления этих радионуклидов в почвенном покрове.

При исследовании закономерностей латерального распределения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru использовался автокорреляционный анализ данных, но в связи с отличием распределений плотности загрязнения ^{137}Cs и ^{106}Ru от нормального закона применен непараметрический коэффициента корреляции Спирмена. Автокорреляционный анализ проводился в отношении латеральных направлений, соответствующих двум осям схемы опробования (табл. 2).

Основываясь на полученных коэффициентах, можно вычислить радиус автокорреляции, который характеризует расстояние, на котором прослеживается пространственная сопряженность исследуемого показателя, описывая размеры однородных пространственных структур. Значимые коэффициенты автокорреляции не во всех случаях отмечаются по обоим рассмотренным направлениям для каждого из радионуклидов. Для ^{137}Cs и ^{144}Ce пространственная скоррелированность значений более выражена в направлении север-юг, а для ^{106}Ru – запад-восток. Для пространственной изменчивости ^{144}Ce по направлению запад-восток и ^{106}Ru по направлению север-юг наибольшие коэффициенты автокорреляции зафиксированы с лагом 18 м. Для ^{137}Cs отмечается малый радиус автокорреляции, не превышающий по обоим направлениям 6 м, что, по-видимому, обусловлено разнородными механизмами выпадения этого радионуклида на исследуемом участке, способствующим сглаживанию гетерогенности его пространственных структур.

Таблица 1. *Статистические характеристики плотности загрязнения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru (кБк/м^2) в слабоподзолистой песчаной почве сосняка на участке Шепеличи (n=289)*

Статистические показатели	Радионуклиды		
	^{137}Cs	^{144}Ce	^{106}Ru
По данным 1991 года			
Среднее	4551,7	700,7	484,2
Медиана	4391,9	695,6	447,7
Стандартное отклонение	1168,2	155,4	208,5
Коэффициент вариации, %	25,7	22,2	43,1
Минимум	854,7	118,4	0,0
Максимум	10451,8	1191,4	2849,0
Нижний квантиль	3796,2	592,0	370,0
Верхний квантиль	5234,8	784,4	555,0
Нижний дециль	3270,8	518,0	307,1
Верхний дециль	5942,2	918,0	677,1
Коэффициент асимметрии	1,2	0,1	5,3
Коэффициент эксцесса	4,5	5,9	56,9
Тип распределения	–	Normal	–
При пересчете на май 1986 года			
Среднее	5158,4	84462,4	20664,4
Медиана	4977,3	83850,9	19108,2
Стандартное отклонение	1323,9	18728,6	8899,2
Минимум	968,6	14272,5	0,0
Максимум	11845,0	143617,0	121597,7
Нижний квантиль	4302,2	71362,5	15791,9
Верхний квантиль	5932,5	94555,3	23687,8
Нижний дециль	3706,8	62442,2	13107,3
Верхний дециль	6734,2	110656,5	28899,2

Примечание. Коэффициенты вариации, асимметрии, эксцесса и заключение о типе распределения при пересчете на 1986 год не изменяются.

Для оценки расстояний взаимной пространственной сопряженности ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru также проводился кросс-корреляционный анализ с использованием коэффициентов корреляции Спирмена (табл. 2). Для связи ^{137}Cs – ^{144}Ce по большинству направлений отмечается значимая взаимная сопряженность на расстояниях до 6 метров. Для связи ^{144}Ce – ^{106}Ru радиусы кросс-корреляции более протяженные: 12–18 м. Значимые коэффициенты кросс-корреляции в паре ^{137}Cs – ^{106}Ru по двум направлениям зафиксированы при лаге 6 м, по направлению запад-восток – при лаге 12 м, по направлению юг-север – при лаге 18 м. Наиболее отчетливая структура пространственной сопряженности между ^{144}Ce и ^{106}Ru может указывать на их совместные процессы выпадения и сходные пути перераспределения в биогеоценозе.

С целью определения вклада горячих частиц, обогащенных отдельными радиоизотопами в суммарную ве-

Таблица 2. *Коэффициенты автокорреляции и кросс-корреляции плотности загрязнения почвы ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru по двум латеральным направлениям*

Радионуклиды	Латеральное направление	Коэффициенты корреляции для лагов				
		6 м	12 м	18 м	24 м	30 м
		Автокорреляция				
^{137}Cs	Север-юг	0,13**	0,04	0,09	0,01	0,06
	Запад-восток	0,09	0,02	0,04	0,06	0,06
^{144}Ce	Север-юг	0,15**	0,15**	0,12*	0,07	0,07
	Запад-восток	0,10*	0,11*	0,13**	0,05	0,00
^{106}Ru	Север-юг	0,07	0,09	0,13**	0,00	0,02
	Запад-восток	0,15**	0,18**	0,05	0,06	0,03
		Кросс-корреляция				
^{137}Cs – ^{144}Ce	Север-юг	0,14**	0,10	0,09	0,10	0,10
	Юг-север	0,11*	0,07	0,14**	–0,03	0,04
	Запад-восток	0,04	0,09	0,10	–0,04	0,04
	Восток-запад	0,14**	0,02	0,06	0,02	0,03
^{137}Cs – ^{106}Ru	Север-юг	0,13**	0,10	0,03	0,03	–0,02
	Юг-север	0,05	0,07	0,15**	–0,04	0,02
	Запад-восток	0,06	0,23**	0,05	–0,02	0,10
	Восток-запад	0,15**	0,04	0,01	0,03	–0,09
^{144}Ce – ^{106}Ru	Север-юг	0,15**	0,10	0,07	0,00	0,01
	Юг-север	0,08	0,16**	0,12*	0,00	0,00
	Запад-восток	0,13**	0,28**	0,08	0,07	0,07
	Восток-запад	0,11*	0,10	0,07	0,06	–0,10

Примечание. Значимые коэффициенты автокорреляции и кросс-корреляции: ** $\alpha = 0,05$; * $\alpha = 0,10$.

личину плотности загрязнения, в нашей работе проводился пространственный анализ соотношений $^{137}Cs/^{144}Ce$, $^{137}Cs/^{106}Ru$ и $^{144}Ce/^{106}Ru$. По экспериментальным данным, полученным на участке Шепеличи, величина $^{137}Cs/^{144}Ce$ изменялась от 4,0 до 16,5 в 1991 г. (в пересчете на 1986 г. 0,04–0,16), величина $^{137}Cs/^{106}Ru$ – от 1,64 до 50,30 (0,04–1,34), величина $^{144}Ce/^{106}Ru$ – от 0,21 до 8,46 (0,59–23,90). Пространственное распределение этих индексов проявляет микрогетерогенный характер, что указывает на локальные вариации накопления отдельных радионуклидов по отношению друг к другу. Размеры микроочагов с повышенными значениями отношений $^{137}Cs/^{144}Ce$, $^{137}Cs/^{106}Ru$ и $^{144}Ce/^{106}Ru$ имеют протяженность от отдельных точек опробования до нескольких десятков метров, с различной конфигурацией.

Значимые и достаточно высокие коэффициенты корреляции, полученные между плотностью загрязнения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru, свидетельствуют о линейности взаимосвязи между этими радионуклидами. Поэтому для оценки количественной зависимости между ними в нашей работе применялся регрессионный анализ. При этом предварительно из исходных выборок были исключены несколько точек с экстремальными значениями содержания радионуклидов с целью нормализации их распределений. Регрессионный анализ проводился для значений, пересчитанных в соответствии с интенсивностью радиоактивного распада каждого радионуклида на момент чернобыльских выпадений (май 1986 г.).

Полученные уравнения линейной регрессии:

для ^{137}Cs и ^{144}Ce:

$$^{137}Cs = 1186 + 0,05 \cdot ^{144}Ce \quad (R^2 = 0,52)$$

$$^{144}Ce = 26950 + 11,27 \cdot ^{137}Cs,$$

для ^{137}Cs и ^{106}Ru:

$$^{137}Cs = 3188 + 0,09 \cdot ^{106}Ru \quad (R^2 = 0,26)$$

$$^{106}Ru = 6189 + 2,78 \cdot ^{137}Cs;$$

для ^{144}Ce и ^{106}Ru:

$$^{144}Ce = 47900 + 1,80 \cdot ^{106}Ru \quad (R^2 = 0,39)$$

$$^{106}Ru = 1964 + 0,22 \cdot ^{137}Ce,$$

где ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru – плотность загрязнения (кБк/м^2) соответствующим радионуклидом в пересчете на 1986 г.

Наибольший коэффициент детерминации получен для регрессионной зависимости между ^{137}Cs и ^{144}Ce (R^2 = 0,52), это указывает на то, что более 50% пространственной вариабельности каждого из этих радионуклидов может описываться полученной регрессионной моделью на основе другого радионуклида.

Для преобразования подобных линейных уравнений регрессии вида: RI1 = a + b RI2 на другой временной момент с пересчетом в соответствии с интенсивностью радиоактивного распада обоих изотопов можно использовать следующее соотношение:

$$RI1 = a \cdot \exp(-0,693 \cdot t / T_{1/2(RI1)}) + b \cdot \exp(-0,693 \cdot t \cdot (1/T_{1/2(RI1)} - 1/T_{1/2(RI2)})) \cdot RI2,$$

где RI1, RI2 – плотность загрязнения, $T_{1/2(RI1)}$ и $T_{1/2(RI2)}$ – период полураспада для соответствующего радионуклида; t – временной интервал, a и b – параметры уравнения.

Полученные регрессионные уравнения применимы для условий ближней зоны ЧАЭС с преимущественно топливной компонентой загрязнения и основаны на взаимосвязи радионуклидов в составе горячих частиц в первые годы после выпадения. Интерпретируя свободные члены и коэффициенты регрессии полученных уравнений, можно отделить вклад, вносимый в плотность загрязнения частицами, обогащенными одним из радионуклидов, от основного пула выпадений смешанного состава. По-видимому, в составе чернобыльских выпадений на территории участка Шепеличи цезиевые частицы обусловили не более 23% (1186 кБк/м^2 в 1986 г.) исходной плотности загрязнения ^{137}Cs, при этом для горячих частиц смешанного состава более характерно одновременное присутствие ^{137}Cs и ^{144}Ce, чем ^{137}Cs и ^{106}Ru. Цериевые частицы формировали не более 32% (26950 кБк/м^2 в 1986 г.) плотности загрязнения ^{144}Ce, остальная часть была связана с ^{137}Cs и в меньшей сте-

пени с ^{106}Ru. Рутениевыми частицами предположительно обусловлено менее 10% (1964 кБк/м^2 в 1986 г.) плотности загрязнения ^{106}Ru, при этом в составе смешанных частиц, по-видимому, более распространено совместное присутствие ^{106}Ru и ^{144}Ce, чем ^{106}Ru и ^{137}Cs.

Таким образом, пространственное варьирование плотности загрязнения ^{137}Cs, ^{144}Ce, ^{106}Ru в исследованном лесном биогеоценозе вблизи Чернобыльской АЭС во многом определяется исходной гетерогенностью выпадений горячих частиц, при этом отмеченная сопряженность содержания этих радионуклидов отражает их совместное присутствие в составе топливной компоненты и сходные пути миграции в почвенно-растительном покрове.

Литература

1. *Аратюнян Р.В., Большов Л.А., Васильев С.К. и др. Статистические характеристики пространственного распределения загрязнения территорий радионуклидами вследствие аварии на Чернобыльской АЭС // Атомная энергия. – 1993. – Т.75, Вып.6. – С.448–453.*
2. *Кашпаров В.А. Оценка и прогнозирование радиоэкологической обстановки при радиационных авариях с выбросом частиц облученного ядерного топлива (на примере аварии на Чернобыльской АЭС) : автореф. дис. … докт. – Обнинск, 2000.*
3. *Липатов Д.Н., Цветнова О.Б., Щеглов А.И. Содержание и распределение ^{137}Cs в почвах лесных и агроэкосистем Тульской области // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т..47, №5. – С.616–624.*
4. *Лощилов Н.А., Кашпаров В.А., Юдин Е.Б. и др. Физико-химические характеристики радиоактивных выпадений, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Проблемы сельскохозяйственной радиологии УкрНИИСХР. – Киев, 1991. – С.8–12.*
5. *Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде / пер. с англ. ; под ред. Ф. Уорнера, Р. Харрисона. – М. : Мир, 1999. – 512 с.*
6. *Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М. : Наука, 1999. – 268 с.*

СОДЕРЖАНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ УГОДИЙ РОССИИ

М.И. Лунёв, П.М. Орлов

Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова РАСХН, Москва, Россия, milunev@yandex.ru

THE MAINTENANCE OF NATURAL RADIONUCLIDES IN SOILS OF AGRICULTURAL GROUNDS OF RUSSIA

M.I. Lunev, P.M. Orlov

Russian Academy of Agricultural Sciences (RAAS)
D.N. Pryanishnikov All-Russian Scientific-Rtstarch Instiute of Agricultural Chemistry

Abstract. *This article represents results of maintenance of natural radionuclides (^{226}Pa, ^{232}Th, ^{40}K) in soil of agricultural grounds in Russia for 2002–2005 years. From 962 control and reper sites from 40 subjects of the Russian Federation the data is generalized. The average maintenance and standard intervals of changes for concentration of natural radionuclides in chernozems, dernovo-podsolic, grey wood, chestnut and soils of the Far East is estimated. The obtained data is compared to similar results, characteristic of distribution of natural radionuclides over the world.*

Радионуклиды природного происхождения, содержащиеся в объектах окружающей среды, создают естественный радиационный фон. Значения суммарных доз облучения населения природными источниками ионизирующего излучения являются важнейшей характеристикой радиационной обстановки [1]. В результате хозяйственной деятельности человека происходит перераспределение природных радионуклидов в окружающей среде и, соответственно, техногенное изменение радиационного фона.

На основании исходных данных, полученных центрами и станциями агрохимической службы в различных регионах страны, нами проведен анализ и получена сводная информации о содержании и параметрах статистического распределения естественных радионуклидов (ЕРН) в основных типах почв сельскохозяйственных угодий страны. Обработаны данные с 962 реперных и контрольных участков, расположенных в 40 субъектах Российской Федерации.

Полученная совокупность данных была сгруппирована по 4 типам почв: черноземы, дерново-подзолистые, серые лесные и каштановые. Пятую группу составили почвы сельскохозяйственных угодий Дальнего Востока. Для каждой из групп проведена статистическая обработка полученных результатов и вычислены следующие статистические параметры: среднее значение, стандартное отклонение и эксцесс (табл. 1).

Как видно из таблицы 1, средние значения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения для всех типов почв близки между собой. Для черноземов, каштановых и почв Дальнего Востока они равны 11 мкр/час, для серых лесных и дерново-подзолистых почв – 10 мкр/час. Стандартные отклонения полученных распределений также близки между собой и составляют 2–3 мкр/час. Максимальные наблюдаемые значения мощности экспозиционной дозы для дерново-подзолистых почв составляют 18 мкр/час, черноземов – 17 мкр/час, для серых лесных и каштановых почв – 15 мкр/час. При этом максимальные значения мощности экспозиционной дозы не значительно превышают верхние границы статистических распределений. Из представленных данных следует, что мощность экспозиционной дозы

Таблица 1. *Параметры статистического распределения мощности экспозиционной дозы гамма-излучения и содержания естественных радионуклидов в различных типах почв России*

Параметр	МЭДГ, мкр/час	ЕРН		
		^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Черноземы				
Среднее значение, Бк/кг	11	23	29	460
Стандарное отклонение, Бк/кг	2	10	13	120
Эксцесс	0	6	7	1,5
Интервал, Бк/кг	6–17	5–87	3–110	30–900
Количество участков	369	384	388	387
Дерново-подзолистые				
Среднее значение, Бк/кг	10	22	27	500
Стандарное отклонение, Бк/кг	3	12	15	170
Эксцесс	0	12	8	0,8
Интервал, Бк/кг	4–18	5–106	4–110	40–1020
Количество участков	281	301	302	303
Серые лесные				
Среднее значение, Бк/кг	10	22	28	380
Стандарное отклонение, Бк/кг	2	7	10	150
Эксцесс	–0,3	10	4	–0,3
Интервал, Бк/кг	6–15	6–61	7–69	50–670
Количество участков	75	77	77	77
Каштановые				
Среднее значение, Бк/кг	11	19	24	430
Стандарное отклонение, Бк/кг	3	12	12	190
Эксцесс	–0,4	0,8	0,8	–0,8
Интервал, Бк/кг	4–15	4–56	4–68	50–800
Количество участков	124	135	136	136
Почвы Дальнего Востока				
Среднее значение, Бк/кг	11	27	32	480
Стандарное отклонение, Бк/кг	2	18	14	180
Эксцесс	1,8	–0,5	–0,6	–0,6
Интервал, Бк/кг	5–14	4–75	9–64	140–860
Количество участков	58	57	59	59
Почвы России в целом				
Среднее значение, Бк/кг	11	22	28	460
Стандарное отклонение, Бк/кг	3	12	13	160
Медиана, Бк/кг	11	20	26	470
Мода, Бк/кг	11	20	30	490
Эксцесс	0,1	7	7	0,7
Интервал, Бк/кг	4–18	4–106	3–114	30–1070
Количество участков	907	952	962	962

гамма-излучения на полях сельхозугодий 40 субъектов РФ стабильна.

Средние значения содержания ^{226}Ra в черноземах, серых лесных, дерново-подзолистых почвах практически равны между собой (22–23 Бк/кг), в каштановых почвах это значение несколько ниже (19 Бк/кг), а для почв Дальнего Востока – выше (27 Бк/кг). Стандартные отклонения в распределении ^{226}Ra в почвах находятся в интервале от 7 до 18 Бк/кг.

Стандартные (типичные) интервалы, в которых изменяются концентрации ^{226}Ra, для черноземов составляют 13–33 Бк/кг, дерново-подзолистых – 10–34 Бк/кг, серых лесных – 15–29 Бк/кг, каштановых – 7–31 Бк/кг и почв Дальнего Востока – 9–45 Бк/кг. Самый широкий интервал и максимальная верхняя граница содержания ^{226}Ra наблюдается для почв Дальнего Востока.

Аналогичная картина реализуется для ^{232}Th. Соответствующие средние значения для черноземов, серых лесных и дерновоподзолистых почв составляют 27–29 Бк/кг, для каштановых – 24 Бк/кг, для почв Дальнего Востока – 32 Бк/кг. Стандартные (типичные) интервалы, в которых изменяются концентрации ^{232}Th, для черноземов составляют 16–42 Бк/кг, дерново-подзолистых – 12–42 Бк/кг, серых лесных – 18–38 Бк/кг, каштановых – 12–36 Бк/кг и почв Дальнего Востока – 18–46 Бк/кг. Самый широкий интервал изменения концентрации относится к дерново-подзолистым почвам, а максимальная верхняя граница содержания ^{232}Th наблюдается для почв Дальнего Востока.

Среднее значение содержания ^{40}K в черноземах, серых лесных, дерново-подзолистых и почвах Дальнего Востока находится в интервале 380–500 Бк/кг. Стандартные отклонения в распределении ^{40}K в почвах от 120 до 190 Бк/кг. Содержание ^{40}K в почвах зависит не только от природных факторов, но и от внесения калийных удобрений, в результате которого повышается его содержание в почве. За счет выноса калия с урожаем сельскохозяйственных культур содержание ^{40}K понижается. Таким образом, удельная активность ^{40}K в почвах не является стабильной. В природе отношение ^{40}K к стабильному калию является постоянной величиной. Поэтому содержание ^{40}K в почве характеризует запас стабильного калия в почве и не является характеристикой радиационного загрязнения.

При изучении закономерностей распределения ЕРН в почвах различного гранулометрического состава было сформировано пять множеств. В первое множество вошли результаты, полученные для песчаных и супесчаных почв, во второе – для легко суглинистых почв, в третье – для средне суглинистых почв, в четвертое – для тяжело суглинистых почв, в пятое – для глинистых почв. Для каждого из множеств проведена

статистическая обработка, результаты представлены в таблице 2.

Из таблицы 2 следует, что мощность экспозиционной дозы гамма-излучения слабо зависит от гранулометрического состава почв. Средние значения МЭДГ находятся в интервале 9–12 мкр/час. Наименьшее значение характерно для песчаных и супесчаных почв, наибольшее – для тяжело суглинистых почв. Стандартные отклонения для 5 множеств не превышают 2–3 мкр/час. Результаты статистической обработки указывают, что на полях сельскохозяйственных угодий мощность экспозиционной дозы гамма-излучения является величиной, слабо зависящей от типа почвы и ее гранулометрического состава.

Среднее содержание ^{226}Ra в почвах различного гранулометрического состава находится в интервале 19–25 Бк/кг. Оно последовательно возрастает в ряду почв: песчаные и супесчаные < легко суглинистые < средне суглинистые < тяжело суглинистые. В глинистых почвах среднее содержание ^{226}Ra несколько ниже по сравнению с тяжело суглинистыми почвами. Стандартные (типичные) интервалы, в которых наблюдаются концентрации ^{226}Ra, для песчаных и супесчаных почв составляют 8–30 Бк/кг, легко суглинистых 13–29 Бк/кг, средне суглинистых 13–33 Бк/кг, тяжело суглинистых 10–40 Бк/кг и глинистых 10–32 Бк/кг.

Среднее содержание ^{232}Th в почвах различного гранулометрического состава находится в интервале 22-32 Бк/кг. Оно последовательно возрастает в ряду почв песчаные и супесчаные < легко суглинистые < средне суглинистые < тяжело суглинистые < глинистые почвы. Стандартные (типичные) интервалы, в которых наблюдаются концентрации ^{232}Th, для песчаных и супесчаных почв составляют 10–33 Бк/кг, легко суглинистых 19–35 Бк/кг, средне суглинистых 15–41 Бк/кг, тяжело суглинистых 15–47 Бк/кг и глинистых 24–40 Бк/кг.

Таблица 2. *Мощность экспозиционной дозы гамма-излучения и содержание ЕРН в почвах России различного гранулометрического состава*

Параметр	МЭДГ, мкр/час	ЕРН		
		^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
Песчаные и супесчаные				
Среднее значение, Бк/кг	9	19	22	420
Стандарное отклонение, Бк/кг	3	11	11	180
Эксцесс	–1	6	2	–0,3
Интервал, Бк/кг	4–14	4–74	4–65	35–830
Количество участков	99	104	104	104
Легко суглинистые				
Среднее значение, Бк/кг	11	21	27	520
Стандарное отклонение, Бк/кг	3	8	8	150
Эксцесс	–0,1	3	0,4	2
Интервал, Бк/кг	6–18	5–59	5–52	50–930
Количество участков	192	199	198	199
Средне суглинистые				
Среднее значение, Бк/кг	11	23	28	450
Стандарное отклонение, Бк/кг	2	10	13	150
Эксцесс	0,3	16	12	1,4
Интервал, Бк/кг	5–17	5–106	5–114	47–1070
Количество участков	244	263	266	268
Тяжело суглинистые				
Среднее значение, Бк/кг	12	25	31	440
Стандарное отклонение, Бк/кг	2	15	16	150
Эксцесс	0,2	8	4	0,3
Интервал, Бк/кг	5–17	5–118	5–110	30–900
Количество участков	278	287	288	283
Глинистые				
Среднее значение, Бк/кг	11	21	32	490
Стандарное отклонение, Бк/кг	2	11	8	150
Эксцесс	0,3	–0,1	–0,3	1,5
Интервал, Бк/кг	8–16	5–51	17–54	40–850
Количество участков	51	49	51	51

Верхние границы распределения ^{226}Ra и ^{232}Th в почвах сельскохозяйственных угодий России могут быть оценены как максимальное значение суммы среднего значения и стандартного отклонения по формуле:

$$A_{мак} = A_{сред} + \Delta \quad (1),$$

где $A_{мак}$ – верхняя граница распределения, Бк/кг; $A_{сред}$ – среднее значение, Бк/кг; Δ – стандартное отклонение, Бк/кг.

Как следует из таблиц 1 и 2, максимальное значение верхней границы содержания ^{226}Ra соответствует почвам Дальнего Востока и составляет 45 Бк/кг. Для ^{232}Th эта величина равна 47 Бк/кг и соответствует тяжело суглинистым почвам. Обращает на себя внимание тот факт, что наблюдаемые максимальные удельные активности ^{226}Ra и ^{232}Th в почвах значительно превышают верхние границы стандартных (типичных) распределений. Это указывает на то, что на территории Российской Федерации существуют сельскохозяйственные угодья с повышенным содержанием ^{226}Ra и ^{232}Th в почвах относительно стандартных (типичных) концентраций.

Проведено сравнение полученных результатов с данными, полученными в 70-х годах прошлого столетия и представленными в докладе Генеральной Ассамблее ООН [2]. В таблице 3 (верхняя часть) приведены данные о содержании ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th, ^{40}K в различных типах почв всего мира. Здесь же (нижняя часть таблицы) приведены наши данные за 2002–2005 гг.

Сопоставление общемировых данных с полученны-

Таблица 3. *Среднее содержание ^{238}U (^{226}Ra), ^{232}Th, ^{40}K в различных типах почв всего мира и России*

Тип почвы	Содержание, Бк/кг		
	^{238}U (^{226}Ra)	^{232}Th,	^{40}K
Почвы мира			
Сероземы	32	48	670
Серо-коричневые	28	41	700
Каштановые	27	37	550
Черноземы	22	36	410
Серые лесные	18	27	370
Дерново-подзолистые	15	22	300
Подзолистые	9	12	150
Торфянистые	6	6	90
Среднее для всего мира за период 1970–1977 гг.	26	26	370
Типичный диапазон	11–52	7–48	110–740
Почвы России			
Черноземы	23	29	460
Дерново-подзолистые	22	27	500
Серые лесные	22	28	380
Каштановые	19	24	430
Среднее по России за период 2002–2005 гг.	22	28	460
Стандартный интервал	10–34	15–41	300–620

ми нами результатами показывает удовлетворительное совпадение. Имеющиеся различия не являются существенными.

В каштановых почвах России содержание ^{226}Ra и ^{232}Th ниже по сравнению с мировым, а в дерновоподзолистых почвах – выше. Единственное существенное различие относится к содержанию ^{40}K в дерново-подзолистых почвах, в России оно в 1,7 раза выше.

В целом по России стандартные интервалы изменения удельных активностей ЕРН более узкие, чем типичные диапазоны для мировых данных.

Полученные результаты и обобщения позволяют оценить радиационную обстановку на сельскохозяйственных угодьях страны в части загрязнения почв ЕРН и оценить вклад ЕРН в формирование дозы радиационного облучения человека.

Литература

1. *Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующих излучений. СП 2.6.1.1292–03. – М. : Министерство здравоохранения РФ, 2003. – 40 с.*
2. *Источники и действие ионизирующей радиации / Научный комитет Организации Объединенных Наций по действию атомной радиации : доклад за 1977 год Генеральной Ассамблее с приложениями. В 3-х т. – Т.1. – Нью-Йорк : ООН, 1978. – С.89.*

РАДИОНУКЛИДЫ В ВОДНЫХ СРЕДАХ РАЙОНА ИГНАЛИНСКОЙ АЭС

Й. Мажейка, Ж. Скуратович

Институт геологии и географии, Вильнюс, Литовская Республика, mazeika@geo.lt

RADIONUCLIDES IN THE AQUATIC ENVIRONMENT OF THE IGNALINA NPP

J. Mazeika, Z. Skuratovic

Institute of Geology and Geography, Vilnius, Lithuania

Abstract. *The ^{3}H, ^{14}C and other radionuclide activity concentration in the natural (background) surface water bodies and in the ones related to Ignalina NPP (INPP), Lithuania, such as cooling basin Lake Druksiai, cooling water inlet channel, heated water outlet channel, industrial rain drainage channels and in groundwater of adjacent to the NPP territory, has been systematically measured. Traces of ^{3}H and ^{14}C originating from the INPP are found in the surface water and very locally in the groundwater. The activity concentration of ^{90}Sr and gamma ray emitting radionuclides in the surface water and groundwater were often very low and mostly less than minimal detectable activity (<MDA) in the groundwater. A very insignificant activity concentration of ^{60}Co was determined in the groundwater from a specific location. However, the impact of distributed in water radionuclides on humans and environment is considered insignificant since the individual effective dose to a critical group member is very low.*

Введение. Современная электроэнергетика Литвы преимущественно обеспечивается одним производителем – Игналинской АЭС (ИАЭС). В 2007 г. по стране доля электричества, произведенного ИАЭС, была 72,6%, доля электричества из возобновляемых источников возросла до 4,4%, а остальные 13% были произведены электростанциями, использующими природный газ и тяжелое нефтяное топливо. На ИАЭС установлены два водографитовые ядерные реакторы РБМК-1500 канального типа на тепловых нейтронах. Тепловая мощность одного блока ИАЭС – 4800 МВт, энергетическая мощность – 1500 МВт. ИАЭС построена на южном берегу оз. Друкшяй, в 39 км от г. Игналина. Ближайшими к АЭС большими городами являются Вильнюс, расположенный в 130 км, и Даугавпилс в Латвии, расположенный в 30 км. В 6 км от АЭС расположен г. Висагинас – резиденция работников ИАЭС.

Встреча министров финансов группы семи промышленных стран в Мюнхене 1992 г. была решающей для Литвы в отношениии ИАЭС. Было принято политическое решение, что реакторы РБМК должны быть закрыты, так как был сделан вывод, что такие реакторы невозможно

Таблица 1. *Активность радионуклидов (Бк/год), поступивших в оз. Друкшяй в 2000–2006 гг. [8]*

Нуклид	Год							Среднее значение
	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	
Cs-137	$4{,}55\cdot10^{7}$	$5{,}12\cdot10^{8}$	$1{,}19\cdot10^{9}$	$3{,}86\cdot10^{8}$	$2{,}45\cdot10^{8}$	$2{,}14\cdot10^{7}$	$2{,}46\cdot10^{7}$	$2{,}91\cdot10^{8}$
Cs-134	н/о*	$1{,}20\cdot10^{6}$	н/о	$2{,}00\cdot10^{5}$	н/о	н/о	н/о	$2{,}00\cdot10^{5}$
Mn-54	$3{,}00\cdot10^{5}$	$6{,}76\cdot10^{7}$	$4{,}00\cdot10^{5}$	$2{,}40\cdot10^{6}$	$6{,}00\cdot10^{5}$	$9{,}00\cdot10^{4}$	н/о	$1{,}02\cdot10^{7}$
Co-58	н/о	$1{,}54\cdot10^{7}$	н/о	$4{,}00\cdot10^{5}$	н/о	н/о	н/о	$2{,}26\cdot10^{6}$
Co-60	$3{,}99\cdot10^{7}$	$4{,}24\cdot10^{8}$	$8{,}10\cdot10^{6}$	$9{,}00\cdot10^{5}$	$1{,}79\cdot10^{7}$	$1{,}07\cdot10^{7}$	н/о	$7{,}16\cdot10^{7}$
Fe-59	н/о	$9{,}21\cdot10^{7}$	н/о	$1{,}90\cdot10^{6}$	н/о	н/о	н/о	$1{,}34\cdot10^{7}$
Cr-51	н/о	$7{,}99\cdot10^{7}$	н/о	$9{,}00\cdot10^{5}$	н/о	н/о	н/о	$1{,}15\cdot10^{7}$
Zr-95	н/о	$8{,}38\cdot10^{7}$	н/о	$4{,}00\cdot10^{5}$	$2{,}00\cdot10^{5}$	н/о	н/о	$1{,}21\cdot10^{7}$
Nb-95	н/о	$1{,}29\cdot10^{8}$	н/о	$7{,}00\cdot10^{4}$	$3{,}00\cdot10^{5}$	н/о	$4{,}79\cdot10^{7}$	$2{,}54\cdot10^{7}$
I-131	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о
Sr-90	$3{,}50\cdot10^{8}$	$9{,}10\cdot10^{7}$	н/о	н/о	н/о	$4{,}11\cdot10^{8}$	н/о	$1{,}42\cdot10^{8}$
H-3	$8{,}70\cdot10^{11}$	$5{,}70\cdot10^{11}$	$9{,}70\cdot10^{11}$	$6{,}80\cdot10^{11}$	$7{,}50\cdot10^{11}$	$3{,}24\cdot10^{12}$	$1{,}09\cdot10^{12}$	$1{,}09\cdot10^{12}$

* Активность ниже чувствительности системы измерения.

модернизировать до такого уровня, чтобы они соответствовали западным стандартам безопасности. В последствии при вступлении Литвы в ЕС был разработан и план по снятию ИАЭС с эксплуатации, согласно которому первый энергоблок ИАЭС был окончательно остановлен 31.12.2004 г., второй будет остановлен в конце 2009 г. По оценкам экспертов, в настоящее время мощность генерирования электричества в Литве, включая комбинированные тепло- и электростанции небольшой мощности, которые планируется построить, удовлетворит национальные потребности до 2013 г.

Согласно Национальной стратегии энергетики Литвы [5], одна из основных задач развития энергетики состоит в "обеспечении непрерывности и развития безопасной ядерной энергетики; ввода в эксплуатацию новой региональной АЭС не позднее 2015 г. для удовлетворения нужд Балтийских стран и региона". В 2007 г. была начата процедура оценки влияния на окружающую среду (ОВОС), необходимая для строительства новой атомной электростанции (НАЭС), которая будет расположена вблизи существующей ИАЭС. Общая электрическая производительность НАЭС не превысит 3400 МВт, что обуславливается ограниченными возможностями теплоотвода бассейном-охладителем. Таким образом, в районе ИАЭС на долгие годы будут присутствовать ядерные объекты, включающие снимаемую с эксплуатации ИАЭС, комплексы по переработке и хранению радиоактивных отходов, хранилища отработанного ядерного топлива, могильники короткоживущих очень низкоактивных, низко- и среднеактивных радиоактивных отходов, возможно НАЭС. Все эти объекты имеют или будут иметь реальные или гипотетические сбросы с радионуклидами в оз. Друкшяй.

В районе ИАЭС наблюдения за состоянием окружающей среды, в том числе радиоэкологические исследования, проводились с предпускового периода и во время всей эксплуатации АЭС многими научными и природо-охранными институциями и сообственно лабораториями ИАЭС. В 2007-2008 гг. радиоэкологические исследования в районе ИАЭС были расширены в следствие упомянутых проектов, связанных с снятием ИАЭС с эксплуатации и планами строительства НАЭС. В настоящей работе приводится часть результатов исследований, касающихся распределения радионуклидов в водных средах (в растворенной форме) – в каналах, связанных с промплощадкой ИАЭС, в водоеме-охладителе и в грунтовых водах в прилегающей к ИАЭС территории.

Материал и методы исследований. Оз. Друкшяй находится на северо-востоке Литвы в Утянском округе – 2 км к югу от границы с Латвией. Часть озера (около 1000 га) находится на территории Республики Беларусь. Друкшяй – самое большое озеро в Литве: площадь водной поверхности составляет 49 км^2; его длина – 14,3 км; ширина – 5,3 км; максимальная глубина – 33 м; средняя глубина – 7 м; объем толщи воды – 369 млн м^3 [9]. В настоящее время в озеро втекают 11 притоков и вытекает одна речка Прорва. Окрестности оз. Друкшяй отличаются хорошей изученностью природных условий, в том числе гидрогеологических, и состояния окружающей среды [7]. Результаты новейших исследований показывают, что ледники последнего оледенения в районе озера оставили сложные геологические образования и выразительный погребенный и современный геоморфологический облик. Дочетвертичная поверхность густо прорезана глубокими палеодолинами. Унаследованные эрозионные структуры вследствие ледниковой активности были дополнительно углублены и заполнены ледниковыми отложениями. Расположение самых мощных четвертичных толщ (до 250 м) совпадают с котловинами озер. Оз. Друкшяй заполняет несколько пересекающихся котловин.

Выполняя требования Министерства окружающей среды на ИАЭС постоянно ведутся наблюдения за радионуклидами в сбросах с АЭС в оз. Друкшяй [8]. Информация о радиоактивных сбросах в оз. Друкшяй представлена в таблице 1.

Годовая эффективная доза облучения населения из-за радиоактивных сбросов с ИАЭС составляет около 1,0–

1,2% от ограниченной дозы для водного пути поступления радионуклидов (0,1 мЗв/год). По средней активности в сбросах доминируют следующие радионуклиды: ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{60}Co. В ряд в водных средах значимых радионуклидов входит и ^{14}C, хотя он и не определяется в сбросах. По данным [8], сброс ^{14}C с ИАЭС в оз. Друкшяй составляет в порядке $n \cdot 10^{8}$ Бк/год.

Исследования характерных для сбросов с ИАЭС радионуклидов, особенно подвижных – ^{3}H и ^{14}C, в поверхностных и грунтовых водах начаты еще до пуска ИАЭС [3]. Отбор проб для определения ^{3}H и ^{14}C проводился 1–2 раза в год. В последующие годы, но редко, отбирались пробы для определения гамма излучателей и ^{90}Sr в воде, поскольку объемная активность (ОА) слабоподвижных радионуклидов в большинстве случаев, особенно в грунтовых водах, не превышала уровня минимальной детектируемой активности (МДА). В начале пробы воды отбирались из оз. Друкшяй и других водоемов и водотоков водосбора оз. Друкшяй. После пуска ИАЭС в систему наблюдений включены каналы, связанные с ИАЭС: канал отбора технической воды, сбросной канал, каналы промышленно-ливневой канализации (ПЛК-1,2; ПЛК-3) и другие объекты.

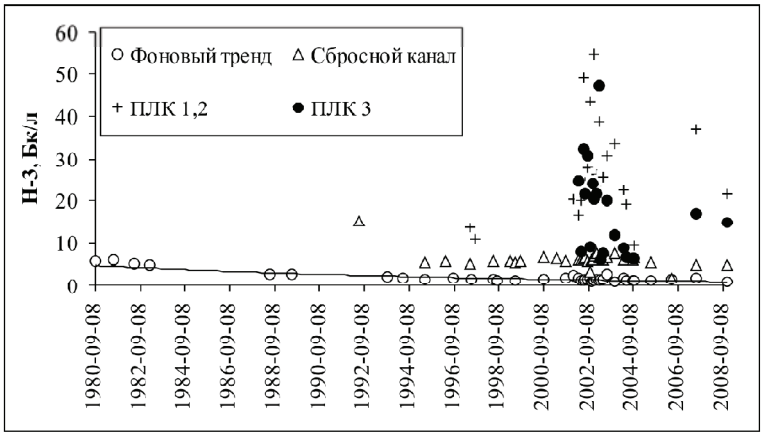


Рис. 1. *Изменение объемной активности ^{3}H в водных объектах, тесно связанных с ИАЭС (фондовый тренд получен по данным оз. Друкшяй до пуска ИАЭС, а также по данным некоторых озер и водотоков, не связанных с ИАЭС и исследованных во время эксплуатации ИАЭС)*

Пробы грунтовых вод до строительства ИАЭС отбирались из обычных колодцев в прилегающих к АЭС деревнях и населенных пунктах. Систематическая сеть наблюдений за грунтовыми водами в районе ИАЭС была создана около 1987 г. В пределах водосбора оз. Друкшяй на территориях Беларуси, Латвии и Литвы было оборудовано около 30 наблюдательных скважин глубиной до 10 м. С тех пор на территории Литвы осталось около 15 технически доступных наблюдательных скважин. В последние годы при развитии мониторинга других объектов в районе ИАЭС появились дополнительные доступные для отбора проб скважины. В целом, существующую сеть наблюдений можно разбить на 4 группы скважин:

- первая группа скважин расположена между АЭС и оз. Друкшяй около хранилищ радиоактивных отходов ИАЭС и граничит с северозападной частью промплощадки;
- вторая группа скважин связанна с территориями свалки города Висагинас и комплекса очистных сооружений;
- третья и четвертая группы скважин относятся к площадкам под планирующиеся могильники.

В настоящей работе рассматриваются данные по первой и второй группам скважин и не рассматриваются данные по скважинам промплощадки ИАЭС, наблюдения за которыми ведут службы ИАЭС.

Объемную активность ^{3}H в пробах воды (8 мл) измеряли при помощи прямой низкофоновой бета спектрометрии на основе жидких сцинтилляторов по методике [2]. Удельную активность ^{14}C относительно углерода пробы определяли также при помощи низкофоновой бета спектрометрии на основе жидких сцинтилляторов, исследуя образец в форме бензола, синтезированного из гидрокарбонатов пробы воды (300–400 л) по методике [6]. Объемную активность ^{14}C рассчитывали, используя данные о содержании гидрокарбонат-ионов в воде. Для определения ОА гамма излучателей и ^{90}Sr профильтрированные пробы воды (20–40 л) выпаривали до сухого остатка, которого исследовали в начале на гамма спектрометре с HPGe детектором [1]. После из сухого остатка радиохимически выделяли ^{90}Sr, активность которого в образце определяли при помощи низкофоновой бета спектрометрии на основе жидких сцинтилляторов по черенковскому излучению [4].

Результаты. В водных объектах, не связанных с ИАЭС, ОА ^{3}H обусловливается главными глобальными источниками – космогенным образованием и поступлением от ранее проводившихся атмосферных термоядерных испытаний. Такими фоновыми объектами в районе ИАЭС до 1984 г. (пуск АЭС 31-12-1983) было само оз. Друкшяй, а в последние годы – оз. Диснай и речка Смалва. Фоновый уровень ^{3}H со временем уменьшается и в последние годы, например, в атмосферных осадках, колеблется около 1,3 Бк/л, что указывает на истощение атмосферного резервуара ^{3}H термоядерных испытаний. Разница между ОА ^{3}H в фоновых объектах и в оз. Друкшяй (или в заборном канале) показывает долю ^{3}H, обусловленную сбросами с ИАЭС в озеро. За период 1980–2008 гг. наибольшая ОА ^{3}H в оз. Друкшяй была в 2003 г. (24 Бк/л). В оз. Скрипкос, принимающем очищенные сточные воды г. Висагинас и бытовой канализации ИАЭС, наибольшая активность ^{3}H была в 2000 г. и достигала 30 Бк/л. В этом периоде фоновый уровень ^{3}H был около 2–3 Бк/л, поэтому вклад ^{3}H до 20–25 Бк/л был обусловлен сбросами ИАЭС.

По сравнению с заборным (или сбросным) каналом, расход воды в других каналах (в ПЛК-1,2 и особенно в ПЛК-3) незначительный. Поэтому поступающие сбросы в каналах ПЛК меньше разбавлены, а ОА ^{3}H подвержена

Таблица 2. *Объёмная активность (Бк/м³) гамма излучателей и ^{90}Sr в водных средах района ИАЭС в 2007–2008 гг.*

Местоположение и характеристика пунктов наблюдения	Дата отбора пробы	^{90}Sr (±1s)	^{137}Cs (±1s)	^{60}Co (±1s)
Речка Смалва (фоновый водоток, расположен 6,5 км от ИАЭС)	24.09.2008	3,6±0,3	<МДА (1,0)	<МДА (1,0)
Сбросной канал ИАЭС	23.09.2008	11,5±1,3	<МДА (1,0)	<МДА (3,0)
Канал промышленно-ливневой канализации (ПЛК-1,2)	24.09.2008	2,1±0,4	1,4±0,7	<МДА (1,0)
Н/скв. Г, глубина – 4 м (фоновая скважина, расположена 1,5 км от ИАЭС)	29.06.2007	1,0±0,3	<МДА (1,4)	<МДА (1,5)
Н/скв. 40035, глубина – 20 м, 100 м к северу от ИАЭС по направлению потока	28.06.2007	<МДА (1,0)	<МДА (1,0)	<МДА (1,0)
	24.09.2008	<МДА (0,2)	<МДА (2,0)	<МДА (2,0)
Н/скв. 40036, глубина – 20 м, 400 м к северу от ИАЭС по направлению потока	24.09.2008	1,4±0,3	<МДА (2,0)	<МДА (2,0)
Н/скв. 1429, глубина – 4 м, 300 м к северу от ИАЭС по направлению потока	28.06.2007	33,0±4,0	<МДА (1,5)	<МДА (1,5)
Н/скв. 35221, глубина – 10 м, 1,8 км к югу от ИАЭС (в карьере)	29.06.2007	<МДА (1,0)	<МДА (2,1)	11,5±1,7
	24.09.2008	0,5±0,1	<МДА (3,0)	11,0±2,0

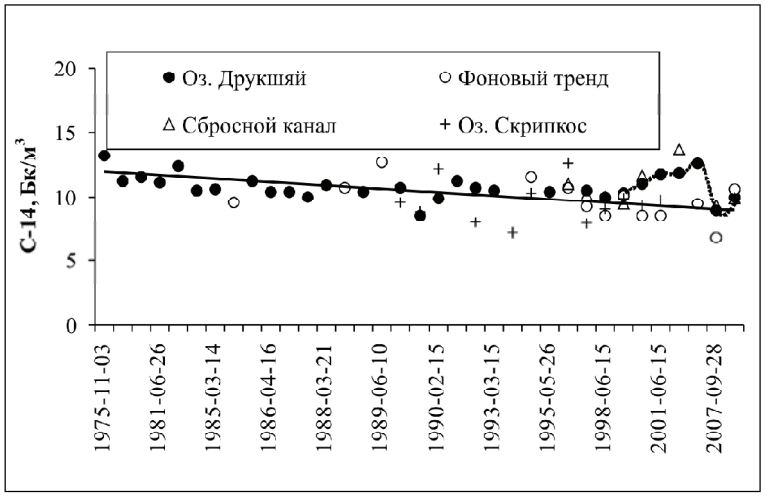


Рис. 2. *Изменение объемной активности ^{14}C в водных объектах, тесно связанных с ИАЭС, а так же по данным нескольктх озер и водотоков, не связанных с ИАЭС; в оз. Скрипкос поступают сбросы после очмстных сооружений, обслуживающих г. Висагинас и ИАЭС*

большим вариациям. Наблюдения за ^{3}H в каналах ведутся с 1992 г., а более детально велись в 2001–2004 гг., когда пробы воды для определения ^{3}H отбирались каждый месяц. В этом периоде активность ^{3}H в воде каналов ПЛК менялась от 10 до 50 Бк/л (рис. 1).

В 2008 г. получены следующие данные по ^{3}H в поверхностных водах: фоновый уровень – 1,10,4 Бк/л, оз. Друкшяй – 5,1±1,0 Бк/л, каналы ПЛК – 13,6–21,5 Бк/л. Таким образом, ^{3}H "станционного" происхождения присутствует в поверхностных водах, но его влияние на человека и окружающую среду незначительное, так как ^{3}H обусловленная эффективная доза облучения населения меньше 0,03 мкЗв/год.

Наблюдения за ^{14}C в поверхностных водах ведутся с 1975 г. (рис. 2).

Содержание ^{14}C в поверхностных водах обуславливается главными глобальными источниками – космогенным образованием и поступлением от ранее проводившихся атмосферных термоядерных испытаний. Фоновый уровень ^{14}C со временем уменьшается, что указывает на истощение атмосферного резервуара ^{14}C термоядерных испытаний. С 1992–1993 гг. глобально в атмосфере и в метеогенных водах преобладает ^{14}C космогенного происхождения, доля исскуственных источников ничтожна. За весь период наблюдений в связанных с ИАЭС поверхностных водах ОА ^{14}C была обусловлена глобальными источниками, вклад ИАЭС был незначителен и трудноощеним. Исключение составляет лишь период 2001–2005 гг., когда содержание ^{14}C в воде оз. Друкшяй и сбросного канала было несколько повышено – до 13,6±0,2 Бк/м³, в то время фоновый уровень ^{14}C был 10,0±0,2 Бк/м³. Сбросами с ИАЭС обусловлен прирост ОА ^{14}C достигал 3,6 Бк/м³. В 2007 и 2008 гг. уровень ^{14}C не отличался от фонового. ^{14}C "станционного" происхождения иногда присутствует в поверхностных водах, но его влияние на человека и окружающую среду незначительное, так как ^{14}C обусловленная эффективная доза облучения населения меньше 0,001 мкЗв/год.

В 1987–2008 гг. временной ход ^{3}H в грунтовых водах исследовался по створу четырех скважин, расположенных по напрвлении грунтового потока от промплощадки ИАЭС до оз. Друкшяй. Фоновый уровень ^{3}H отображала скавжина, расположенная в противоположном по отношению к ИАЭС берегу оз. Друкшяй. ОА ^{3}H в грунтовых водах из скважины 71z (18,3 Бк/л) превышала фоновый уровень (2 Бк/л) в 2001 г. Скважина находится в нескольких метрах от периметра ИАЭС. Для большинства других скважин ОА ^{3}H в воде очень близка к фоновому уровню.

Содержание ^{14}C в грунтовых водах из нескольких

скважин исследовалось в 1987–2008 гг. ОА ^{14}C в большинстве случаев было на фоновом уровне, который обусловлен глобальными источниками и, в зависимости от содержания гидрокарбонат-иона, колеблется в пределах 10-30 Бк/м^3. Этот уровень был несколько превышен только в одной скважине (35221) в 2007 (40,4±0,4) и 2008 (34,9±0,3) гг. Упомянутая скважина относится к сети мониторинга очистных сооружений и расположена в центе карьера, который служил для удаления ила от очистных сооружений. В воде из скважины 35221 обнаружен ^{60}Co (11,0±2,0 Бк/м^3) и следы ^{90}Sr (0,5±0,1 Бк/м^3). ^{90}Sr обнаружен еще в двух скважинах. В большинстве случаев содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в грунтовых водах меньше МДА, а в поверхностных водах – в случае ^{137}Cs иногда чуть выше (табл. 2).

В целом, только в непосредственной близости к промплощадке ИАЭС очень чувствительными методами исследований в водных средах вместе с радионуклидами глобального распределения можно обнаружить следы радионуклидов местного происхождения, влияние которых на человека и окружающую среду незначительно.

Литература

1. *Gudelis A., Remeikis V., Plukis A., Lukauskas D. Efficiency calibration of HPGe detectors for measuring environmental samples // Environ. Chem. Phys. – 2000. – Vol.22(3–4). – P.117–125.*
2. *LST ISO 9698:2006.*
3. *Mazeika J. Radionuclides in Geoenvironment of Lithuania : Monograph. – Vilnius : Institute of Geology, 2002.*
4. *Suomela J. et al. Methods for Determination of Strontium-90 in Food and Environmental Samples by Cerenkov Counting. SSI-report No.93–11. – Stockholm : Swedish Radiation Protection Institute, 1993.*
5. *Валстибес жиниос. – 2007. – №11–430.*
6. *Арсланов Х.А. Радиоуглерод: геохимия и геохронология. – Л. : Изд-во ЛГУ, 1987.*
7. *Марцинкявичюс В., Буцевичюте С. и др. Отчет о проведенной комплексной геолого-гидрогеологической и инженерно-геологической съемке м-ба 1:50000 в районе Игналинской АЭС на территории листов N-35-5-G-v,g; N-35-17-B; N-35-17-G-a,v; N-35-18-V-a,b (Друкшяйский объект). Т.I. / Геологический фонд Геологической службы Литвы. – Вильнюс, 1995.*
8. *Отчет ИАЭС ПТОот-0545-14, 2007.*
9. *Таутвидас М., Ласинскас М. Физико-географическая характеристика водосбора оз. Друкшяй. – Т.5. – Вильнюс : Мокслас, 1986. – С.7–14. – (Серия: Теплоэнергетика и окружающая среда).*

Th/U ОТНОШЕНИЕ В ПОЧВАХ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

И.Н. Маликова, В.Д. Страховенко, Б.Л. Щербов

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, kovalevs@uiggm.nsc.ru

Th/U RATIO IN SOILS OF THE SOUTH-WEST SIBERIA

I.N. Malikova, V.D. Strahovenko, B.L. Shcherbov

Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Novosibirsk, Russia

Abstract. *Th/U ratios in soils of the Altai Territory, the Altai Republic, the Novosibirsk and Kemerovo regions were calculated. The scheme map of Th/U ratio distribution in the turf horizon of soils was constructed. The dependence of Th/U ratio values from the content of soil-forming rocks is been discussed.*

Введение. Имеется много данных по распространенности естественных радионуклидов в почвах, но многие вопросы, в том числе соотношение в них урана и тория, не получили должного освещения. Л.П. Рихванов [13] на основании их распределения в почвах показал, что Th/U отношение является индикатором радиационного состояния окружающей среды. В почвах, не затронутых техногенным воздействием, величина Th/U отношения находится в пределах 3–5. Th/U отношения >5 характерны для высоких содержаний тория в почвообразующих породах, а пониженные (<3) – для районов предприятий ядерного топливного цикла, вблизи производств, использующих уран, ГРЭС и ТЭЦ, работающих на угле, и при применении фосфатных удобрений.

В региональном плане значения Th/U отношений определяются содержаниями урана и тория в почвах конкретных ландшафтов. Анализ средних данных по почвам юга Западной Сибири [17, 4, 9, 5, 10] показывает, что из-за широких и перекрывающихся интервалов вариации они недостаточно информативны. По мнению большинства исследователей, содержания урана и тория в почвах зависят в первую очередь от состава почвообразующих пород, что может соответственно влиять и на величину Th/U отношения. Цель данной работы – проследить влияние содержаний урана и тория на Th/U отношение в почвах на породах разного состава в Алтайском крае, Республике Алтай, Новосибирской и Кемеровской областях. Th/U отношение может зависеть также от метода определения урана.

Методы исследования. Данные по содержанию урана и тория получены при проведении работ по радиационному состоянию почв юга Западной Сибири. Опробование проводилось вдали от промышленных центров, что предполагает отсутствие в почвах локального техногенного загрязнения. Наиболее детально опробована территория Алтайского края.

Анализы на радионуклиды выполнены гамма-спектрометрическим методом, который основан на определении ^{238}U по ^{226}Ra и зависит от сохранности равновесия между ураном и радием. Есть данные о снижении содержаний урана, по сравнению с радием, из-за его большей миграционной способности [16, 8, 5]. Однако

в природных ландшафтах практически сохраняются содержания урана, эквивалентные радию, а в аномалиях техногенной природы его высокие содержания обнаруживаются при прямом определении [11, 1]. К этому выводу приводят и данные по "свежему" загрязнению ураном илов вблизи шламоотстойников и свалок, приведенные В.П. Ковалевым и др. [8]. Полученные нами результаты по содержанию урана в почвах разных ландшафтных обстановок убеждают в том, что они достаточно адекватно отражают поведение урана.

Таблица 1. *Средние содержания урана, тория (г/т) и Th/U в почвах юга Западной Сибири*

Элементы	Среднее ($\bar{X}$)	Средние значения по горизонтам		
		Ад (0–5 см)	А	ВС, С
Алтайский край				
U (по Ra)	2,0 (0,1–9,0)	2,0 (0,1–8,0)	2,0 (0,4–8,0)	1,9 (0,3–6,9)
Th	7,3 (0,2–42,0)	7,5 (0,2–42,0)	7,6 (1,7–37,0)	8,3 (1,6–33,2)
Th/U	3,8 (0,1–25,7)	3,9 (1,0–16,8)	3,9 (1,0–13,3)	5,0 (1,0–25,7)
Число проб	5180	1029	2912	114
Республика Алтай				
U (по Ra)	2,1 (0,3–13,5)	1,9 (0,4–7,8)	2,1 (0,3–13,5)	2,3 (0,5–10,7)
Th	6,9 (0,2–24,0)	5,8 (0,8–19,5)	7,0 (0,2–20,0)	7,1 (1,4–22,5)
Th/U	3,6 (0,1–24,0)	3,4 (0,5–10,4)	3,6 (0,1–13,3)	3,3 (0,9–8,7)
Число проб	1592	202	477	156
Новосибирская область				
U (по Ra)	2,2 (0,4–7,0)	2,1 (0,6–7,0)	2,2 (0,4–4,5)	2,3 (1–3,5)
Th	7,0 (1,1–9,9)	6,6 (1,6–9,2)	7,1 (1,1–9,7)	6,9 (2,3–8,0)
Th/U	3,6 (0,1–24)	3,7 (0,6–25,5)	3,5 (0,9–6,4)	3,1 (1,7–4,0)
Число проб	1010	185	697	18
Кемеровская область				
U (по Ra)	2,0 (0,6–7,0)	1,6 (0,6–3,7)	2,0 (0,9–3,8)	2,6 (0,6–3,1)
Th	7,1 (1,8–10,5)	6,0 (2,1–10,1)	7,7 (2,4–10,5)	8,0 (2,3–9,2)
Th/U	3,8 (0,7–7,8)	3,9 (1,2–7,8)	3,9 (1,7–6,6)	3,3 (0,7–6,0)
Число проб	800	192	368	56

Результаты и их обсуждение. Радиогеохимические особенности магматических и осадочных формаций АССО изучались многими исследователями, что позволило охарактеризовать поведение урана и тория в процессе эволюции земной коры юга Сибири. Обширная информация по результатам этих исследований была обобщена в монографии Л.П. Рихванова [14]. По литературным данным, максимальные их содержания характерны для кислых пород и глинистых сланцев. В.И. Баранов [3] заметил, что в магматических породах отношение тория к урану близко к 3, что характерно и для песчано-глинистых отложений [16]. Л.П. Рихвановым показано, что средние значения Th/U отношения изменяются в зависимости от возраста интрузивных комплексов [14]. М.И. Кузнецовой и др. [9] приведены средние содержания урана и тория в рыхлых отложениях Республики Алтай. Однако данных по содержанию урана и тория в породах юга Западной Сибири все же недостаточно для анализа изменений Th/U отношения в почвах. Необходимо более детальное изучение содержаний урана и тория в почвообразующих породах конкретных почвенных разрезов. Практически отсутствуют данные по урану и торию для лессовидных суглинков, которые являются главными почвообразующими породами на равнинных территориях.

В общем виде результаты исследований по урану и торию в почвах юга Западной Сибири представлены в таблице 1. Средние величины Th/U отношения составляют 3,1–3,9, что соответствует нормальным, но при весьма широких пределах вариации. Более высокое значение для горизонта С в почвах Алтайского края связано с большим количеством в выборке разрезов на гранитах.

К сожалению, не всегда при опробовании почв можно было идентифицировать почвообразующие породы из-за их сильного выветривания или большой глубины залегания. Наиболее полно их влияние можно проследить по почвам Алтайского края (табл. 2). Приведены также полученные данные по почвообразующим породам, но их явно недостаточно. При выдержанности средних значений, в большинстве случаев сохраняются широкие интервалы вариации. Причины этого на качественном уровне позволяет выявить анализ имеющихся данных, используя и результаты по горизонту С.

Для почв на гранитах повышенные значения Th/U отношения связаны с высокими содержаниями тория в породах, а более низкие – соответствуют содержаниям тория 7,0–10,5 г/т. В некоторых случаях наблюдаются повышенные содержания урана. Таким образом, в этой выборке вариации Th/U отношения объясняются главным образом неоднородным распределением урана и тория в самих гранитах.

В почвах на сильно выветрелых гранитах, к вариациям первичного состава добавляется неравномерный вынос урана и тория при выветривании. Торий, в таких условиях обычно малоподвижный [6, 16], тоже выносится как при выветривании, так и из почв. Из-за его меньшей подвижности, по сравнению с ураном, высокие значения Th/U отношения сохраняются. Другая причина вариации отношений – неравномерный вынос урана: содержания от 2,0–4,0 г/т снижаются до 0,3–0,6 г/т.

В почвах на боровых песках ложбин древнего стока наблюдается достаточно равномерное распределение урана и тория. Низкие содержания тория в почвообразующих кварц-полевошпатовых песках определяют обычно пониженные его содержания в почвах и низкие Th/U отношения. Значения до 5,0–6,3 и выше, соответствуют в большинстве случаев снижению содержаний урана до 0,2–0,5 г/т из-за повышенного водообмена в этих ландшафтах. Такие значения Th/U отношений в по-

Таблица 2. *Средние содержания урана, тория (г/т) и Th/U в почвах Алтайского края на породах разного состава.*

Элементы	Среднее ($\bar{X}$)	Средние значения по горизонтам		
		Ад (0–5 см)	А	ВС, С
На гранитах				
U (по Ra)	2,8 (0,8–7,9)	3,2 (1,5–5,5)	3,3 (1,4–7,9)	2,3 (0,8–5,7)
Th	17,4 (6,3–42,0)	18,6 (7,3–42,0)	17,5(7,1–37,0)	17,4(6,3–33,2)
Th/U	7,0 (3,1–15,9)	6,0 (3,2–13,1)	6,0 (3,1–13,3)	8,2 (3,2–15,9
Число проб	112	25	35	34
На выветрелых гранитах				
U (по Ra)	1,2 (0,3–4,0)	1,4 (0,8–4,0)	1,4 (0,7–2,4)	0,6 (0,3–1,0)
Th	7,1 (3,4–10,6)	7,6 (3,8–10,6)	7,4 (3,4–10,5)	6,1 (3,7–8,3)
Th/U	7,8 (2,0–25,7)	7,0 (2,0–11,0)	6,3 (3,0–11,7)	12,0 (4,2–25,7)
Число проб	48	9	21	9
На боровых песках				
U (по Ra)	0,8 (0,2–2,4)	0,8 (0,5–1,6)	0,8 (0,2–2,4)	0,8 (0,4–1,3)
Th	2,7 (1,4–4,5)	2,8 (1,4–4,5)	2,6 (1,7–3,7)	2,6 (1,6–3,3)
Th/U	3,8 (0,9–11,5)	4,0 (0,9–5,8)	3,7 (1,1–11,5)	3,5 (2,3–7,3)
Число проб	182	10	47	21
На суглинках				
U (по Ra)	2,1 (1,4–3,0)	2,0 (1,5–2,7)	2,1 (1,6–2,9)	2,1 (1,4–2,6)
Th	8,0 (4,6–11,1)	7,5 (6,4–9,0)	8,1 (6,0–10,1)	7,5 (4,6–10,3)
Th/U	3,9 (2,8–5,8)	3,9 (3,1–5,3)	3,9 (2,8–5,4)	3,5 (3,0–4,5)
Число проб	161	17	76	25
На сланцах				
U (по Ra)	2,1 (1,3–3,3)	1,9 (1,7–2,0)	2,1 (1,7–2,5)	1,8 (1,3–2,5)
Th	6,6 (3,4–8,5)	6,6 (5,6–8,0)	6,9 (5,6–8,5)	4,7 (3,7–6,5)
Th/U	3,2 (1,5–4,3)	3,5 (3,5–4,0)	3,4 (2,5–4,3)	2,7 (2,2–3,8)
Число проб	78	11	51	6
На карбонатных породах				
U (по Ra)	1,8 (0,6–3,7)	1,7 (0,8–2,2)	1,7 (0,7–2,4)	1,6 (0,6–3,7)
Th	6,2 (3,3–8,7)	6,2 (3,8–7,6)	6,1 (3,4–8,7)	5,2 (3,3–6,9)
Th/U	3,7 (1,7–6,2)	3,8 (3,1–4,8)	3,7 (2,7–5,0)	3,6 (1,7–6,2)
Число проб	65	8	27	13
На серпентинитах, диабазах				
U (по Ra)	1,8 (0,6–3,7)	1,8 (0,5–2,5)	2,1 (1,5–3,4)	1,2 (0,7–1,9)
Th	6,2 (3,3–8,7)	6,4 (2,2–8,0)	7,1 (3,1–9,4)	2,3 (0,6–4,7)
Th/U	3,7 (1,7–6,2)	4,6 (2,0–4,2)	3,4 (2,1–4,9)	1,6 (0,9–2,5)
Число проб	65	8	26	3

Почвообразующие породы

Породы	Суглинки, глины	Полевошпато-кварцевые пески	Граниты	Выветрелые граниты	Серпентиниты
U (по Ra)	2,3±0,5	0,4±0,1	2,4 (0,6–7,5)	0,6 (0,3–1,0)	0,7
Th	7,9±0,5	1,8±0,1	17,1 (5,5–29,6)	6,3 (3,8–8,3)	0,6
Th/U	3,4	4,5	8,7 (3,1–22)	12,7 (4,2–25,7)	0,9

Примечание: в таблицу вошли только данные по полным почвенным разрезам; в скобках (табл. 1, 2)– интервал вариации.

урана и тория в серпентинитах вариации Th/U отношений практически в пределах нормы (2,5–4,2). Содержания урана и тория во всех таких почвах выше, чем в почвообразующих породах. Для почв на известняках А.П. Виноградов [6] объясняет это обогащением за счет акцессорных минералов после растворения известняка.

В почвенных разрезах на сланцах вариации Th/U отношения обычно связаны с изменениями содержаний тория, но когда они коррелируют с ураном, нормальные значения отношений сохраняются. Это характерно и для почв на аллювиальных отложениях.

Наиболее равномерное распределение урана, тория и Th/U отношения наблюдается в почвах на суглинистых отложениях. Значения Th/U отношения 4,5–5,8 отмечаются в единичных разрезах и связаны с повышением содержаний тория в субстрате. Пониженные значения Th/U отношения были зафиксированы в почвах, где присутствуют гидроксиды Mn^{4+} и Fe^{2+}, что характерно для восстановительной обстановки, способствующей накоплению урана [12, 16]. В Присалаирье во многих почвенных разрезах сразу в нескольких горизонтах понижены Th/U отношения до 2,5(1,8–2,7) из-за увеличения содержаний урана. Здесь располагается Салаирский бокситоносный район и это повышение может быть связано с сорбцией урана на гидроксидах [16]. Кроме того, Присалаирье является территорией с повышенными содержаниями фосфора в почвах из-за проявлений апатитов и фосфоритов в рыхлых отложениях [2].

Достаточно равномерное распределение Th/U отношения характерно для почв Кемеровской области. В тех разрезах, которые опробованы до исходных пород, они представлены суглинистыми отложениями, иногда песчанистыми. Значения отношения обычно не выходят за пределы 4,5–5,0 и связаны с небольшим понижением содержаний урана, а более низкие – с понижением по торию и таким образом не могут быть следствием загрязнения. В Новосибирской области пониженные, содержания тория, по сравнению с кларком в почвах России (6,5 г/т, по Л.И. Болтневой и др.), установлены в дерновом горизонте более, чем в 50% выборки, и около 20% в горизонте А. Этим объясняется наличие значений Th/U отношений ниже 3. Более высокие содержания урана,

чвах на карбонатных породах тоже связаны со снижением по урану (до 0,6–0,9 г/т). При низких содержаниях

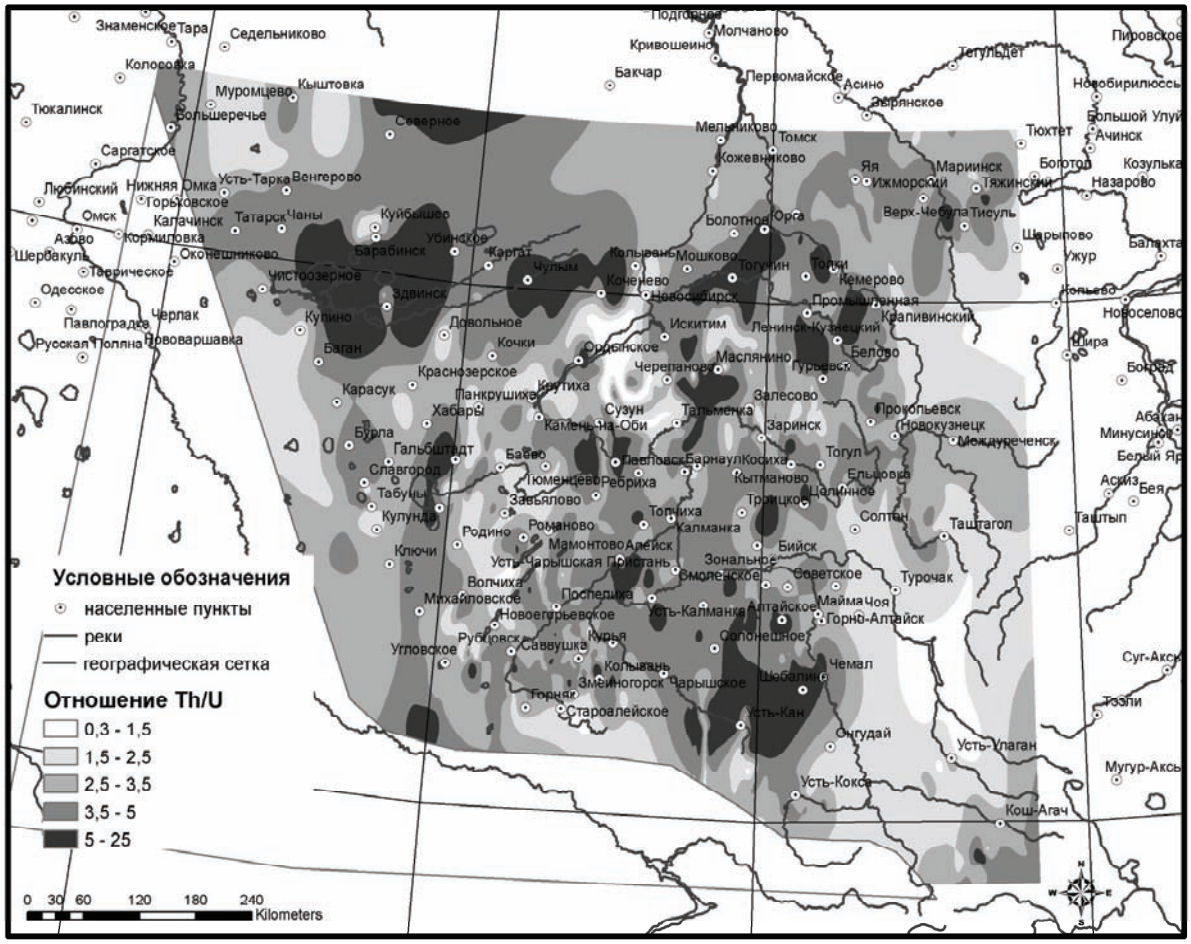


Рис. 1. *Карта-схема значений Th/U отношения в дерновом горизонте почв юга Западной Сибири*

по сравнению с кларковым (1,5 г/т, по Л.И. Болтневой и др.), являются вполне обычными для почв Новосибирской области, как и вообще для почв на суглинках. В целом, полученные результаты свидетельствуют о достаточной однородности почвообразующих суглинков по содержанию урана и тория, хотя возможно оказывают влияние их различия по генезису, гранулометрическому и минералогическому составам [7, 15]. Это заключение является косвенным: распределение урана и тория в самих покровных отложениях юга Западной Сибири практически не изучено.

В почвах Республики Алтай вариация значений Th/U отношения, как и в Алтайском крае, связана прежде всего с разным составом почвообразующих пород, которые отличаются по содержаниям урана и особенно тория. Это можно оценить по их распределению в горизонте С: около 20% в выборке составляют содержания тория менее 5 г/т, а более 50% – 8–20 г/т. В дерновом горизонте содержания тория ниже кларковых составляют более 50%, в горизонте – более 40%, а повышенные – около 20%. Содержания урана на уровне кларка и ниже в горизонте С составляют около 45 и более 30% в 1,7 и более раз превышают его. Таких значений 15–20% в выборках по верхним горизонтам. Снижение Th/U отношения до 0,9–2,6 наблюдается в почвах на карбонатных породах, хлоритовых сланцах, песчанистых отложениях из-за вариаций в целом более низких содержаний урана и тория. Иногда они определяются высокими содержаниями урана в субстрате. Это касается, например, почв района многоэлементного рудопроявления Аюту (Th/U отношение – 0,8–1,0) с содержаниями урана 4,9–7,4 г/т, участков минерализации Калгутинского гранитного массива (Th/U отношение – 1,7–2,6) с содержаниями урана 5,5–11,9 г /т, разреза почв на углистых отложениях вблизи с.Кош-Агач (Th/U отношение – 0,5–2,5) с содержаниями урана до 10 г/т. Более высокие значения отношения в этих почвенных разрезах объясняются повышенным содержанием тория.

Важной причиной вариаций Th/U отношения в почвах являются локальные особенности участков опробования. Наиболее объективную его оценку дают почвы автономных ландшафтов. Учет данных по всем ландшафтным обстановкам показывает пределы вариаций за счет почв, подверженных склоновым процессам, и почвенных разрезов, заложенных в западинах (колках), вблизи озер и заболоченных мест. Опробование в таких ландшафтах проводилось в Алтайском крае и отчасти в Новосибирской области. В Республике Алтай аллюви-

альные и болотно-торфянистые почвы, почвы котловин имеют пониженные значения Th/U-отношения, что вызвано снижением содержаний тория и накоплением урана.

На рисунке приведена карта-схема распределения значений Th/U отношения в дерновом горизонте почв изученной территории юга Западной Сибири. Эти результаты, прежде всего, необходимо учитывать при выявлении техногенного локального загрязнения. Пестрая картина значений отношения в большинстве случаев вызвана понижением содержаний урана и в меньшей степени тория. В дерновом горизонте наиболее проявлено влияние особенностей климатических и ландшафтных обстановок, определяющих неравномерную миграцию урана и тория из почв с поверхностными водами. Очевидно, играет роль и "разбавление" органическим веществом. Все это в значительной мере затушевывает влияние почвообразующих пород на величину Th/U отношения.

Выводы.

1. Анализ полученных данных по содержаниям урана (по Ra) и тория в природных почвах юга Западной Сибири на разных породах выявил их влияние на вариации Th/U отношений. Содержания урана и тория в полных почвенных разрезах свидетельствуют о том, что их повышенные содержания являются природными. Эти особенности следует учитывать при использовании Th/U отношения в качестве индикатора радиационного техногенного загрязнения. Для более детального исследования необходимо получение дополнительных данных по содержаниям урана и тория в почвообразующих породах.
2. Причиной вариаций Th/U отношения являются также ландшафтные обстановки, способствующие миграции или накоплению урана и тория в почвах, которые следует исключить при анализе техногенного воздействия, ориентируясь на автономные ландшафты.
3. Для выявления загрязнения наиболее подходящими являются почвы на суглинистых отложениях, характеризующиеся достаточно равномерным распределением урана и тория. Они также могут стать основой для определения региональных кларковых содержаний, что потребует детального изучения их распределения в покровных суглинках.

Литература

1. *Gavshin V.M., Sukhorukov F.V., Bobrov V.A. et al. Chemical composition of the uranium tail storages at Kadji-Sai (southern shore of Issyk-Kul Lake, Kyrgyzstan) // Water, Air and Soil Pollution. – 2004. – Vol.154. – P.71–83.*
2. *Антипина Л.П., Пашкевич Н.К., Малыгина Л.П. Фосфор в почвенном покрове Западной Сибири // Агрохимия. – 1988. – №5. – С.20–21.*
3. *Баранов В.И. Радиометрия. – 2-е изд. – М. : Изд.АН СССР, 1956. – 338 с.*
4. *Богуславский А.Е.,Ковалев В.П. Перераспределение U, Ra, Th и K-40 в ландшафтах Приобского плато и Восточной Кулунды // Химия в инт. устойч. развития. – 2003. – Вып.11, №6. – С.893–906.*
5. *Богуславский А.Е., Ермолов Ю.В. Фоновое содержание естественных радиоактивных элементов в южной части ЗАпадно-Сибирской равнины // Докл. III Межд. научно-практич. конф. "Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде". – Т.1. – Семипалатинск, 2004. – С.283–290.*
6. *Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. – М. : Изд. АН СССР, 1957. – 238 с.*
7. *Добровольский В.В. Минералого-геохимические особенности лессовидных отложений южной части Западно-Сибирской низменности // Почвоведение. – 1967. – №3. – С.128–138.*
8. *Ковалев В.П., Мельгунов С.В., Пузанков Ю.М. и др. Предотвращение неуправляемого распространения радионуклидов в окружающую среду. – Новосибирск : Изд. СО РАН НИЦ ОИГГМ, 1996. – 162 с.*
9. *Кузнецова М.И., Мальгин М.А., Пузанов А.В. Естественные радиоактивные элементы в горных почвообразующих породах и почвах Алтая // Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде : докл. III междунар. научно-практич. конф. –Т.2. – Семипалатинск, 2004. – С.325–341.*
10. *Маликова И.Н., Цибульчик В.М., Страховенко В.Д. и др. Уран, торий и радиоцезий в почвах Новосибирской и Кемеровской областей // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : мат. IV междунар. научно-практич. конф. – Т.2. – Семипалатинск, 2006. – С.79–86.*
11. *Мельгунов М.С. Поведение радионуклидов в процессах формирования осадков озера Иссык-Куль по данным физических методов анализа : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Новосибирск, 2003. – 21 с.*
12. *Перельман А.И. Геохимия. – М. : Высшая школа, 1979. – 423 с.*
13. *Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах.// Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. междунар. конф. – Томск, 1996. – С.308–312.*
14. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований. – Новосибирск : Изд. СО РАН, 2002. – 536 с.*
15. *Сысо А.И. Общие закономерности распределения микроэлементов в покровных отложениях и почвах Западной Сибири // Сибирский экологич. журн. – 2004. – №3. – С.273–287.*
16. *Титаева Н.А. Ядерная геохимия. – М. : Изд. МГУ, 2000. – 336 с.*
17. *Экогеохимия Западной Сибири / под ред. Г.В. Полякова. – Новосибирск : Изд. СО РАН, НИЦ ОИГГМ, 1996. – 248 с.*

ГИДРОГЕННОЕ ПЕРЕРАСПРЕДЕЛЕНИЕ УРАНА В ОСАДОЧНОМ ЧЕХЛЕ МЕЗЕНСКОЙ СИНЕКЛИЗЫ

А.И. Малов, Г.П. Киселев, С.Б. Зыков

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, malovai@yandex.ru

HYDROGENIC URANIUM REDISTRIBUTION IN THE SEDIMENTARY COVER OF THE MEZEN SYNECLISE

A.I. Malov, G.P. Kiselev, S.B. Zikov

Institute of Ecological Problems in the North, Ural Division,
Russian Academy of Sciences, Arkhangelsk, Russia

Abstract. *The opportunity of formation of hydrogenic concentration of uranium in negative structures of sedimentary cover of the Mezen Syneclise is considered.*

В работе [3] нами сообщалось о выявлении подземных вод с повышенной альфа-активностью в отложениях падунской свиты венда на территории Северо-Двинской впадины. Анализ геологических материалов показал, что эти аномалии связаны с гидрогенным перераспределением изотопов урана в зоне сочленения Балтийского щита и Мезенской синеклизы.

Месторождения гидрогенного генезиса – "палеодолинного типа" и "типа несогласия" – в настоящее время считаются наиболее перспективными для расширения отечественной минерально-сырьевой базы урана. В этой связи представляет интерес оценка возможностей гидрогенного рудообразования в осадочных комплексах на склоне Балтийского щита.

Согласно существующим представлениям (А.А. Смыслов, Ф.А. Летников и др.), вынос и накопление урана в земной коре происходили в результате химической и физической дифференциации планетного вещества. Особенно важными представляются процессы дегазации мантии с истощением ее верхов по SiO_2, H_2O, K, Na, рудным и летучим компонентам и образованием деплетированной литосферной мантии, земной коры с "гранитным" слоем и гидросферы. Нужно отметить, что с позднего архея во всем объеме коры преобладали окисленные флюидные системы, а для перераспределения урана наиболее благоприятны окислительные условия и высокие концентрации CO_2 во флюидах. Поэтому, видимо в протерозое осуществлялся максимальный вынос урана в приповерхностные горизонты земной коры. Во всяком случае, для Карелии характерно многократное проявление урановорудных формаций, связанных с кварц-полевошпатовыми метасоматитами линейных зон активизации, интенсивность и масштабность которого возрастает от верхнего архея к концу нижнего протерозоя.

В целом, среди метаморфических пород региона повышенные содержания урана (3?2 мг/кг) наблюдаются в мигматитах и гранито-гнейсах амфиболитовой фации метаморфических пород. Это образования Кольского и Карельского кратонов, а также Беломорского подвижного пояса. Среди интрузивных пород Балтийского кристаллического щита выделяются агпаитовые нефелиновые сиениты щелочной серии Карельско-Кольской щелочной провинции, в которых содержания урана (10,3 мг/кг) значительно выше, чем в других магматических образованиях. Высоки содержания урана в гранитах Беломорского пояса и Тимана (4–7 мг/кг). Для эффузивных пород характерны наиболее высокие концентрации урана в липаритах – аналогах гранитов: 4?7 мг/кг.

В последующем вынесенный уран перераспределялся при тектонической, метаморфической, гидротермальной и гидродинамической активизациях.

Собственно гидрогенное перераспределение, видимо, было максимально в нижнем протерозое и рифее. Связано это с тем, что в эти периоды существовала наибольшая расчлененность рельефа, обусловленная наличием кратонных поднятий и мощных нижнепротерозойских депрессионных структур и рифейских грабенов. А наиболее существенный вынос урана, судя по современной обстановке, приурочен к областям с максимальными величинами подземного стока и коррелирующего с ним химического стока.

В нижнем протерозое на территории большей части Карелии и южной половины Архангельской области имели место поднятия Сарматского кратона с образованием кор выветривания. Снос грубокластического материала (конгломераты, гравелиты, песчаники) в основном осуществлялся в обширную Прионежскую синеклизу и более мелкие депрессионные структуры.

Соответственно, в работе [4] здесь выделяются две рудные формации, которые можно связывать с гидрогенным генезисом.

(Торий)-золото-урановая формация в конгломератах и гравелитах (2400–2300 млн лет). Эта формация характерна для нижнепротерозойских протоплатформенных впадин, выполненных вулканогенно-терригенными породами ятулия, а также сариолия. Рудопроявления урана приурочены к грубообломочным отложениям речных долин, дельт, прибрежных озерных и морских равнин. Они повсеместно локализуются в конгломератах, гравелитах и крупнозернистых кварцитопесчаниках, образующих прослои в кварцитосланцевых пачках, чередующихся с основными вулканитами.

Урановорудная формация в сероцветных песчаниках (2100–600 млн лет). Эта формация представлена в основном в Прионежской впадине, сложенной терригенными породами бесовецкой серии нижнего протерозоя. Самое крупное рудопроявление – Птицефабрика. Оно локализовано в сероцветных разнозернистых полевош-

пат-кварцевых песчаниках и алевролитах петрозаводской свиты. Эти породы сцементированы слюдистым агрегатом, содержащим пирит и сложное по составу углеродистое вещество нафтоидного ряда (типа оксикерита-оксиантраксолита).

В рифее на территории Карелии, Кольского п-ова и южной половины Архангельской области корообразование и снос терригенного материала с поднятий Скандинавского щита осуществлялись преимущественно в Онежский, Западно-Ладожский и Пашский грабены. К этому периоду приурочена минерализация урановой формации в хлорит-карбонатных метасоматитах – "типа несогласия" (1300–1100 млн лет), которая также фиксируется в песчаниках и гравелитах, в непосредственной близости от поверхности их контакта с кристаллическим фундаментом. Наиболее полно эта формация проявлена и изучена в Северо-Восточном Приладожье, в краевой части (на "северо-восточном плече") Пашского грабена, сложенного вулканогенно-осадочными породами рифея (салминская и приозерская свиты). Последние с резким стратиграфическим и структурным несогласием и с мощными корами выветривания в основании залегают на метаморфических породах PR_1 и AR_2, а также на гранитах рапакиви. Характерно, что среди дорифейских образований широко представлены углеродсодержащие гнейсы и сланцы, а также гранитоиды с высокими фоновыми концентрациями урана (до 60–80 г/т). Все установленные уранорудные объекты локализованы в зоне контакта рифейских отложений с подстилающими верхнеархейско-нижнепротерозойскими метаморфическими породами. Самым крупным из этих объектов является месторождение Карху [4].

Представляется, что рифейские грабены в зоне сочленения Балтийского щита и Мезенской синеклизы имеют наибольшую вероятность развития гидрогенного рудообразования. Это обосновывается непосредственным примыканием их к областям накопления урана в корах выветривания архей-нижнепротерозойских пород с высокими его содержаниями и последующим сносом обогащенного ураном материала в грабены. В венде-фанерозое последние были перекрыты мощной толщей преимущественно глинистых и сульфатно-карбонатных осадков, препятствующей выносу химических элементов (в том числе, урана) из рифейских пород. В мезозое-кайнозое в зоне сочленения щита и синеклизы рифейские отложения были почти выведены на поверхность, в результате чего начал действовать механизм гидродинамического водообмена, аналогичный описанному в работе [3]. Инфильтрационные гидрокарбонатные воды поступают в рифейский комплекс в областях питания на бортах грабенов и перераспределяют уран в песчаных отложениях рифея по направлению к областям разгрузки в долинах рек, расположенных на территориях грабенов. На восстановительных барьерах могут формироваться гидрогенные рудопроявления.

А.И. Германовым и др. [1] сформулированы условия, при которых возникают существенные эпигенетические (геогидрогенные) концентрации урана в краевых зонах осадочных бассейнов:

– рудоносные породы являются водопроницаемыми, образуя водоносный горизонт, причем более благоприятны для формирования руд равномерно проницаемые породы;
– в ходе геотектонического развития в этом водоносном горизонте длительное время происходит циркуляция атмосферных вод, направленная к другому крылу артезианского бассейна либо к разломам, эрозионным и фациальным окнам, то есть к более локальным участкам разгрузки их на поверхность земли или перелива в другие водоносные горизонты. При этом эрозия сильно отстает от проникновения интенсивного пластового окисления, которое развивается не только выше уровня вод, но и существенно ниже его (до 200–600 м по вертикали, до 10–20 км по горизонтали);
– в рудоносном или питающем его водой горизонте в области развития окислительных процессов подземные воды на значительных площадях отличаются повышенным содержанием урана ($5x10^{-6}$ – $5x10^{-4}$ г/л), что может быть вызвано тремя причинами: повышенным кларком урана в породах зоны пластового окисления (выше и ниже уровня вод); повышенным содержанием сульфидов в указанных породах, окисление которых сопровождается возникновением Fe^{3+} и H_2SO_4, ускоряющих выщелачивание урана и других элементов; наличием в областях инфильтрации вод климата, отличающегося дефицитом влаги в почвах (почвы с гипергенными карбонатами или сульфатами и карбонатами;
– необходима быстрая смена на пути этих вод окислительных условий (Eh вод плюс 200–500 мВ) резко восстановительными (Eh менее нуля), что вызывается анаэробными микробиологическими процессами при обилии биологически восприимчивого органического вещества. При этом на расстоянии метров – первых сотен метров содержание урана в воде снижается до $(1–3)x10^{-6}$ г/л и менее.

Всем этим условиям отвечают рифейские грабены в зоне сочленения Мезенской синеклизы с Балтийским щитом. Здесь, в песчаных горизонтах рифея, имеет место отчетливо выраженная зона сравнительно активного водообмена, то есть зона проникновения инфильтрационных вод. Она прослеживается до глубины порядка 1 км. Минерализация подземных вод в этой зоне изменяется с глубиной от 1–5 до 10–15 г/л. Это свидетельствует о длительной циркуляции инфильтрационных вод, поступавших с бортов грабенов.

Ввиду подавляющего преобладания поднятий этой территории на протяжении последних 590 млн лет, в отложениях рифея развито интенсивное пластовое окисление. В областях питания на бортах грабенов отложения венда длительное время были перекрыты карбонатно-сульфатными породами карбона-перми. В областях транзита и разгрузки, приуроченных непосредственно к территориям грабенов, отложения рифея перекрыты аргиллитами усть-пинежской свиты венда.

Отрицательные структуры более молодого возраста в осадочных комплексах Мезенской синеклизы также могут вмещать оруденение гидрогенного типа. В 70-е – 80-е гг. XX столетия несколько десятков аномалий в осадоч-

ных отложениях верхнего девона – нижнего карбона были выявлены М.А. Даниловым с сотрудниками на западном склоне Северного Тимана. На ряде аномальных участков в результате детальных работ были установлены в единичных сечениях параметры уранового оруденения, удовлетворяющие промышленным требованиям, то есть рудопроявления.

Нельзя полностью исключать и возможность концентрации рудных компонентов на локально развитых восстановительных барьерах в палеодолинах мезозойско-кайнозойского возраста, типа Северо-Двинской впадины. Проведенные нами исследования окислительно-восстановительных и кислотно-щелочных условий в водоносных комплексах этой впадины, а также изучение газового состава подземных вод показали, что большинство проб воды попадает в область устойчивости урана в растворе. Однако, пробы с минимальными измеренными значениями pH=6–7 и максимальными – железа (9, 37,5 и 50 мг/л), при значении логарифма суммы карбонатных компонентов до 2,7, то есть содержании CO_2 0–90 мг/л или HCO_3^- – 0–130 мг/л при Eh=0–200 мв входят в зону устойчивости урана в твердой фазе.

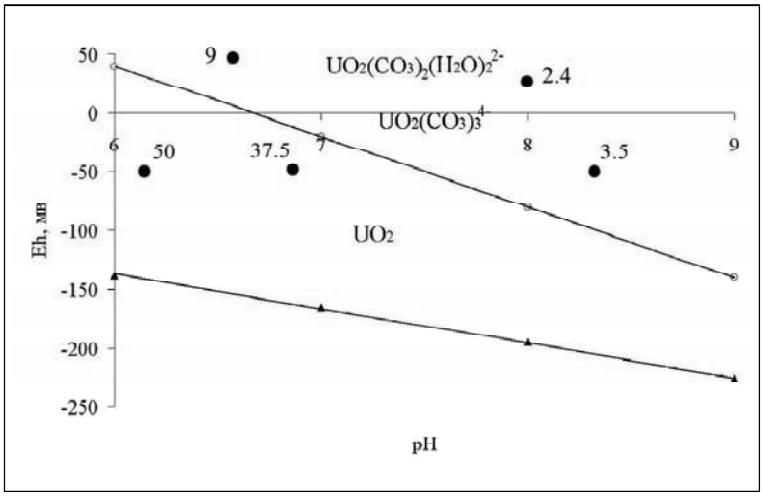


Рис. 1. *Интервал Eh-pH осаждения оксидов урана из подземных вод с нанесением проб с минимальными значениями Eh и указанием содержаний в них железа в мг/л*

Возможность осаждения урана из отобранных в этих скважинах подземных вод демонстрирует рисунок. Интервал Eh-pH осаждения оксидов урана построен по уравнениям Eh_{max}=0,40–0,06pH и Eh_{min}=0,045–0,03pH, ограничивающим область осаждения урана из инфильтрационных вод [2], полученным в результате согласования данных детального гидрогеохимического опробования и анализа с теоретически ожидаемыми равновесиями.

На рисунке нанесены пробы с минимальными значениями Eh. Цифры возле них – содержания железа в мг/л.

Литература

1. *Германов А.И., Пантелеев В.М., Швец В.М. Генетические связи органического вещества и микрокомпонентов подземных вод. – М. : Недра, 1975. – 136 с.*
2. *Лисицин А.К. Гидрогеохимическая модель инфильтрационной рудообразующей системы // Геохимия. – 1997. – №3. – С.294–304.*
3. *Малов А.И., Киселев Г.П., Рудик Г.П. Уран в подземных водах Мезенской синеклизы // Доклады РАН. – 2008. –Т.421, №4. – С.666–669.*
4. *Металлогения Карелии / под ред. С.И. Рыбакова, А.И. Голубева. – Петрозаводск : 1999. – 310 с.*

О РАДИАЦИОННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПИТЬЕВЫХ И МИНЕРАЛЬНЫХ ВОД АРХАНГЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ

А.И. Малов

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, Архангельск, Россия, malovai@yandex.ru

RADIOAKTIVITY DANGEROUS TO CONSUMPTION DRINKING AND MINERAL WATERS OF THE ARKHANGELSK REGION

A.I. Malov

Institute of Ecological Problems in the North, Ural Division, Russian Academy of Sciences, Arkhangel'sk, Russia

Abstract. *Based on the investigation of the isotopic composition of groundwater in the Mezen Syneclise, we established high (up to 2.6 Bq/dm) values of the a-activity of U isotopes in groundwater confined to aquiferous sandstones of the Vendian Padun Formation in the northwestern framing of the syneclise at the boundary with the Baltic Shield. Rough estimations of radiating safety of fresh and mineral waters show, that they can be used for drink. At the same time the constant control of the a-activity of U isotopes in underground waters is necessary. For mineral waters it should be carried out 2 times a year, for fresh – once a year*

В результате выполненных исследований изотопного состава подземных вод Мезенской синеклизы [1], нами установлено, что минимальные активности изотопов урана и минимальные значения отношения урана-234 к урану-238 характерны для верхних частей зоны активного водообмена с высокой фильтрационной прони-

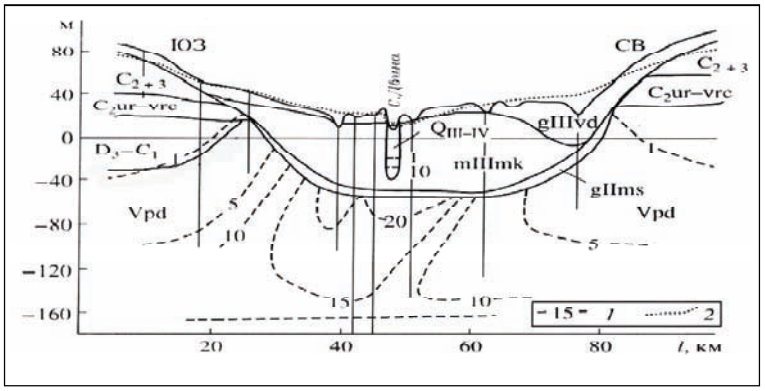


Рис. 1. *Схематический гидрогеологический разрез через Северо-Двинскую впадину: 1 – изолинии минерализации подземных вод; 2 – пьезометрический уровень в водоносном комплексе песчаников падунской свиты венда.*

цаемостью вмещающих горных пород и высокой их растворимостью. Это объясняется следующими причинами. В урансодержащих породах наблюдается как правило равновесное соотношение между изотопами ^{234}U и ^{238}U. Их отношение составляет 1:17000, что соответствует единице отношений их активностей. При полном разложении этих пород изотопы урана также переходят в раствор в равновесных соотношениях. Это характерно в особенности для хорошо растворимых карбонатных и сульфатных пород карбона и перми.

Если же растворение пород замедлено, что имеет место при взаимодействии воды с алюмосиликатами венда на глубинах порядка 100 метров и ниже, то в подземных водах будет наблюдаться избыток ^{234}U. Связано это с тем, что при а-распаде ^{238}U в алюмосиликатах образуется нарушенная (разупорядоченная) область, образованная атомом отдачи. В ней происходит сдвиг соотношения между активностями изотопов ^{234}U и ^{238}U в сторону увеличения. Оно становится больше единицы. Эта нарушенная область, при подключении к трещинно-поровому пространству, более проницаема для воздействия подземных вод, по сравнению с монолитной породой. В результате происходит опережающий вынос изотопов урана из нарушенных областей урансодержащих песчаников венда с переходом избытка изотопов ^{234}U в подземные воды. Вследствие этих причин в подземных водах водоносного комплекса песчаников падунской свиты венда и в слабопроницаемых кимберлитовых породах трубок взрыва, прорывающих эти отложения в краевой северо-западной части синеклизы, граничащей с Балтийским щитом имеют место повышенные (до 2,6 Бк/дм^3) значения альфа-активности изотопов урана. Для этих вод характерны также высокие (до 7,2 и выше) значения отношения активностей урана-234 и урана-238 [1].

Максимальные активности изотопов урана встречены в подземных водах песчаников падунской свиты венда (Vpd) на территории Северо-Двинской впадины, гидрогеологические условия которой показаны на рисунке.

Эта впадина, как и другие палеодолины зоны сочленения Балтийского щита и Мезенской синеклизы, существовала, видимо, с верхнего неогена. Об этом свидетельствует тот факт, что отложения наиболее переуглубленных палеодолин включают в себя почти полный разрез плейстоцена с фрагментами неогеновых осадков в основании. Поэтому подток пресных инфильтрационных вод к Северо-Двинской впадине из областей питания, расположенных на водоразделах, сложенных карбонатными породами карбона-перми, мог осуществляться на протяжении нескольких миллионов лет. При этом карбонатные воды выщелачивали уран из песчано-глинистых отложений венда и вышележащих отложений и отлагали его на восстановительных барьерах, расположенных на бортах впадины.

Нами проведен анализ результатов исследования состава подземных вод по 20 пробам, отобранным из соленых минеральных вод водоносного комплекса падунской свиты венда. Корреляционный анализ показал, что с компонентами химического состава у изотопов урана практически не наблюдается прямой корреляционной связи.

Однако, можно отметить некоторые закономерности.

Так, максимальные активности изотопов урана преобладают в “разбавленных” водах с минерализацией порядка 5–10 г/л и существенно пониженными – в 3,5–7 раз, то есть, пропорционально понижению минерализации - содержаниями натрия, хлора и магния. Эти воды образуются при продвижении гидрокарбонатных магниево-кальциевых вод из областей питания к областям разгрузки. По мере движения по загипсованным терригенным отложениям на левобережье Северной Двины они обогащаются кальцием и сульфатами, затем смешиваются с хлоридно-натриевыми водами, расположенными под областями распространения толщи глин микулинского межледниковья повышенной мощности в Северо-Двинской впадине. При этом происходит уменьшение минерализации хлоридно-натриевых вод, а также изменяется их состав. Растет процентное содержание кальция и сульфатов при соответствующем снижении доли натрия и хлора.

В абсолютном выражении при разбавлении соленых хлоридно-натриевых вод пресными водами из областей питания содержания сульфат-иона остаются примерно постоянными. На левобережье Северной Двины они составляют примерно 2 г/л, на правобережье – 0,7 г/л. Абсолютные содержания кальция снижаются в 2–4 раза, то есть, не так интенсивно, как минерализация, хлор, натрий и магний. Это объясняется растворением гипса инфильтрационными водами.

Концентрации гидрокарбонат-иона растут в среднем в 2 раза; калия – практически не меняются.

Концентрации железа снижаются с 3–9 мг/л и более (37,5–50,0 мг/л) до 0–2 мг/л. То есть, можно говорить о том, что при высоких активностях изотопов урана содержания железа в подземных водах минимальны. Повышенные концентрации железа характерны для участков

наиболее обогащенных органикой и "застойных" зон, где обычной является близкая к восстановительной обстановка, в которой уран осаждается из раствора. В окислительной среде железо окисляется и выпадает в осадок в виде гидроокиси. Уран же, наоборот, в окислительной среде наиболее активен.

Распределение изотопов урана в пресных и солоноватых водах, развитых в отложениях падунской свиты венда на правом борту Северо-Двинской впадины, проанализировано по результатам исследования состава подземных вод по 36 пробам, отобранным из водоносного комплекса падунской свиты венда этого района. Здесь также отмечаются некоторые закономерности.

Так, повышение активностей изотопов урана наблюдается с ростом минерализации подземных вод, особенно проявленной для пресных вод. Это связано с повышением минерализации подземных вод по мере их погружения под слабопроницаемые отложения палеодолин повышенной мощности.

Такая же тенденция имеет место в отношении содержаний хлора и натрия, так как они зачастую определяют повышение общей минерализации, особенно в солоноватых водах.

Можно отметить стабильно высокие содержания гидрокарбонат-иона, примерно соответствующие его концентрациям в подземных водах с повышенными активностями изотопов урана Северо-Двинской впадины и низкие – железа.

В целом, распределение урана в водоносных горизонтах определяется окислительно-восстановительными и кислотно-щелочными условиями. Повышенные активности изотопов урана наблюдаются в пресных водах гидрокарбонатного состава на водоразделах. Содержания железа в воде здесь минимальны. Значения Eh – порядка 200–300 мв, pH – более 7. Для высокоминерализованных вод под палеодолинами характерны минимальные активности изотопов урана и максимальные концентрации железа. Значения Eh – ниже 100–50 мв, pH – ниже 7. Максимальные активности изотопов урана отмечены в зонах внедрения пресных гидрокарбонатных вод в соленые. Здесь значения Eh – порядка 200–300 мв, pH – примерно 7.

Предельно-допустимая альфа-активность питьевых и минеральных вод составляет 0.1 Бк/л. Максимальные активности (до 0,7–2,9 ПДК) встречаются в соленых минеральных водах, расположенных на территории Северо-Двинской впадины. Повышенные активности (0,1–0,2 ПДК) наблюдаются на отдельных участках в пресных питьевых и солоноватых минеральных водах на бортах этой впадины.

В соответствии с Методическими указаниями МУ 2.6.1.1981-05 "Радиационный контроль и гигиеническая оценка источников питьевого водоснабжения и питьевой воды по показателям радиационной безопасности...", для предварительной оценки воды используются значения удельной альфа- (A) и бета-активности (A) проб и абсолютные неопределенности их измерения.

Для воды подземных источников водоснабжения одновременно необходимо определять содержание в ней радона.

Вода соответствует требованиям радиационной безопасности, если одновременно выполняются следующие условия:

$$A + U <= 0{,}1 \text{ Бк/кг}; \quad (1)$$

$$A + U <= 1{,}0 \text{ Бк/кг}; \quad (2)$$

$$A_{Rn} + U_{Rn} <= 60 \text{ Бк/кг}. \quad (3)$$

Если превышено значение суммарной альфа- или бета-активности, то необходимо выполнить анализ содержания отдельных радионуклидов в воде и проверить выполнение условия (4), согласно которому сумма отношений удельных активностей радионуклидов к соответствующим уровням вмешательства для них не должна превышать единицу:

$$SUM_i (A_i / УВ_i) <= 1, \quad (4)$$

где A_i – удельная активность i-го радионуклида в воде, Бк/кг; $УВ_i$ – соответствующий уровень вмешательства для i-го радионуклида, Бк/кг.

Если условие (4) не выполняется, нужно проводить оценку доз облучения населения за счет потребления питьевой воды по формуле (5), полученной для величины стандартного потребления питьевой воды 730 кг в год:

$$E = 7{,}3\cdot10^{5}\cdot (4{,}5\cdot10^{-8}\cdot a^{238}U + 4{,}9\cdot10^{-8}\cdot a^{234}U + 6{,}9\cdot10^{-7}\cdot a^{210}Pb + 1{,}2\cdot10^{-6}\cdot a^{210}Po + 2{,}8\cdot10^{-7}\cdot a^{226}Ra + 6{,}9\cdot10^{-7}\cdot a^{228}Ra + 7{,}2\cdot10^{-8}\cdot a^{228}Th + 2{,}1\cdot10^{-7}\cdot a^{230}Th + 2{,}3\cdot10^{-7}\cdot a^{232}Th) \text{ (мЗв/год)}. \quad (5)$$

При дозе выше 0,1 мЗ/год, рассматривается вопрос о целесообразности разработки и осуществления защитных мероприятий.

Проведем ориентировочную оценку радиационной безопасности минеральной воды "Бобровская" с минерализацией около 5 г/л. Активности отдельных радионуклидов в ней достигают ориентировочно:

^{238}U – 0,1 Бк/дм^3;
^{226}Ra – 0,05 Бк/дм^3;
^{234}U – 0,7 Бк/дм^3;
^{232}Th – 0,04 Бк/дм^3;
^{210}Pb – 0,14 Бк/дм^3;
^{210}Po – 0,01 Бк/дм^3.

При таких значениях условие (1) не выполняется, так как ^{238}U, ^{234}U, ^{210}Po, ^{226}Ra, ^{232}Th – альфа-активны. Суммарная альфа-активность этой воды составляет 0,1+0,7+0,01+0,05+0,04=0,9 Бк/дм^3.

Условие (4) также не выполняется:

$$^{238}U/УВ_{238U} + {}^{234}U/УВ_{234U} + {}^{210}Pb/УВ_{210Pb} + {}^{210}Po/УВ_{210Po} = 0{,}1/3{,}1 + 0{,}7/2{,}9 + 0{,}14/0{,}2 + 0{,}01/0{,}12 + 0{,}05/0{,}5 + 0{,}04/0{,}6 = 1{,}24.$$

Расчет дозы облучения за счет потребления питьевой воды по норме 730 кг в год дает значение E: 0,12 мЗ/год.

Следовательно, потребление этой лечебно-столовой минеральной воды возможно при потреблении примерно на 17% меньше, то есть – до 610 кг в год.

Для пресных питьевых вод, развитых в водоносном комплексе песчаников падунской свиты венда, суммарная активность изотопов урана находится в интервале 0,1–0,2 Бк/л, то есть условие (1) не выполняется. Одна-

ко, при активностях изотопов свинца и полония на уровне вышеприведенных значений, условие (4) выполняется, и доза облучения за счет потребления питьевой воды по норме 730 кг в год дает значение E < 0,1мЗ/год. Следовательно, воду можно использовать для питья.

В то же время, в обоих случаях – и пресных, и минеральных вод – необходим постоянный контроль содержания радионуклидов в подземных водах. Для минеральных вод он должен осуществляться 2 раза в год, для пресных – 1 раз в год.

Литература

1. *Малов А.И., Киселев Г.П., Рудик Г.П. Уран в подземных водах Мезенской синеклизы // Докл. РАН. – 2008. – Т.421, №4. – С.666–669.*

РЕПРОДУКТИВНАЯ ФУНКЦИЯ МЛЕКОПИТАЮЩИХ В РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОМ МОНИТОРИНГЕ: ОЦЕНКА И ПРОГНОЗ

В.П. Мамина

Институт экологии растений и животных УрО РАН, г. Екатеринбург, Россия, mamina@ipae.uran.ru

REPRODUCTIVE FUNCTION OF MAMMALS IN RADIOECOLOGICAL MONITORING: ASSESSMENT AND THE FORECAST

V.P. Mamina

Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Division,
Russian Academy of Sciences, Yekaterinburg, Russia

Abstract. *The assessment morphofunctional states of spermaries and fertility at laboratory mice of line BALB/c, bank voles (Clethrionomys glareolus) and red backed voles (Clethrionomys rutilus) is lead at influence of semilethal, sublethal and small doses of an ionizing radiation. At laboratory mice irradiated in a dose 6 Гр and bank voles irradiated in a dose 12,7 falling number of spermatogenous cells, increase of a level of testosterone, increase of pathological forms of spermatozoon's is observed. Regeneration of a spermatogenic epithelium at mice descends by 35 day. At bank voles regeneration is observed only at 80% of animals. It is caused by appreciable genetical heterogeneity of a population. Depression of a fertility male is observed, at mice embryonic losses and on 24–35 day – full sterility. At an irradiating of mice in doses 0,1 Гр, 0,25 Гр stimulation of proliferative activity of spermatogenic cells, which is compensatory-protective reaction, is observed. At red backed voles, territory dwelling on polluted radionuclides (VURS) change kinetics a spermatogenesis also is observed: intensifying of proliferative activity of a spermatogenic epithelium.*

Интерес к проблеме биологического действия ионизирующего излучения со временем не ослабевает, а наоборот все более возрастает. Причиной повышенного интереса является как профессиональная деятельность, так и радиоактивное загрязнение окружающей среды вследствие испытаний ядерного оружия и возникновения радиационных аварий. До недавнего времени в радиобиологии развивались в основном направления, в которых изучались эффекты облучения в летальных и сублетальных дозах. В результате таких исследований установлены механизмы возникновения и репарации радиационных повреждений. На сегодняшний день в большинстве случаев исследования смещаются в сторону изучения эффектов "малых" доз ионизирующего излучения. Анализ литературных данных по оценке эффектов облучения в малых дозах свидетельствует о наличии диаметрально противоположных точек зрения. Одни исследователи указывают на повышенную опасность, другие – отвергают негативное влияние, третьи значительное внимание уделяют радиационному гормезису. Противоречивость мнений, по-видимому, обусловлена тем, что стохастические эффекты радиационного воздействия не всегда выявляются [3], а если они и существуют, то редко поддаются регистрации в силу различных причин (объекта исследования, короткого периода наблюдений, выбором адекватной тест-системы и т.д.). Кроме того, проявление лучевого воздействия имеет сложный характер в силу того, что длительное повреждение клеток сопровождается одновременными процессами репарации. В большинстве исследованиях в качестве биоиндикатора радиационной нагрузки используются мелкие млекопитающие, так как по физиологическим и биохимическим характеристикам они наиболее близки к человеку. В натурных исследованиях в качестве показателя состояния репродуктивной функции мелких млекопитающих используют интенсивность размножения: величину помета, потенциальную и фактическую плодовитость самок, эмбриональные потери. Сравнительный анализ чувствительности мужских и женских половых желез к радиационному воздействию показал, что гонады самцов являются наиболее чувствительными. Семенники обладают сложной системой клеточного обновления, поэтому они относятся к группе критических органов, а процесс сперматогенеза служит универсальной биологической тест-системой, позволяющей оценивать эффективность различных видов облучения [8, 11]. В связи с этим была сформулирована концепция о репродуктивном здоровье человека как интегральной функции состояния окружающей среды и чувствительном индикаторе экологического неблагополучия [7].

Во второй половине XX века отмечалось ухудшение показателей состояния репродуктивного здоровья: коэффициент фертильности мужчин снизился в 1,5 раза

Рис. 1. *Схема прямого и опосредованного воздействия ионизирующего излучения на фертильность самцов и эмбриональные потери*

[1]. Интерес к репродуктивному здоровью мужчин был вызван появлением многочисленных сообщений о снижении количественных и качественных характеристик спермы и учащением случаев патологии мужской половой сферы [10]. Способность воспроизводить потомство или фертильность зависит как от экзогенных, так и эндогенных факторов. Причем для большинства экзогенных факторов, к которым относится и ионизирующее излучение, характерно как прямое влияние на гаметогенез, так и опосредованное – через нейрогуморальную систему (рис. 1).

Цель данного исследования – провести оценку морфофункционального состояния семенников и фертильности самцов мелких млекопитающих с ярко выраженным сезонным размножением и с постоянным в течении года размножением при воздействии летальных, сублетальных и "малых" доз ионизирующего излучения. В качестве объекта исследования служили лабораторные мыши (линия BALB/c), у которых размножение в течении года практически происходит на одном уровне, рыжая полевка (Clethrionomys glareolus) и красная полевка (Clethrionomys rutilus) с ярко выраженным сезонным размножением. Половозрелые самцы линии BALB/c и рыжей полевки подвергались однократному тотальному γ-облучению (^{137}Cs) на экспериментальной установке "ИГУР-1" в полулетальной дозе, которая для мышей BALB/c составляет 6 Гр, для рыжей полевки 12,7 Гр, в сублетальной дозе – 1,0 Гр и малой дозе – 0,1Гр, 0,25 Гр. Проводили количественный гистологический анализ сперматогенных клеток на поперечный срез семенного канальца и в камере Горяева (млн/мм^3), на мазковых эпидидимальных препаратах, окрашенных азур-эозином, подсчитывали количество патологических форм сперматозоидов, концентрацию тестостерона в плазме крови определяли радиоиммунологическим методом.

Для определения эмбриональной смертности проводили спаривание: к каждому облученному самцу подсаживали 2–3 интактных самки. Облучение в полулетальной дозе оказывает в большей степени прямое воздействие на герминативный и эндокринный отдел семенника: возрастает гибель сперматогенных клеток, концентрация тестостерона увеличивается в 4 раза (табл. 1). Такой "запредельно" высокий уровень тестостерона тормозит синтез ДНК в клетках, блокируя митотическое деление сперматогенных клеток [9], тем самым предотвращая дальнейшую клеточную гибель. Это является компенсаторно-защитной реакцией, благодаря которой создаются оптимальные условия для восстановления нормальной функции семенника. У лабораторных животных в норме отмечается только апоптическая гибель сперматогенных клеток, деструктивные изменения в эндокринном отделе семенника полностью отсутствуют, а индивидуальная изменчивость слабо выражена, поэтому практически у всех животных к 35-му дню после облучения наблюдается процесс восстановления сперматогенного эпителия. У мышевидных грызунов из природной популяции по сравнению с лабораторными мышами процесс размножения носит ярко выраженный сезонный характер, формирование социальной иерархии сопровождается изменением в гипофизарно-семенниковой оси, которое обуславливает репродуктивный потенциал отдельного животного и в итоге приводит к дифференциальному размножению. В наших исследованиях показано, что половозрелые самцы рыжей полевки обладают высокой индивидуальной изменчивостью по уровню тестостерона в плазме крови (3,1–12,2 нг/мл), апоптической гибели сперматогенных клеток (38,4–70%) и уровню деструктивных изменений в ткани семенников [6]. Популяция человека также гетерогенна по отдельным показателям репродуктивной системы, возможно 10-кратное отклонение от средних значений. Таким образом, повреждающий эффект лучевого воздействия на репродуктивную функцию самцов связан с уровнем деструктивных изменений в ткани семенников до облучения (рис. 2). В таблице 1 средние значения по репродуктивным показателям у рыжей полевки представлены от животных (80%), у которых деструктивные изменения (II, III тип) в эндокринном отделе семенника составляют 10–15%. У остальных животных (20%) наблюдались выраженные деструктивные изменения в интерстициальной ткани, разрушение стенок семенных канальцев, которые охватывали практически весь семенник (более 50%). У животных с такими значительными изменениями к 35 суткам восстановление сперматогенного эпителия не происходило. При спаривании самцов мышей линии BALB/c подвергнутых полулетальной дозе с интактными самками на 8 сутки после облучения резко снижается процент беременных самок (с 60

Таблица 1. *Влияние облучения на отдельные показатели репродуктивной системы у лабораторных мышей и рыжей полевки*

	Доза, Гр	Время после облучения, сутки	Вес семенников, мг	Число сперматогенных клеток / число сперматогониев	Патологические формы сперматозоидов, %	Уровень тестостерона, нмоль/л
BALB/c	Интактный контроль		194,1± 14,7	230,5±16,5 45,5±6,5	29,8	6,1±1,0
	6,0	4	181,3±17,3	242,2±19,6 30,1±4,8*	28,8	4,8±0,9*
		8	153,5±12,3*	181,5±14,7* 0,66±0,1*	34,0*	24,0±5,1*
		35	61,3±10,8* 41,6±4,3	54,3±8,4*	x	7,0±1,5
Рыжая полевка	Интактный контроль		205,5±36,6	261,7±47,9 53,5±10,0	15,9	8,1±2,3
	12,7	4	187,9±39,9	241,8±48,6* 41,6±9,3*	14,1	4,5±1,8
		8	143,8±42,4*	197,0±47,2* 1,8±0,7*	16,6	10,5±4,5
		35	79,6±18,4*	41,8±11,7* 45,5±13,4	x	15,0±5,0

* – Различия значимы между интактными животными и подвергнутыми облучению в каждой группе; x – присутствуют единичные сперматозоиды.

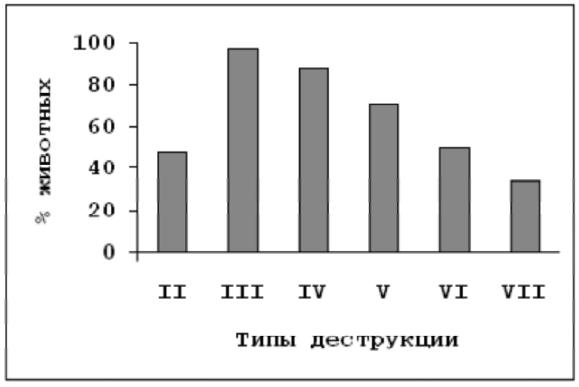


Рис. 2. *Частота встречаемости животных с деструктивными изменениями разного типа в семенниках рыжей полевки (в норме): II – эндокринный отдел, III – структурные компоненты гематотестикулярного барьера, IV–V – герминативный отдел (сперматогенные клетки), VI–VII – семенной каналец (диффузный асперматогенез, атрофия канальцев)*

до 10%), и возрастают эмбриональные потери (процент постимлантационной гибели составляет 29,4 против 4,9% в контроле), а на 35-е сутки после облучения самцы стерильны.

При облучении в дозе 1,0 Гр у мышей BALB/c количество сперматогенных клеток не отличалось от контрольного уровня. Наблюдается снижение мейотического и митотического индекса, которое обусловлено нарушениями в регуляторной системе половых и инкреторных клеток. Возрастает число аберрантных сперматоцитов. Анализ спермограммы показал достоверно значимое увеличение патологических форм сперматозоидов и процента постимплантационной гибели эмбрионов. Увеличение эмбриональных потерь связано со снижением оплодотворяющей способности сперматозоидов, их фертильности.

После облучения в дозах 0,1–0,25 Гр на 4-е и 8-е сутки наблюдается достоверное увеличение общего числа сперматогенных клеток (32,1 против 26,2 млн/мм^3), т.е. происходит стимуляция пролиферативной активности сперматогенного эпителия. Стимулирующий эффект (радиационный гормезис) включает в себя регуляторные процессы в клетках, связанные с биомембранами, системой циклических нуклеотидов. Эндокринная часть семенника, в которой происходит выработка тестостерона, находится под контролем гонадотропных гормонов гипофиза. Действие тестостерона на развитие половых клеток осуществляется посредством циклических нуклеотидов. Гормон через ряд последовательных событий (изменением внутриклеточной концентрации циклических нуклеотидов: ц-АМФ и ц-ГМФ) осуществляет контроль за процессом клеточной пролиферации. Ц-ГМФ является пусковым сигналом к пролиферации, а ц-АМФ – “стоп”-сигналом [4]. В наших исследованиях на 16-е и 24-е сутки после облучения в дозе 0,1 и 0,25 Гр в 1,5 раза возрастает концентрация тестостерона и ц-ГМФ и снижении уровня ц-АМФ.

В работе были исследованы семенники красной полевки, обитающей на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСА), где природные комплексы находятся под воздействием длительного хронического облучения (с 1957 г). Плотность загрязнения радионуклидами мозаична и составляет 35–97 кБк/м^3 [2]. Плотность загрязнения контрольных участках в 3–10 раз ниже по ^{90}Sr и в 3–4 раза по ^{137}Cs. Концентрация ^{137}Cs и ^{90}Sr у красной полевки с опытного участка соответственно в 1,5 и 6,1 раза выше по сравнению с контрольным участком. У зверьков с опытного участка наблюдается усиление пролиферативной активности сперматогенного эпителия, которое приводит к увеличению половых клеток. В данном случае также наблюдается опосредованный эффект воздействия на репродуктивную систему. Изменения в гонадогипофизарной системе служат компенсаторно-защитной реакцией, которая способствует поддержанию численности половых клеток. Следует отметить высокую индивидуальную изменчивость по отдельным репродуктивным показателям, что обусловлено их сезонным размножением.

Таким образом, проведенные исследования показали, что полулетальные дозы преимущественно вызывают прямой эффект на гаметогенез, а сублетальные и "малые" дозы – опосредованный эффект. Гамма-облучение в "малых" дозах активируют иммунную систему у разных видов животных и мембрано-связанные ферменты, например аденилатциклазу, усиливаются репарационные процессы в клетках [5]. Полулетальные дозы влияют на радиочувстаительные клетки (сперматогенный эпителий), в то время как "малые" изменяют регуляторные функции радиоустойчивых (инкреторные клетки эндокринного отдела семенника). Увеличение патологических форм сперматозоидов приводит к снижению фертильности. В качестве прогноза фертильности может выступать андрогенная активность и морфология сперматозоидов. Формирование патологических форм сперматозоидов может иметь как генетическую, так и негенетическую основу. Накоплен значительный объем данных по генетическим эффектам в популяциях мышей, обитающих в зоне аварии на ЧАЭС. Однако, до сих пор нет общего представления, обладающего прогностической значимостью в решении мутагенного эффекта. Возможно, это обусловлено тем, что в естественных условиях обитания на млекопитающих оказывает влияние комплекс физических, химических и биологических факторов. Поэтому ответная реакция как на клеточно-тканевом, так и организменном уровне может быть принципиально разной – аддитивность, синергизм, антогонизм. Следует отметить тот факт, что природная популяция мышевидных грызунов и человека генетически гетерогенна, возможно, 10-кратное отклонение от средних значений. Поэтому оценку генеративной функции следует проводить не по средним значениям в популяции, а по распределению индивидуальных показателей.

Литература

1. *Быков В.Л. Сперматогенез у мужчин в конце XX века // Пробл. репрод. – 2000. – №1. – С.6–13.*
2. *Изучение радиоэкологической ситуации региона и организация мониторинга природной среды в зоне ВУРСа. Наземные экосистемы : отчет ИЭРиЖ УрО РАН / науч. рук. В.С. Безель. – Екатеринбург, 1992. – С.258–303.*
3. *Ильин Л.А. Техногенное облучение и безопасность человека. – М. : Ин-т биофизики, 2002. – С.10–15.*
4. *Исанин И.А., Яковлев А.Ю. Плейотический контроль молекулярных событий клеточного цикла // Цитология. – 1977. – Т.19, №5. – С.463–473.*
5. *Кузин А.М. Проблема "малых" доз и идеи гормезиса в радиобиологии // Радиобиология. – 1985. – Т.31, №1. – С.16–21.*
6. *Мамина В.П.., Жигальский О.А. Морфофункциональные особенности семенников мелких млекопитающих при разных уровнях плотности популяции // Успехи совр. биол. – 2004. – Т.124, №5. – С.507–512.*
7. *Программа действий. Встреча на высшем уровне "Плпнета Земля" : повестка дня на XXI и другие документы конф. ООН по окружающй среде и развитию (Рио-де-Жанейро, 1992). – Женева : Кундинг, 1993. – 70 с.*
8. *Ярмоненко С.П. Радиобиология человека и животных. – М. : Высшая школа, 1988. – 305 с.*
9. *Ellis C., Berliner D. The Gonads. – Pennsylvania, 1969. – P.744–745.*
10. *Comhaire F., Van Waeleghem K., De Clercq N. Declining sperm quality in European men // Andrologia. – 1996. – Vol.28. – P.300–301.*
11. *Hacker U., Schumann J., Gohde W. Mammalian spermatogenesis as a new system for biology dosimetry of ionizing irradiation // Acta Radiol. Oncol. – 1982. – Vol.23, No.6. – P.699–704.*

РАДИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА УГЛЕЙ МОНГОЛИИ

В.С. Машенькин[1], С.И. Арбузов[2], А.Ф. Судыко[2]

[1]Чингис Хаан Банк, Улан-Батор, Монголия

[2]Томский политехнический университет, Томск, siarbuzov@mail.ru

RADIO-GEOCHEMICAL CHARACTERISTIC OF MONGOLIAN COALS

V.S. Mashenkin, S.I. Arbuzov, A.F. Sudyko

Abstract. *Main particularities of radio-geochemistry of Mongolian coals were studied. Accumulation conditions for uranium and thorium in coals of the main epochs of coal formation were determined. It was established, that uranium-bearing coals have a wide distribution in Mongolia.*

Монголия обладает значительными ресурсами угля. Угли на ее территории отличаются большим разнообразием марочного состава и временем образования. Каменные угли имеют возраст карбоновый, пермский и, частично, юрский. Бурые угли имеют возраст меловой и, частично, юрский. В общем случае омоложение угленакопления происходит с запада страны на восток.

Месторождения углей карбонового возраста сосредоточены на западе Монголии, локализуясь в межгорных впадинах. Масштабы угленакопления значительны, здесь известны месторождения с запасами более 100 млн т (Нурст-Хотгор). Областями питания древних бассейнов торфонакопления служили горные сооружения, сложенные различными породными комплексами, в которых выявлены месторождения редких, редкоземельных и благородных металлов, а также рудопроявления и мелкие месторождения полиметаллов.

Месторождения углей пермского возраста выявлены на юге Монголии, где они локализуются в наложенных впадинах и межгорных котловинах. По запасам месторождения пермского возраста являются самыми крупными в Монголии (Таван Толгой). В областях сноса в последнее время открыты крупные и уникальные месторождения меднопорфирового типа (Ою Толгой), а также месторождения редких и благородных металлов.

Месторождения углей юрского возраста известны в северной и центральной частях Монголии. По масштабам месторождения относятся к средним. В областях

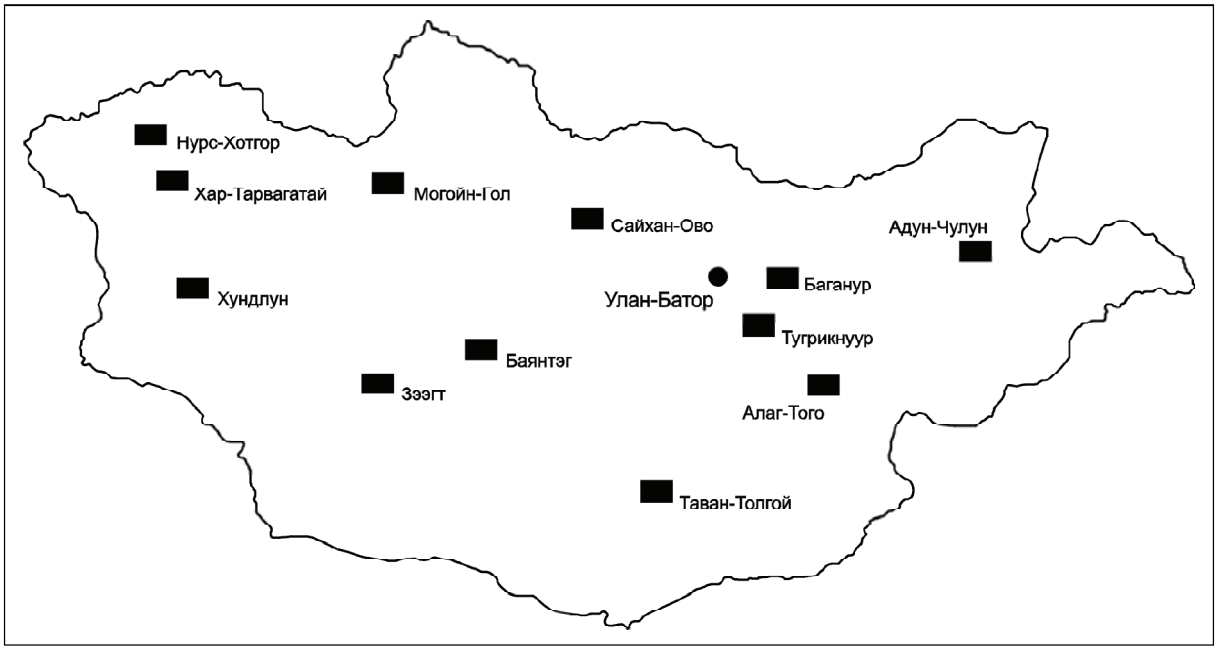


Рис. 1. *Схема размещения изученных месторождений на территории Монголии.*

сноса установлены мелкие месторождения черных металлов с наложенной полиметаллической минерализацией, проявления медно-молибденовой порфировой формации, проявления медной минерализации.

Месторождения угля мелового возраста распространены в центральной и восточной частях Монголии. По запасам угля месторождения относятся к средним и крупным. Вблизи месторождений угля выявлены месторождения урана, полиметаллов, редких и благородных металлов.

В Монголии известно 36 месторождений каменного и 44 месторождения бурого угля, а также свыше 200 в разной степени перспективных угленосных площадей. Общие ресурсы угля в Монголии превышают 50 млрд т, из них около 20% углей относится к каменным, остальные 80% – к бурым. (Norov et al., 2004).

В Монголии в настоящее время разрабатывается 20 месторождений угля, но масштабы добычи незначительны – около 6–7 млн т в год. Самым крупным является угольный разрез, разрабатывающий Баганурское буроугольное месторождение. Основным потребителем угля Баганурского месторождения являются ТЭС г. Улан-Батор.

В перспективе рассматривается существенное увеличение угледобычи в связи со строительством новых ТЭС на западе республики и увеличения экспорта угля в Китай и в другие страны.

Изученность качества угля большинства месторождений крайне низка. Практически не изучены качественные характеристики, обусловленные наличием в углях токсичных, потенциально токсичных и радиоактивных элементов. Радиоэкологические характеристики в небольших объемах изучались при производстве геологоразведочных работ, а для единичных проб из отдельных месторождений Монголии выполнены специализированные исследования (Norov et al., 2004). В настоящее время ведутся совместные российско-монгольские исследования радиоэкологических характеристик золоотвалов. Однако все это не решает проблемы всесторонней комплексной радиоэкологической оценки углей с целью безопасного их использования.

При проведении специализированных поисков на уран в Монголии были выявлены уран-угольные объекты различного масштаба. Радиогеохимическая изученность таких объектов очень хорошая, но в открытой печати сведений по ним недостаточно. К тому же во время изучения этих объектов экологические вопросы практически не затрагивались, поэтому в настоящее время достаточно сложно дать их радиоэкологическую оценку.

Ярким примером является месторождение Адун-Чулун на западе Монголии. Уголь этого месторождения используется в качестве топлива для ТЭС г. Чойболсан. Использование окисленных аномально-радиоактивных углей привело к накоплению значительных ресурсов высокорадиоактивных золошлаков, утилизация которых в настоящее время представляет значительную проблему. Фактически это техногенное комплексное золото-редкометалльно-урановое месторождение (Арбузов, Машенькин, 2007).

Это только один пример. Как показывают предварительные исследования, таких месторождений на территории Монголии несколько (Norov et al., 2004). Но достаточно полных данных о радиогеохимических характеристиках угольных месторождений Монголии на сегодняшний день нет. Это не позволяет выполнить объективный анализ радиоэкологической опасности использования углей в теплоэнергетике. Учитывая тот факт, что власти республики представляют мировому сообществу территорию Монголии как экологически чистый регион, такие исследования должны быть выполнены в ближай-

шие годы. С целью частичного восполнения этого пробела нами на инициативной основе при незначительной финансовой поддержке Чингис Хаан Банка (Улан-Батор, Монголия) выполнены небольшие по объему радиогеохимические исследования 12 месторождений Монголии (рис. 1). Наряду с данными, полученными монгольскими коллегами (Norov et al., 2004), это создает основу для предварительного прогноза радиоэкологического состояния угольной сырьевой базы республики Монголия.

Исследования выполнены для углей трех основных эпох угленакопления: карбоновой, нижне-среднеюрской и нижнемеловой. Нет сведений только по углям пермской эпохи. Опробование проведено на разрабатываемых угольных разрезах бороздовым методом. Вес исходной пробы 1–2 кг. Содержание радиоактивных элементов определялось методом нейтронно-активационного анализа. Анализ выполнен в лаборатории ядерно-геохимических исследований кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета. Часть проб для контроля исследовалась методами рентгено-флюоресцентного и гамма-спектрометрического анализов. Сходимость результатов удовлетворительная. Для контроля для пяти месторождений выполнено параллельное определение урана и тория в углях и золах углей и пересчет содержаний с угля на золу и обратно. Сходимость прямых и расчетных данных удовлетворительная. Результаты определения урана и тория в углях и золах углей приведены в таблице.

Таблица. *Содержание урана и тория в углях и золах углей Монголии*

Угольный бассейн, месторождение	Число проб	A^d, %	Содержание элементов, г/т				Th/U
			уголь		зола*		
			U	Th	U	Th	
Карбоновая эпоха угленакопления							
Нурст-Хотгор	31	16,9	1,8±0,3	4,6±0,9	10,5	27,2	2,6
Хар-Тарвагатай	10	18,7	1,0±0,1	2,7±0,3	6,0	14,3	2,6
Хундлун	7	н.д	1,0±0,1	2,6±0,5	н.д	н.д	2,7
Зээгт	10	н.д	1,3±0,4	2,0±0,3	н.д	н.д	1,5
Среднее	58	17,8	1,3±0,2	3,0±0,6	7,2	16,7	2,3
Юрская эпоха угленакопления							
Сайхан-Ово	6	9,7	3,7±1,3	2,2±0,4	38,8	23,2	0,6
Могойн-Гол	15	н.д	18,3±3,0	9,2±1,7	н.д	н.д	0,5
Баянтэг	8	н.д	22,0±13	7,2±0,9	н.д	н.д	0,3
Среднее	29		14,7±5,6	6,2±2,1	н.д	н.д	0,4
Нижнемеловая эпоха угленакопления							
Алаг-Того	10	н.д	3,0±1,1	4,6±0,7	н.д	н.д	1,5
Адун-Чулун	10	11,1	32,8±5,5	1,0±0,1	296	9,2	0,03
Баганур	2	8,4	3,7	1,6	44,2	13,0	0,4
Тугрикнуур	7	н.д	0,7±0,1	1,5±0,2	н.д	н.д	2,1
Среднее	29	9,8	10,1±7,6	2,2±0,8	103	22,3	0,2
Кларк для углей**	8400		2,4	3,3	16	21	1,4

Примечание: A^d – зольность угля, н.д – нет данных, * – пересчитано на золу; ** – по Ketris, Yudovich, 2009.

Полученные данные свидетельствуют, что угольные месторождения карбонового возраста наиболее бедны радиоактивными элементами. Среднее содержание урана в них ниже кларкового. Содержание тория также ниже кларка, за исключением месторождения Нурст-Хотгор. Особенность этого месторождения – наличие прослоев измененного вулканогенного материала – тонштейнов. По уровням накопления тория и торий-урановому отношению угли карбоновой эпохи близки к одновозрастным углям Сибири. Среди изученных пока единичных тонштейнов в углях Монголии не выявлено высокорадиоактивных разностей, богатых торием, известных в углях Минусинского бассейна и в Кузбассе. В то же время золы углей на контактах с тонштейнами часто обогащены торием. Его концентрации в отдельных пробах золы достигают 80 г/т.

Угли юрского и мелового возраста отличаются крайне неравномерным содержанием урана. Наименьшее среднее содержание установлено в месторождении Тугрикнуур, наибольшее – в месторождении Адун-Чулун. На большинстве месторождений в связи с разработкой приповерхностных выходов пластов в пробы попали и частично окисленные угли. Особенности радиогеохимической специализации территории Монголии и аридный климат обусловили накопление в зонах окисления радиоактивных аномалий урановой природы. Согласно данным монгольских специалистов наиболее радиоактивные угли установлены в месторождении Бумбат (Norov et al., 2004). В настоящее время оно законсервировано. Но немногим менее аномальны угли месторождения Адун-Чулун. Среднее содержание урана в углях месторождения составляет 32,8 г/т, что в пересчете на золу составит почти 0,03%. Фактически это бедные урановые руды. При складировании этих углей формируются техногенные радиоактивные аномалии, утилизация которых представляет значительную сложность. Кроме того, процессы гидрозолоудаления обуславливают перевод части уран в растворенное состояние и загрязнение грунтовых и поверхностных вод. В золошлаках золоотстойников ТЭС г. Чойболсан содержание урана на 30% ниже, чем должно быть, исходя из его содержания в золе угля (Арбузов, Машенькин, 2007). Это указывает на потерю части металла в процессе сжигания угля и гидрозолоудаления.

Аномальное накопление урана в юрских и меловых углях Монголии обусловило их низкое торий-урановое отношение. При этом содержание тория в углях колеблется от 1 до 9,2 г/т. По предварительной оценке, юрские угли отличаются более высокими концентрациями

тория, чем меловые. Возможной причиной этого является наличие в углях продуктов юрского вулканизма. По содержанию тория золы углей юрского возраста сопоставимы с золами углей карбонового возраста.

Проведенные исследования показывают, что угли Монголии отличаются большими вариациями содержаний радиоактивных элементов. Угли карбонового возраста в целом наиболее благоприятны для использования, так как характеризуются выдержанными сравнительно низкими (ниже кларка) содержаниями урана и тория. Угли юрского и мелового возраста отличаются большим разнообразием радиогеохимических характеристик. Среди них высока доля ураноносных углей. Золы юрских углей, кроме того, обогащены торием. Основная часть урановых аномалий обусловлена влиянием эпигенетических процессов, приводящих к окислению углей и накоплению на фронте окисления урана. Ниже зоны окисления угли характеризуются благоприятными радиоэкологическими характеристиками.

Значительные вариации содержания урана в угольных месторождениях Монголии, наличие экологически опасных углей в контурах отрабатываемых участков, требуют организации постоянного радиоэкологического контроля за качеством продукции. Кардинальным решением проблемы была бы оценка качества угля на стадии, предшествующей угледобыче.

Литература

1. *Арбузов С.И., Машенькин В.С. Зона окисления угольных месторождений – перспективный сырьевой источник благородных и редких металлов (на примере месторождений Центральной Азии). – Томск : Изд-во ТПУ, 2007. – С.26–31.*
2. *Ketris M. P., Yudovich Ya. E. Estimations of Clarkes for carbonaceous biolithes: World averages for trace element contents in black shales and coals // Int. J. Coal. Geol. – 2009. – Vol.78, No.2. – P.135–148.*
3. *Norov N., Davaa S., Enkhbat N. Study on natural activity of Mongolian coal using gamma spectrometry // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф., 18-22 октября 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.749–751.*

РАДИАЦИОННОЕ ВОЗДЕЙСТВИЕ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ЯДЕРНОГО ПОЛИГОНА НА ЮЖНУЮ СИБИРЬ (ОПЫТ МНОГОЛЕТНИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ПО ВОСТОЧНОЙ И СРЕДНЕЙ СИБИРИ И СОПОСТАВЛЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ С МАТЕРИАЛАМИ ПО ЗАПАДНОЙ СИБИРИ)

В.И. Медведев[1], Л.Г. Коршунов[1], Б.П. Черняго[2], В.В. Коваленко[3], Н.И. Маторова[4], А.Н. Карчевский[4], Л.П. Осипова[5], М.П. Кельман[6]

[1]Научно-техническое предприятие "Сосновгеос"
[2]Институт геохимии СО РАН
[3]Испытательный лабораторный центр Госсанэпиднадзора
[4]НИИ медицины труда и экологии человека ВСНЦ СО РАМН
[5]Институт цитологии и генетики СО РАН
[6]Администрация Иркутского района Иркутской области, ssngeos@irk.ru

RADIATION INFLUENCE OF THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TESTING GROUND ON SOUTH SIBERIA (EXPERIENCE OF LONG TERM STUDIES IN EAST AND MIDDLE SIBERIA AND COMPARISON OF THE RESULTS WITH MATERIALS ON WESTERN SIBERIA)

V.I. Medvedev, L.G. Korshunov, B.P. Chernyago, V.V. Kovalenko, N.I. Matorova, A.N. Karchevsky, L.P. Osipova, M.P. Kelman

Abstract. *On the basis of published data on the Altai region and Altai Republic, including new materials on measurement of beta-activity precipitations at 30 meteorological stations of Khakassia, Tuva, Buryat Republics, Irkutsk region, Chita region and the southern part of Krasnoyarsk krai, data of geological expeditions on recorded increases of the rational background, and instrumental measurements of sediment density and soil content of artificial radionuclides, a general picture of radiation influence of nuclear tests in the Semipalatinsk and Norih testing ground on South Siberia has been obtained.*

Факт загрязнения ^{137}Cs территорий, прилегающих к оз. Байкал (рис. 1), объявленному ЮНЕСКО "природным объектом мирового наследия", был установлен работами Госкомгидромета еще в 1972–1973 гг. [8]. Загрязнение сформировалось вследствие переноса в атмосфере радиоактивных продуктов ядерных взрывов, проводившихся на полигонах планеты, в частности, на Семипалатинском и Северном полигонах.

Позднее, в 1992–1994 гг. радиоактивное загрязнение территории Прибайкалья [6] было подтверждено геоэкологическими и радиоэкологическими работами Научно-технического предприятия "Сосновгеос", проведенными в рамках федеральной программы "Байкальский геоэкологический полигон".

По уровню загрязнения ^{137}Cs Прибайкалье (плотность осадка от 100–150 до 580 mKu/км^2, содержание до 450 Бк/кг) сопоставимо, или несколько превышает Алтайский край. Это послужило основанием для проведения на территории Байкальского региона многолетних (1995–2008 гг.) системных радиоэкологических ис-

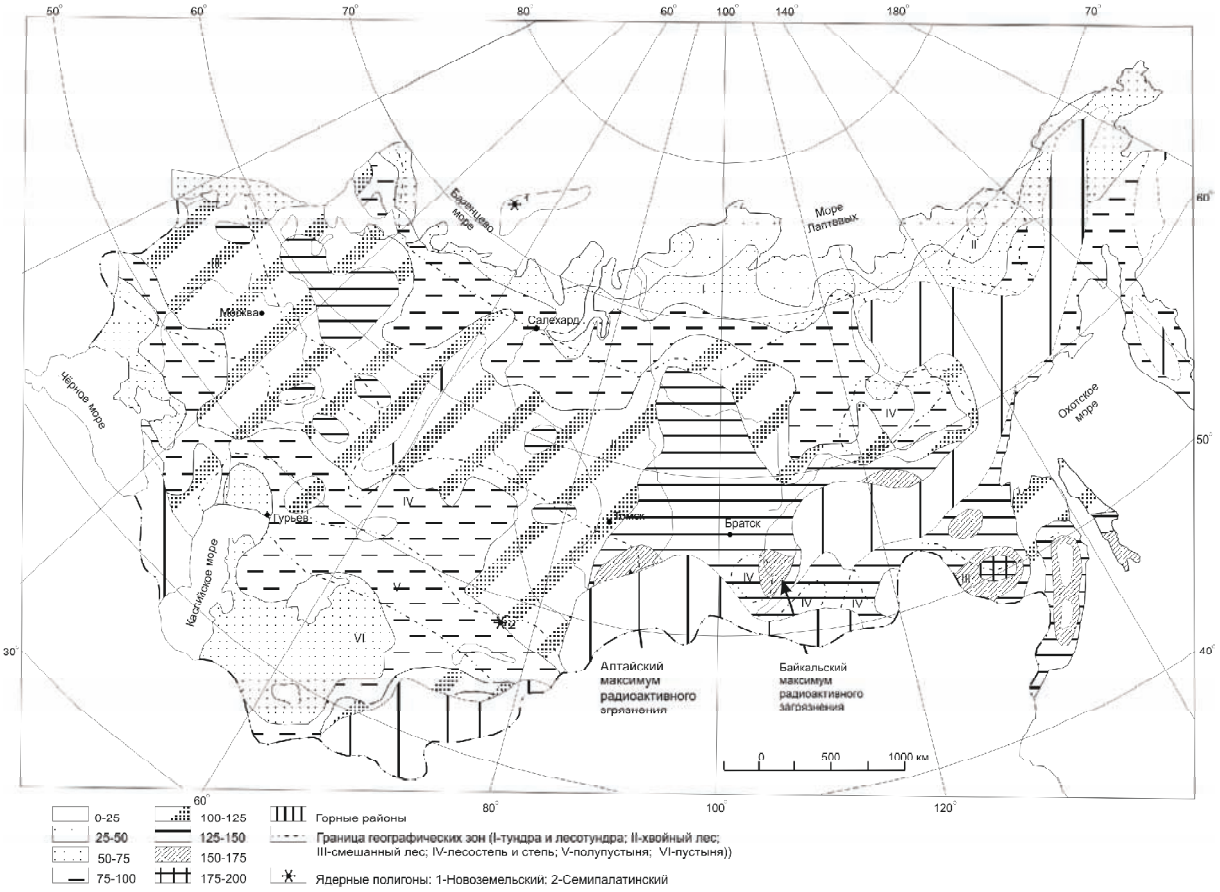


Рис. 1. *Распределение запаса ^{137}Cs на территории СССР, мКи/км^2 (Л.И. Болтнева, Ю.А. Израэль и др. "Атомная Энергия". 1977. Т.42)*

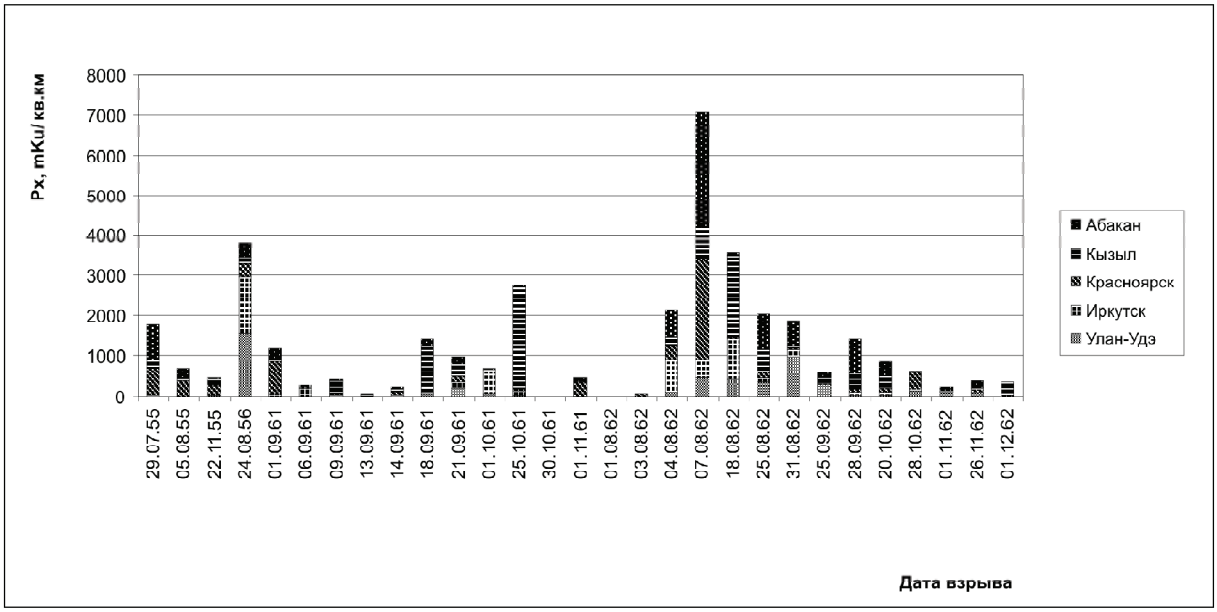


Рис. 2. *Суммарные бета-выпадения от ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне*

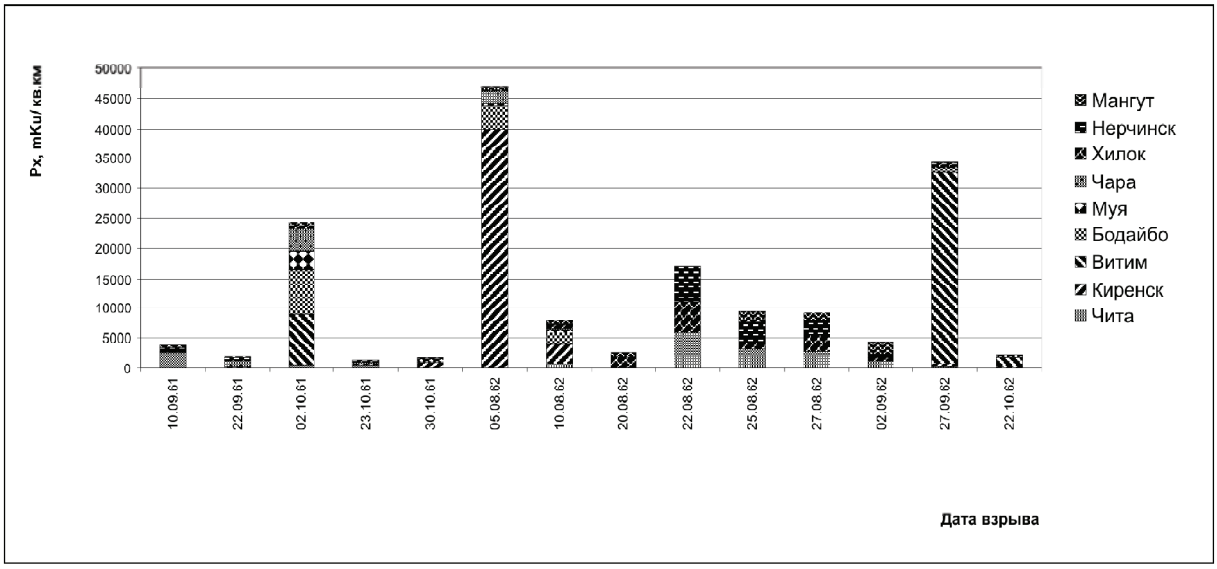


Рис. 3. *Суммарные бета-выпадения от ядерных испытаний на Новоземельском полигоне*

следований, имеющих целью подготовку материалов для обоснования включения Байкальского региона в федеральную целевую программу "Преодоление последствий ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне" и реализации прав населения на социальную и медицинскую поддержку со стороны государства в соответствии с федеральным "Семипалатинским" Законом №2-ФЗ.

К настоящему времени на всей территории Байкальского региона Научно-техническим предприятием НТП "Сосновгеос" совместно с институтом геохимии СО РАН (г. Иркутск) по методике, принятой для научной программы "Семипалатинский полигон – Алтай", проведен отбор проб и анализ содержания в них природных и техногенных радионуклидов в 4000 пунктах; (в некоторых с целью контроля по 2–3 раза) на общей площади 430000 кв. км. Количественный анализ на ^{137}Cs (около 12 тыс. проб) и ^{90}Sr (100 проб) выполнен в Аналитическом центре ОИГГМ СО РАН (г. Новосибирск) – базовой лаборатории научной программы "Семипалатинский полигон–Алтай", внешний контроль выполнен в Лабораториях НПО "Тайфун" и Висконсинского университета США. Анализ проб на плутоний (34 пробы) проведен в Испытательном лабораторном центре ГСЭН Красноярского края. Собраны данные геологических партий о регистрации повышений радиационного фона в период проведения ядерных испытаний (1949–1962 гг.), а в НПО "Тайфун" получены результаты ежедневных наблюдений за выпадениями β-активности, производившихся на 30 метеостанциях региона в период с 1954 по 1962 гг. Этими организациями на территории юга Восточной Сибири, в т.ч. Байкальского региона зафиксированы локальные выпадения от 26 ядерных испытаний, проведенных на Семипалатинском полигоне (рис. 2), и от ряда испытаний мегатонной мощности, проведенных в 1961–1962 гг. на Северном полигоне (рис.3). Локальные радиоактивные выпадения происходили на территории Байкальского региона обычно на вторые, реже третьи сутки после испытаний (но иногда и в день взрыва), интенсивность выпадений в-активности обычно составляла от 50 до 100 до 25000–30000 mKu/км^2 сутки при фоновых значениях выпадений 0,1–1,0 mKu/км^2 сутки, а после испытания 12.08.1953 г. опытного образца водородной бомбы в отдельных пунктах региона были зафиксированы повышения радиационного фона до 10 mP/час. Средняя скорость воздушных потоков, переносивших продукты ядерных взрывов, при отнесении момента зафиксированных бета-выпадений к середине суток экспозиции планшета, составила для обоих полигонов 60–65 км в час, что обусловило наличие в составе этих локальных радиоактивных выпадений значительного количества короткоживущих радионуклидов. Проведенными радиоэкологическими исследованиями в пределах Байкальского региона выделено два основных участка остаточного радиоактивного загрязнения ^{137}Cs, приуроченных, соответственно, к южному северному побережью оз. Байкал (рис. 4).

Южное Прибайкалье оказалось расположено в пределах основного интегрального радиоактивного следа от Семипалатинского испытательного полигона.

Как известно, перенос радиоактивных продуктов ядерных взрывов воздушными потоками с Семипалатинского полигона происходил в соответствии с общей циркуляцией атмосферы преимущественно в восточном направлении через все регионы Сибири [1].

По свидетельству специалистов Минобороны, Минатома и ФУ Медбиоэкстрэм [9], в зоне радиоактивных выпадений после ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне находились Алтайский край, а также еще девять регионов Сибири: часть территорий Республик Алтай, Тыва, Хакасия и Бурятия, Красноярского края, а также Новосибирской, Кемеровской, Иркутской и Читинской областей.

По данным разных авторов, территорию Алтайского

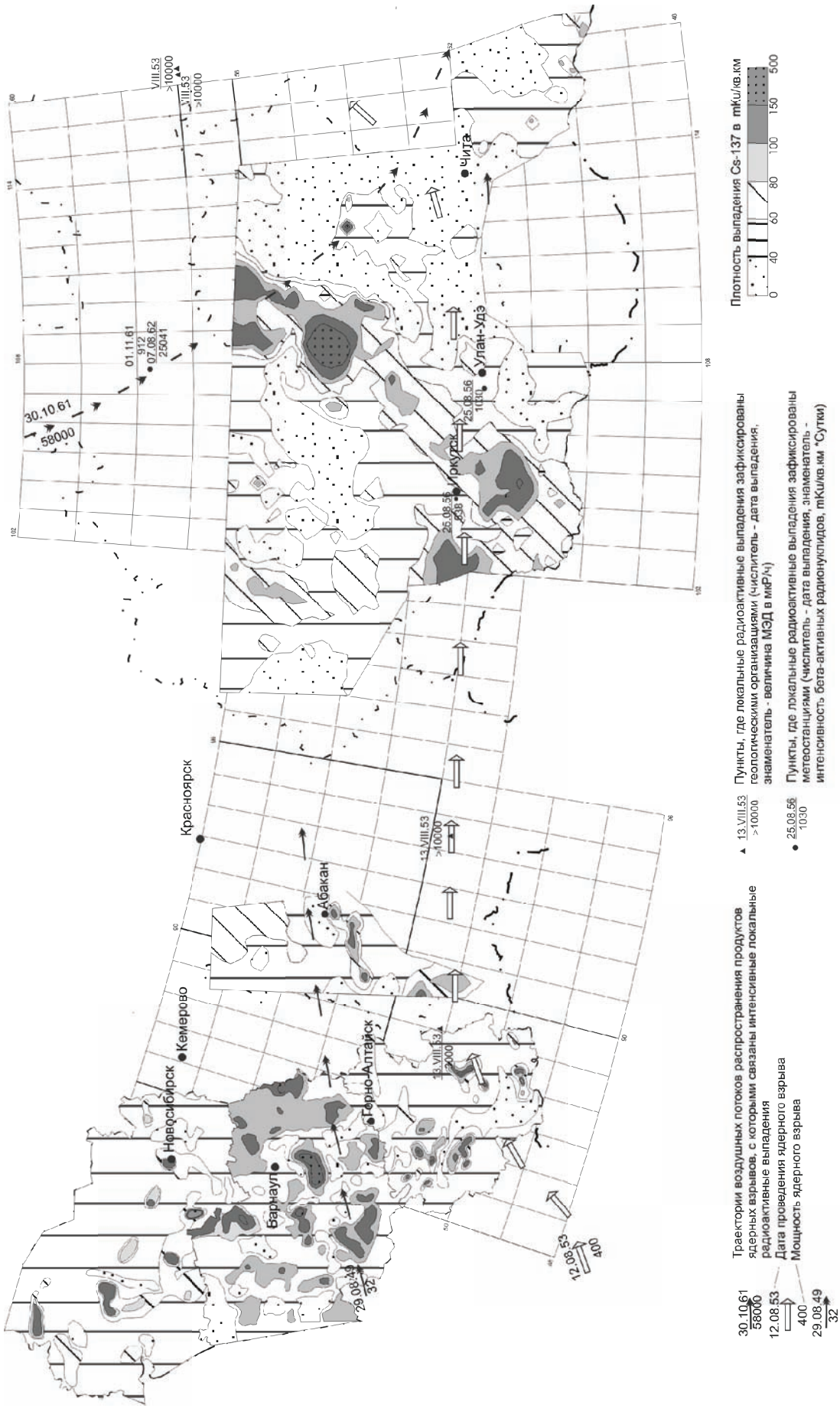


Рис. 4. *Южная СибирьПлотность выпадения цезия-137. Масштаб 1 : 10000000 (по данным ОИГГМ СО РАН и НТП "Сосновгеос")*

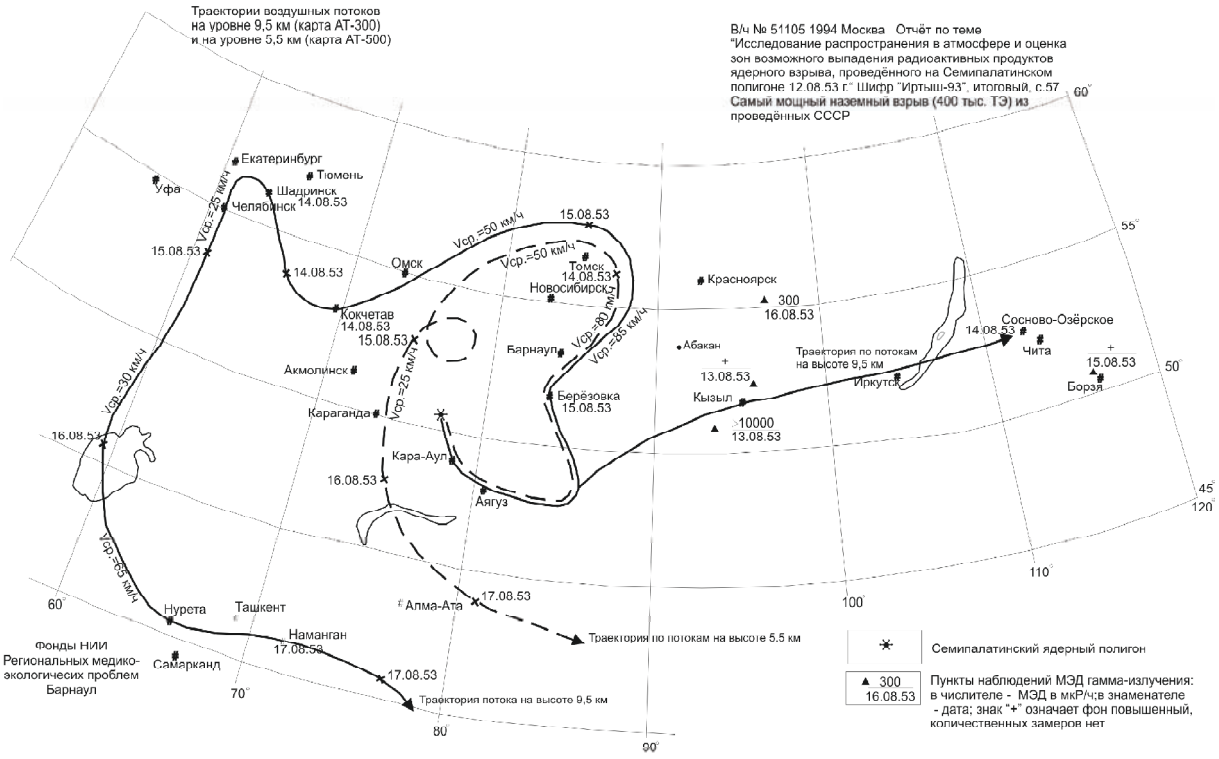


Рис. 5. *Траектория воздушных потоков от термоядерного взрыва 12.08.1953 г.*

края и Республики Алтай пересекли с запада на восток и ушли в сторону озера Байкал от 30 до 60 следов ядерных взрывов, проведенных на Семипалатинском полигоне в период с 1949 по 1962 гг. Из их числа на отрезке от линии Красноярск – Абакан – Кызыл до линии Нижнеангарск – Иркутск – Улан-Удэ метеостанциями региона в период с 1954 по 1962 гг. зафиксированы локальные выпадения β-активности интенсивностью от 50 до 1000–2500 mKu/км^2 сутки (при фоновых выпадениях 0,1–1,0 mKu/км^2 сутки) от 25 ядерных взрывов (рис. 2), проведенных на Семипалатинском полигоне. Ранее, до 1954 г., когда планшетные измерения выпадений β-активности на метеостанциях Сибири еще не проводились, локальные радиоактивные выпадения большой интенсивности, были зафиксированы в Южной Сибири геологическими организациями после проведения еще двух ядерных испытаний 29.08.1949 и 12.08.1953 г.

Эти 27 ядерных взрывов, следы которых откартированы и на территории Алтайского края [5], оказали радиационное воздействие на все регионы Южной Сибири и сформировали интегральный радиоактивный след от Семипалатинского полигона до Читинской области включительно (рис. 4). По оценке специалистов Минобороны и Минатома РФ [2] основной вклад (до 95% коллективной дозы облучения за пределами Семипалатинского полигона) внесли три наземных ядерных взрыва мощностью более 20 кт ТЭ каждый, проведенные 29.08.1949 г., 12.08.1953 г. и 24.08.1956 г. После первого ядерного испытания СССР 29.08.1953 г. и первого испытания водородной бомбы 12.08.1953 г., которые специально проводились "как в целях создания ядерного оружия, так и в целях исследования поражающих факторов" (радиационного загрязнения местности) [2], дозы облучения за пределами полигона превышали 50 сЗв [9], а после взрыва 24.08.1956 г. составляли менее 50, но более 5сЗв.

Радиоактивный след от взрыва 29.08.1949 г. мощностью 22 кт ТЭ пересек южную часть Алтайского края и ушел через Горную Шорию, Кузнецкий Алатау и Хакасию на территорию Красноярского края. Локальные радиоактивные выпадения происходили в условиях дождя, а уровень остаточного радиационного загрязнения местности ^{137}Cs в настоящее время достигает 200 mKu/км^2[10].

На территории Алтайского края суммарную (накопленную) эффективную дозу облучения более 5 сЗв, от воздействия этого взрыва получили жители 165 населенных пунктов, в т.ч. по 44 населенным пунктам доза составила более 25 сЗв, достигнув в ст. Арык – 97 сЗв и л/х Тополинский – 300 сЗв [12].

Испытание 12.08.1953 г. опытного образца водородной бомбы мощностью 400 кт ТЭ привело к самому сильному радиационному загрязнению местности [9,13]. Основная часть радиоактивного облака, расположенная на высоте 9–15 км и влекомая высотным ветром, сформировала радиоактивный след в юго-восточном направлении от полигона, обогнув с юга Алтай, с последующим разворотом на восток и северо-восток. Осевая часть следа прошла по линии Кызыл–Иркутск–Сосновоозерск (Республика Бурятия), с последующим разворотом на север Читинской области. Южную оконечность оз. Байкал след пересек на вторые сутки после взрыва (рис. 5).

Таблица. *Индивидуальные дозы облучения жителей с. Малое Голоустное и пос. Листвянка, измеренные биодозиметрическими методами*

Метод определения доз облучения	Кол-во определений	Доза облучения, сЗв		
		Мин.	Макс.	Среднее
С. Малое Голоустное				
ЭПР зубной эмали	6	48	188	75
Учет хромосомных аберраций	18	<23	68	28
Использование микроядерного теста	3	<26	57	34
Пос. Листвянка				
ЭПР зубной эмали	4	60	172	85

Наиболее сильное повышение радиоактивности до 10000 и более мкР/ч (зашкаливало все типы поисковых радиометров) зафиксировано геологическими партиями на отрезке от г. Кызыл (Республики Тыва) до севера Читинской области. В 500 км севернее осевой линии следа, в районе г. Канска повышение радиоактивности составляло 300–350 мкР/ч. "Последствие эксперимента оказалось настолько грозным, что решено было немедленно перенести испытания на совсем другой полигон" [12] – на Новую Землю.

Радиоактивное облако от взрыва 24.08.1956 г. мощностью 27 кт ТЭ прошло в восточном направлении на оз. Байкал, локальные радиоактивные выпадения от него зафиксированы в широкой полосе от г. Кызыл до г. Красноярска. Максимальный уровень радиоактивного воздействия имел место на территории Южного Прибайкалья, где в городах Иркутске и Улан-Удэ за пять дней после взрыва выпало 1400–1500 mKu/км^2 β-активных осадков.

По данным метеостанции г. Иркутска локальные радиоактивные выпадения от взрывов 12.08. 1953 и 24.08.1956 г. происходили в Южном Прибайкалье в условиях сильного дождя (суточное выпадение осадков 10–19 мм), что многократно увеличивало их интенсивность и привело к формированию дальнего радиоактивного следа (удаленного максимума радиоактивных выпадений).

В границах коллективного радиоактивного следа от этих двух ядерных взрывов существенному радиационному загрязнению (в 2 и более раз превышающему уровень глобального фона) подверглись Слюдянский район, прибрежные части Иркутского и Ольхонского районов и южная часть Усть-Ордынского Бурятского автономного округа на общей площади около 10000 км^2. Загрязнение имеет неравномерный пятнисто-мозаичный характер. На отдельных локальных участках плотность осадка ^{137}Cs достигает 100–270 mKu/км^2, ^{90}Sr – 60–150 mKu/км^2, что от 2 до 5 раз превышает уровень глобального фона; содержание плутония составляет от 3 до 7 Бк/кг, что в 10 раз превышает фоновые содержания.

По предварительным данным [7], расчеты максимально возможной эффективной дозы внешнего облучения для населенных пунктов, расположенных в районах Южного Прибайкалья с наиболее высокой плотностью загрязнения почвы ^{137}Cs (более 90 mKu/км^2), показали, что в ряде случаев величина накоплений дозы облучения составляет 5–12 сЗв. С учетом внутреннего облучения за счет ^{131}J, потребляемого с молоком местного производства, суммарные дозы облучения могут составлять уже от 10 до 30 сЗв.

Количество населенных пунктов Прибайкалья, где плотность осадка ^{137}Cs превышает 90 mKu/км^2, а дозы внешнего облучения могут превышать 5сЗв при суммарных дозах облучения более 10 сЗв, составляет около 100. С целью заверки этих предварительных результатов оценки доз облучения по 13 населенным пунктам Южного Прибайкалья НТП "Сосновгеос" в 1998 году было проведено детальное радиоэкологическое опробование. Материалы по плотности осадка цезия-137 на почве были рассмотрены Межведомственной экспертной группой и признаны отвечающими требованиям научной программы "Семипалатинский полигон – Алтай" [4]. По результатам оценки Межведомственной экспертной группы средний запас (плотность выпадения) ^{137}Cs в 11 населенных пунктах составляет от 90 до 173 mKu/км^2, и в двух населенных пунктах – 71,5–77,5 mKu/км^2, т.е. соответствует первичным материалам, на основе которых проведена предварительная оценка доз облучения

В 2003–2004 гг. обследование радиационно-загрязненной территории Южного Прибайкалья проводилось уже в рамках Межакадемического интеграционного проекта "Изучение современного техногенного загрязнения Байкальского региона и медико-генетическая оценка отдаленных последствий радиационного воздействия на его коренное население", который был принят совместно Президиумом СО РАН и Президиумом СО РАМН на основании результатов работ, проведенных НТП "Сосновгеос" в 1995–2002 гг. В проекте был задействован широкий круг академических институтов, имеющих опыт работ по Алтайскому краю. В качестве тестовых объектов для проведения исследований были выбраны с. Малое Голоустное, расположенное в 60 км к востоку от г. Иркутска, и пос. Листвянка, расположенный в 60 км к юго-востоку от г. Иркутска в пределах единого локального максимума радиационного загрязнения, сформировавшегося на пути движения радиоактивных облаков от наземных ядерных взрывов 12.08.1953 и 24.08.1956 гг. Малое Голоустное и Листвянка характеризуются высоким уровнем радиационного загрязнения почв (плотность загрязнения почвы ^{137}Cs – до 200–260mKu/км^2, ^{90}Sr – до 126 mKu/км^2, удельная активность плутония до 3,6–6,9 Бк/кг) Медицинскими обследованиями было охвачено свыше 400 жителей, в т.ч. у 86 человек был проведен отбор крови на цитогенетический анализ. В 90% случаев обнаружены ярко выраженные отклонения от нормы [6]. По общему числу (4,3%) двуударных хромосомных аберраций – маркеров радиационного воздействия и суммарному числу колец с дицентриками, на порядок превышающему норму, радиационное воздействие на данную выборку жителей скорее соответствует не "малым" (5–25 сЗв), а "средним" (25–70) дозам облучения.

Согласно предварительной ретроспективной оценке, выполненной на основе данных о загрязнения почвы

^{137}Cs жители с. Малое Голоустное и пос. Листвянка могли получить дозу внешнего облучения от 10 до 26 сЗв. Результаты определения индивидуальных доз облучения жителей этих населенных пунктов, выполненные по утвержденным методикам прямыми дозиметрическими измерениями в аттестованном Испытательном лабораторном центре ГСЭН Красноярского края, приведены в таблице.

Внешний контроль измерения накопленных доз облучения методом ЭПР зубной эмали выполнен в Институте ядерной физики Национального ядерного центра Республики Казахстан, которым сделано заключение "ФГУЗ Центр гигиены и эпидемиологи в Красноярском крае" при использовании метода ЭПР эмали зубов получает приемлемые результаты, соответствующие реальным накопленным дозам облучения населения".

Таким образом, определения доз облучения жителей с. Малое Голоустное и пос. Листвянка от радиационного воздействия, выполненные как методом реконструкции по величине осадка ^{137}Cs, так и путем прямых дозиметрических измерений, показывают, что жители многих населенных пунктов Южного Прибайкалья вследствие воздействия ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне получили дозу облучения более 5 сЗв, а некоторых даже более 25 сЗв.

Наличие локальных участков с уровнем загрязнения почв ^{137}Cs более 100–150 mKu/км^2, что соответствует вероятным дозам облучения более 5 сЗв, в зоне влияния Семипалатинского полигона установлено также на территории Новосибирской, Кемеровской областей и Республик Хакасия и Тыва.

Для Северного Прибайкалья преобладало влияние Северного полигона, в частности через северную оконечность озера Байкал прошли радиоактивные следы от испытания 30.10.1961г термоядерного устройства мощностью 58 мегатонн ТЭ – самого мощного из ядерных взрывов на планете [3], а также от серии испытаний 02.10.1965; 5, 10, 20, 25 и 27 августа и 27 сентября 1962 г. ядерных устройств мощностью от 1,5 до 21 мегатонн ТЭ. На 2–3-и сутки после этих испытаний метеостанциями региона были зафиксированы интенсивные локальные β-выпадения величиной до 25000–29000 mKu/км^2 сутки в городах Киренске и Витиме, до 900–4500 mKu/км^2 сутки в городах Нижнеангарск, Бодайбо и поселках Чуя, Муя, Чара, и до 1700–5600 в юго-восточном Забайкалье, городах Чита, Нерченск, Хилок, Мангут. В пределах коллективного радиоактивного следа от этих сверхмощных ядерных испытаний НТП "Сосновгеос" проведено целевое радиоэкологическое опробование почв северо-западного побережья озера Байкал на площади 20000 км^2 (опробовано 200 почвенных разрезов – взято около 1000 почвенных проб). Установлено, что в пределах обследованной площади радиационному загрязнению с плотностью ^{137}Cs более 100 mKu/км^2 подверглась территория более 7000 км^2. На отдельных локальных участках северного побережья озера Байкал плотность загрязнения почвы ^{137}Cs достигает 300–580 mKu/км^2, что в 6–10 раз превышает уровень глобального фона, а содержание плутония в почвах достигает 2,9–5,7 Бк/кг, что также в 10 раз превышает уровень глобального и регионального (для Сибири) фонов. Определение содержаний ^{90}Sr не проводилось. Поскольку целевому радиоэкологическому опробованию подверглась лишь часть радиоактивного следа, проходящего в пределах северного побережья озера Байкал, то при продолжении исследований, как площадь, так и установленные уровни радиоактивного загрязнения могут существенно измениться в сторону увеличения.

По предварительной оценке, выполненной Институтом биофизики (г. Москва) методом математического моделирования, на значительной части Мамско-Чуйского и Бодайбинского районов дозы облучения от радиационного воздействия Северного полигона могут составлять от 5 до 10 сЗв.

Выводы. Приведенные выше результаты целевых радиоэкологических исследований, выполненных по методике научной программы "Семипалатинский полигон – Алтай" с привлечение НИИ, имеющих опыт работ по Алтайскому краю, свидетельствуют, что все регионы Южной Сибири от Алтайского края на западе до Читинской области на востоке испытали существенное радиационное воздействие от ядерных испытаний на Семипалатинском и Северном полигонах. Наличие на этой территории значительных по численности когорт населения, испытавших радиационное воздействие от ядерных полигонов, но до сих пор не получающих социальной и медицинской помощи со стороны государства, гарантированной федеральными законом №2–ФЗ "О социальных гарантиях гражданам, подвергшимся радиационному воздействию вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне", является одной из главных экологических проблем Южно-Сибирского региона.

В первую очередь это относится к населению территории через которые прошел радиоактивный след от наземного термоядерного взрыва 12.08.1953 г., самого "грязного" из всех ядерных испытаний, проведенных на Семипалатинском полигоне и с максимальным уровнем радиационного воздействия [12,13]. Радиоактивный след от этого взрыва обогнул с юга Алтай (рис. 4, 5), затем пошел в широтном направлении по линии Кызыл (Тыва), Иркутск, Сосновоозерск (Бурятия), т.е. по густонаселенной местности, с последующим разворотом на север Читинской области. Последствия эксперимента превзошли ожидаемый уровень радиационного загрязнения [12], дозы облучения за пределами полигона превышали 50 сЗв [9], что для двух тестовых населенных пунктов Южного Прибайкалья подтверждено тремя независимыми биодозиметрическими методами, в т.ч. ЭПР зубной эмали, проведенными в аттестованном межрегиональном радиологическом центре Роспотребнадзора.

В соответствии с приказом Минздрава РФ от 31.07.2000 г. №298 и Положением о федеральной службе Роспотребнадзора, результаты проведенных измерений индивидуальных доз облучения биодозиметрическими методами являются легитимными, "лица, пострадавшие от радиационного воздействия и подвергшиеся радиационному облучению в результате чернобыльской и других радиационных катастроф и инцидентов", подлежат регистрации и занесению в федеральный реестр.

В соответствии с Постановлением Правительства РФ от 15.11.2004 г. №634 "Определение населенных пунктов, в которых граждане за счет внешнего и внутреннего облучения получили суммарную (накопленную) эффективную дозу более 5 сЗв, осуществляется на основании расчетов доз облучения граждан (с учетом особенностей радиационного воздействия при проведении конкретных ядерных испытаний) в соответствии с методикой оценки доз облучения, утвержденной в установленном порядке". Для тестовых населенных пунктов Южного Прибайкалья это условие соблюдено полностью.

Неправомерность применения Семипалатинского закона №2-ФЗ к воздействию только двух ядерных взрывов, проведенных 29.08.1949 г. и 07.08.1962 г., в следствие чего "часть граждан РФ оказалась лишена прав на возмещение ущерба, причиненного их здоровью экологическими правонарушениями" отмечено постановлением Государственной Думы от 12.03.1997 г. Этим постановлением поставлена перед Правительством РФ задача принятия новых нормативных актов, учитывающих радиационное воздействие других ядерных испытаний.

В первую очередь это относится к учету влияния испытания 12.08.1953 г. опытного образца первой термоядерной бомбы мощностью 400 кт ТЭ оказавшего, по оценке специалистов [2, 5, 9, 12] наиболее сильное радиационное воздействие с дозами облучения населения более 50 сЗв.

К умеренному радиационному воздействию с дозами облучения менее 50 но более 5 сЗв на отдельных участках Южной Сибири (рис. 2) могли привести ядерные испытания, проведенные на Семипалатинском полигоне 24.08.1956 г., 21.09.1961 г., 01.08.1962 г. и 18.08. 1962 г.

Работа поддержана проектом РФФИ №08-07-98003.

Литература

1. *Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А. // Атомная энергия. – 1977. – 42, Вып. 355-360.*
2. *Дубасов Ю.В., Зеленцов С.А., Красилов Г.А. и др. Хронология ядерных испытаний в атмосфере на Семипалатинском полигоне и их радиационная характеристика // Вестник научной программы "Семипалатинском полигон-Алтай". – 1994. – №4. – С.80.*
3. *Израэль Ю.А., Вилков А.С., Ковалев А.Ф. Радиоактивное заражение территории бывшего Советского Союза от испытательных ядерных взрывов на Новой Земле осенью 1961 года // Метеорология и гидрология. – 1995. – №5. – С.6.*
4. *А.А. Лагутин Проведение экспертизы результатов определения плотности загрязнения цезием-137 почв Иркутской области : отчет НИИ экологического мониторинга. – Барнаул, 2001.*
5. *Логачев В.А., Михалихина Л.А. // Бюл. ЦОИ по атомной энергии. – 1994. – №7-8, 3 и 33.*
6. *Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Осипова Л.П. и др. Оценка радиационного воздействия Семипалатинского ядерного полигона на Прибайкалье // Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения : мат. III Международной научно-практич. конф., Северск - Томск, 2005 г. – [Томск, 2005]. – 129,130.*
7. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 1998 году. – [СПб.], 2000. – 236 с.*
8. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2004 году : ежегодник. – М., 2005. – 261 с.*
9. *Семипалатинский полигон. Факты, свидетельства, воспоминания. – М., 1997. – С.174–175.*
10. *Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Мальгин М.А. и др. // Сиб. экол. журн. – 2001. – №2. – С.131–142.*
11. *Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края : vатериалы научных исследований. Общий обзор. – Барнаул, 1993. – С.54.*
12. *Ядерный архипелаг. – М. : ИздАТ, 1995. – 120 с.*
13. *Ядерные испытания СССР. – М. : Издат, 1997. – 241 с.*

АКТИВНЫЕ ЧАСТИЦЫ В АЛЛЮВИАЛЬНЫХ ПОЧВАХ РЕКИ ЕНИСЕЙ (БЛИЖНЯЯ ЗОНА ВЛИЯНИЯ КРАСНОЯРСКОГО ГХК)

М.С. Мельгунов, Ф.В. Сухоруков, А.В. Чугуевский

Институт геологии и минералогии СО РАН им. В.С. Соболева, Новосибирск, Россия, mike@uiggm.nsc.ru

ACTIVE PARTICLES IN ALLUVIAL SOILS OF THE YENISEI RIVER (THE NEAR-FIELD ZONE OF INFLUENCE OF THE KMCPP)

M.S. Melgunov, F.V. Sukhorukov, A.V. Chuguevskii

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *The active particles (the "hot" particles of the 2-nd kind) from alluvial soils, affected by radioactive contamination as a result of the Krasnoyarsk MCPP activity, were isolated and described. For the soils situated in immediate proximity from a discharge point of radioactive wastes, several types of the active particles were revealed. The cesium-americium, containing ^{137}Cs and ^{241}Am, and cesium-poly-isotopic (^{137}Cs, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{60}Co and ^{241}Am) particles have the micron sizes and are close to the Yenisei "hot" particles by their gamma-emitting isotope composition. The europium-poly-isotopic (^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{137}Cs, ^{60}Co and ^{241}Am) particles are the most prevailing. Presence of ^{152}Eu in their structure indicates that the nature of these particles differs from that of the "hot" particles. On the composition of the gamma-emitting isotopes and their relations the europium-poly-isotopic particles are close to the surrounding soils. It entitles to approve that the particles and soil contamination source was the same.*

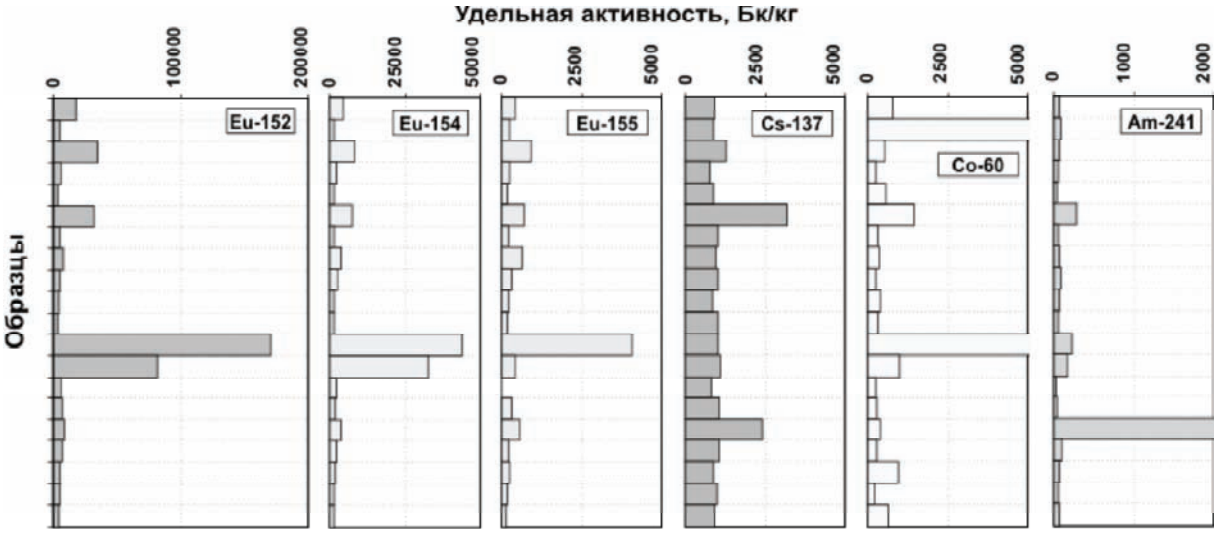


***Рис. 1**. Удельные активности техногенных радионуклидов в пробе П12А$_2$ (разрез почвы П12, о. Тайвань). По результатам измерения сверхмалых навесок массой 0,5 г [6]*

Частицы являются одной из важнейших форм нахождения радионуклидов техногенного происхождения в окружающей среде [11, 12]. Не составляет исключение в этом плане и характер радиоактивного загрязнения аллювиальных почв и донных осадков поймы реки Енисей, возникшего в результате деятельности Красноярского ГХК. Безусловно, наиболее яркими представителями такой формы существования техногенных радионуклидов здесь можно считать высокоактивные "горячие" частицы. Все ранее изученные Енисейские "горячие" частицы [1–4, 6–10] характеризуются, в первую очередь, как сильные гамма-излучатели. Именно эта особенность позволяет обнаруживать их в полевых условиях с помощью стандартного радиометрического и дозиметрического оборудования. Основной вклад в активность "горячих" частиц вносит ^{137}Cs. Исключение составляют лишь недавно обнаруженные монокобальтовые частицы [14]. Активность ^{137}Cs в частицах может достигать величин nx10^4 – nx10^7 Бк. Из других гамма-излучающих радионуклидов в составе некоторых Енисейских "горячих" частиц фиксируются также ^{134}Cs (10–7500 Бк), ^{154}Eu (1000–5000 Бк), ^{155}Eu (300–1400 Бк), ^{60}Co (20 – nx10^4 Бк) и ^{241}Am (20–75 Бк). Характерно полное отсутствие в "горячих" частицах ^{152}Eu, хотя зачастую он является доминирующим радионуклидом во вмещающих почвах. Особенно наглядно это проявляется в ближней зоне влияния ГХК [6]. Не смотря на свою исключительность, "горячие" частицы вносят незначительный вклад в общие масштабы загрязнения. По некоторым оценкам [4] их распространенность в аллювиальных почвах Енисея не превышает 60–70 частиц на км^2.

Помимо высокоактивных "горячих" частиц для загрязненных аллювиальных почв поймы Енисея, по крайней мере, в ближней зоне влияния ГХК характерно наличие большого числа слабоактивных частиц, называемых еще "горячими" частицами 2-го рода [4, 6]. В отличие от первых они обладают существенно меньшей активностью гамма-излучающих радионуклидов – от 0,01 до 10^3 Бк. Эти частицы практически невозможно обнаружить методами полевой радиометрии, а их локализация возможна только в лабораторных условиях. По изотопному составу гамма-излучающих радионуклидов такие частицы во многом близки к типичным "горячим" частицам [4, 6]. Однако, есть и существенное отличие - присутствие во многих из них изотопа ^{152}Eu [6, 14]. Последний в таких частицах является доминирующим при соотношениях активностей гамма-излучающих радиоизотопов близких по характеру к таковым во вмещающих почвах. Наличие ^{152}Eu в активных частицах указывает на то, что они и классические "горячие" частицы имеют разную природу. Распространенность активных частиц в ближней зоне влияния ГХК очень велика. Для острова Атамановский, находящегося в 7 км от точки сброса, количество активных частиц оценивается на уровне 1x10^{10} частиц на км^2 в слое почвы до глубины 0,5 м [4]. Вклад же их в общее загрязнение аллювиальных почв и донных осадков ближней зоны может составлять от 21% для ^{137}Cs (почвы о. "Тайвань", находящегося в непосредственной близости от точки сброса) до 100% для ^{241}Am [4, 6, 14]. Не смотря на свою широкую распространенность, активные частицы изучены недостаточно полно. Все ранее проведенные исследования касались лишь изучения их изотопного состава, активности и вклада в общее загрязнение пойменных почв реки Енисей. Вместе с тем, для оценки степени подвижности радионуклидов, входящих в состав радиоактивных частиц, и, как следствие, уровня их потенциальной опасности для окружающей среды, очень важно иметь информацию о морфологии, структуре, элементном составе матрицы этих частиц, способности их к выветриванию в естественных условиях [12, 13]. Без надежного выделения частиц из вмещающей матрицы такую информацию получить невозможно. В настоящее время нет данных о том, что для Енисейских активных частиц такая работа была проведена. Так в работе [4] хотя и говорилось о локализации (выделении) "горячих" частиц

2-го рода из почв о. Атамановский, однако, отмечалось, что "предварительные микроскопические исследования не выявили какого-либо различия между ними и материалом окружающей почвы. Достоверных данных о внешнем виде и структурных характеристиках "горячих" частиц 2-го рода в настоящее время не хватает". Аналогично, в работе [6] присутствие мелкодисперсных активных частиц фиксировалось лишь по резкому повышению удельной активности радионуклидов в малых навесках (1–0,5 гр) образцов почв и донных осадков, отобранных на разных участках 7-ми километровой зоны, непосредственно прилегающей к источнику загрязнения. Таким образом, для выявления природы таких частиц требуется проведение дополнительных исследований. А первым шагом на этом пути должны стать их надежная локализация и выделение из вмещающего субстрата.

Таблица 1. *Активные частицы, извлеченные из почв о. «Тайвань»: состав гамма-излучающих радионуклидов, их активности и отношения*

Номер частицы	Дата замера	^{152}Eu, Бк	^{154}Eu, Бк	^{155}Eu, Бк	^{137}Cs, Бк	^{60}Co, Бк	^{241}Am, Бк	$\frac{^{152}Eu}{^{154}Eu}$	$\frac{^{154}Eu}{^{155}Eu}$
П10А$_2$									
Ch7	10.12.08	9,2	2,7	0,23	0,03	0,09	0,02	3,4	11,6
Ch19	28.11.08	–	0,3	0,07	***135***	0,07	0,05	–	–
Ch20	27.11.08	68,8	11,5	0,99	0,05	1,17	0,03	6,0	11,6
Ch23	31.10.08	9,5	2,1	0,23	0,07	0,08	0,01	4,6	8,9
Ch24	30.10.08	11,3	1,5	0,09	0,05	0,51	0,02	7,5	16,3
Ch25	05.10.08	53,6	10,8	1,03	0,09	***3,60***	0,05	4,9	10,6
Ch26	04.10.08	9,4	2,2	0,26	0,04	0,08	0,01	4,2	8,7
Ch27	03.10.08	21,9	2,7	0,15	0,05	0,91	0,02	8,1	17,6
Ch28	02.10.08	8,7	1,9	0,23	0,02	0,08	0,02	4,5	9,9
Ch29	01.10.09	46,2	10,0	1,01	0,10	1,50	0,06	4,6	9,5
Ch30	30.09.09	***95,3***	***19,7***	2,08	0,09	***3,00***	0,07	4,8	8,7
Ch31	29.09.08	10,3	2,4	0,28	0,03	0,11	0,02	4,3	8,6
Ch32	28.09.08	–	–	–	0,82	–	0,66	–	–
Ch33	27.09.09	–	–	–	***2,9***	–	***2,73***	–	–
Ch34	26.09.08	34,8	6,2	0,60	0,01	1,37	0,03	5,6	10,5
Ch35	25.09.08	16,6	3,3	0,32	0,03	1,22	0,01	5,0	10,4
Ch36	24.09.08	19,9	4,7	0,54	0,03	0,63	0,02	4,2	8,6
П12А$_1$									
Ch1	16.12.08	***315***	***52,5***	***3,46***	0,53	***7,65***	0,14	6,0	15,1
Ch2	15.12.08	***153***	***45,0***	***5,44***	0,36	1,54	0,20	3,4	8,3
Ch3	15.12.08	77	22,7	2,72	0,18	0,71	0,11	3,4	8,4
Ch4	14.12.08	13	6,5	0,99	0,05	0,31	0,04	2,0	6,5
Ch8	09.12.08	–	–	–	***66,5***	–	***4,09***	–	–
Ch13	04.12.08	–	–	–	0,03	–	***0,69***	–	–
Ch15	03.12.08	12,7	4,0	0,52	0,04	0,15	0,03	3,2	7,7
Ch22	01.11.08	16,1	3,0	0,32	0,09	0,21	0,02	5,3	9,7
П12А$_2$									
Ch5	12.12.08	26	4,1	0,28	0,09	1,03	0,01	6,5	14,7
Ch6	11.12.09	4,4	1,4	0,13	0,00	0,02	0,00	3,2	10,8
Ch9	09.12.08	38	12.2	1,17	0,13	0,44	0,08	3,2	10,4
Ch10	07.12.08	21	8,0	0,84	0,12	0,26	0,05	2,7	9,6
Ch11	06.12.08	8,2	2,4	0,22	0,03	0,07	0,01	3,4	10,8
Ch12	05.12.08	23	6,3	0,59	0,11	0,18	0,03	3,6	10,7
Ch14	04.12.08	22,9	3,8	0,26	0,03	0,81	0,01	6,0	14,9
Ch16	02.12.08	3,5	1,8	0,22	0,02	0,08	0,02	1,9	8,2
Ch17	30.11.08	29,3	6,1	0,47	0,07	0,76	0,02	4,8	13,1
Ch18	29.11.08	14,1	4,1	0,38	0,05	0,12	0,02	3,4	10,9
Ch21	26.11.08	10,2	3,0	0,28	0,06	0,07	0,03	3,5	10,6

Объекты и методы исследования. Целями настоящей работы были: оценка возможности непосредственного выделения активных частиц из материала загрязненных Енисейских почв, а в случае успешного решения этой задачи – проведение их предварительного изучения.

Для исследования были выбраны почвы о. "Тайвань" – ближайшего к сбросу ГХК небольшому островку (первые десятки метров в поперечнике), поросшего злаками и редкими кустами ивы [6]. Остров расположен в правобережной части реки, в 0,5 км вниз по течению от точки сброса. Для изучения были отобраны три пробы почв из горизонта 5–15 см разрезов 10П и 12П, расположенных в центральной части острова. Выбор именно этого объекта обусловлен его непосредственной близостью к источнику загрязнения и, как следствие, наиболее высокими удельными активностями загрязненных почв. Последнее существенно повышает вероятность обнаружения активных частиц, имеющих размеры, достаточные для их выделения из субстрата. По гранулометрическому и минералогическому составу выбранные почвы близки к типичным аллювиальным почвам периодически затопляемых участков островов Енисея. Они представляют собой мелкозернистый песок с небольшой примесью глинистой составляющей. Удельные активности гамма-излучающих радионуклидов в отобранных пробах составили: ^{152}Eu – 8596, 9492 и 10560 Бк/кг для образцов П10А$_2$, и П12А$_2$ соответственно, ^{154}Eu – 2156, 3075 и 2965 Бк/кг, ^{155}Eu – 468, 759 и 454 Бк/кг, ^{137}Cs –

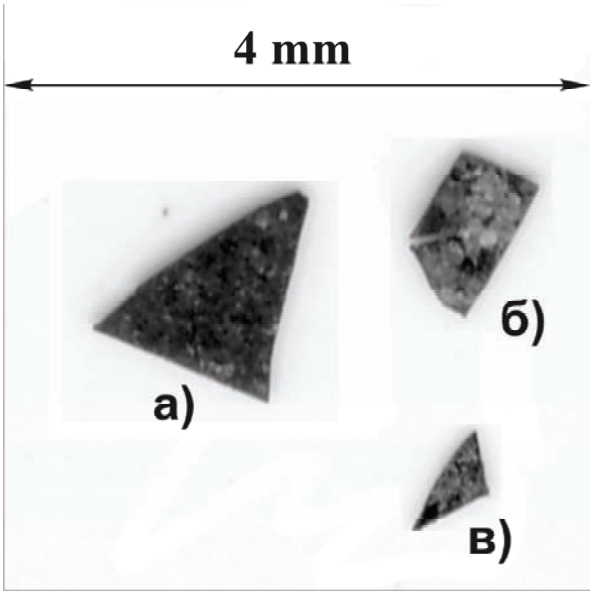


Рис. 2. *Внешний вид и размеры активных частиц Ch1, Ch2, Ch3 (табл. 1)*

939, 1388 и 994 Бк/кг и ^{60}Co – 648, 1338 и 663 Бк/кг [6]. Анализ материала близ расположенных горизонтов в малых (0,5 г) навесках показывает существенную неоднородность распределения радионуклидов по объему анализируемых проб, что явно указывает на наличие мелкодисперсных активных частиц (рис. 1).

Локализация с последующим выделением активных частиц из материала отобранных образцов почв проводилась методом последовательного квартования. На первом этапе пробы, начальные веса которых составляли 320,5, 288,9 и 60 г для образцов П10А$_2$, П12А$_1$ и П12А$_2$ соответственно, разбивались на 30-граммовые навески, в которых методом полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием коаксиального Ge(Li) ППД определялись удельные активности гамма-излучающих радионуклидов. На втором этапе те образцы, где наблюдались повышенные активности, вновь разбивались теперь уже на 5-граммовые навески и измерялись в колодезном ППД, обладающим повышенной эффективностью регистрации за счет колодезной геометрии [5]. На третьем этапе проводилась локализация активных частиц в малых навесках (1 г). Дальнейшее квартование малых навесок и замеры аликвот в колодезной геометрии позволяли повысить степень локализации до 1–5 мг вещества. Дальнейший поиск и непосредственное выделение активных частиц проводились с помощью бинокулярного микроскопа.

В результате проделанной работы из восьми 30-ти граммовых навесок нами было выделено 36 активных частиц с различным радиоизотопным составом (табл. 1).

Активные частицы реки Енисей. Анализ данных таблицы 1 показывает, что по составу техногенных гамма-излучающих радионуклидов выделяется три типа активных частиц:

1) цезий-америциевые, содержащие ^{137}Cs и ^{241}Am (Ch8, Ch13, Ch32, Ch33);
2) цезиевые-полиизотопные (^{137}Cs, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{60}Co и ^{241}Am – Ch19);
3) европиевые-полиизотопные (^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{241}Am – всего 31 частица).

Третий тип отличается от второго наличием активационного ^{152}Eu. Кроме того существуют признаки наличия кобальтовых частиц, содержащих только ^{60}Co. В силу незначительной активности и очень малых размеров мы не проводили их извлечение. Так же как и кобальтовые, частицы 1 и 2-го типа имеют малые размеры. Локализовать их удалось только в составе группы частиц вмещающей матрицы, размеры которых не превышают 10 мкм. Непосредственное выделение этих частиц визуальными методами очень затруднено и требует применения более тонких методов, включая СЭМ. Активности ^{137}Cs в частицах первого типа варьирует от 0,03 (Ch13) до 66,5 Бк (Ch8), ^{241}Am – от 4,09 (Ch8) до 0,66 Бк (Ch32). Отношение ^{137}Cs к ^{241}Am в частицах Ch32 и Ch33 близко к 1. Для частицы Ch8 оно равно 16,,3, а для Ch13 – 0,04. В частице 2-го типа доминирующим является ^{137}Cs (135 Бк). По радионуклидному составу частицы 1 и 2-го типа близки к Енисейским “горячим” частицам [4, 6, 14]. А их низкая активность объясняется, по-видимому, весьма малыми размерами.

Наибольший интерес представляют частицы 3-го типа. Прежде всего, они характеризуются присутствием ^{152}Eu, который в “горячих” частицах не встречается. Во-вторых, его вклад в общую активность является превалирующим: от 62 до 86%. В-третьих, из 36 выделенных частиц 31 относятся к этому типу, это свидетельствует о широком их распространении в данном районе. По внешним признакам все частицы 3-го типа имеют идентичную структуру. На примере частиц Ch1, Ch2, Ch3 (рис. 2) видно, что они имеют четкие геометрические формы без признаков выветривания и окатывания. Частицы представляют собой плоские образования толщиной порядка 10–30 мкм и размерами от 100 до 1750 (Ch1) мкм. Они хрупкие, легко раскалываются. Цвет поверхности может быть черным, серо-коричневым, желто-коричневым полупрозрачным. По внешнему виду внутренняя структура частиц напоминает стекловидную массу. Частицы 3-го типа достаточно легко выделяются из вмещающей почвы не только благодаря своим большим размерам, но и ввиду резкого отличия по внешнему виду от окружающих минеральных фаз.

Активности ^{152}Eu в частицах 3-го типа варьируют от 3,5 (Ch16) до 315 Бк (Ch1), а их величина, как правило, пропорциональна геометрическими размерам частиц. Помимо ^{152}Eu в состав этих частиц входят все гамма-излучающие радионуклиды, характерные для окружающих почв в соотношениях близких к таковым в последних. Это косвенно говорит о едином источнике поступления частиц и загрязненного материала почв. Следует отметить узкие интервалы изменения отношений основных радионуклидов: ^{152}Eu/^{154}Eu и ^{154}Eu/^{155}Eu. За исключением некоторых частиц отношение ^{152}Eu/^{154}Eu для проб П12А$_1$ и П12А$_2$ лежит в пределах от 3 до 3,6, а для пробы П10А$_2$ – от 4,2 до 5. Аналогично для отношения ^{154}Eu/^{155}Eu: 8,2–10,9 (П12А$_1$ и П12А$_2$) и 8,6 – 11,6 (П10А$_2$).

Заключение. Впервые выделены и описаны актив-

ные частицы ("горячие" частицы 2-го рода) из аллювиальных почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате деятельности Красноярского ГХК. Для почв, расположенных в непосредственной близости от точки сброса радиоактивных отходов, выявлено несколько типов активных частиц. Цезий-америциевые частицы, из гамма-излучающих радионуклидов содержащие ^{137}Cs и ^{241}Am, и цезий-полиизотопные (^{137}Cs, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{60}Co и ^{241}Am) имеют микронные размеры, а по набору гамма-излучающих радионуклидов близки к Енисейским "горячим" частицам. Наиболее широко распространены европий-полиизотопные (^{152}Eu, ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{241}Am) частицы. Наличие в их составе ^{152}Eu говорит о том, что природа таких частиц отлична от природы "горячих" частиц. По изотопному составу гамма-излучающих радионуклидов и по отношениям между отдельными радионуклидами европий-полиизотопные частицы близки к вмещающим почвам. Это дает право утверждать о едином источнике поступления этих частиц и общего загрязнения в почвы.

Работа выполнена при поддержке гранта NATO-RUSSIA CLG №982740.

Литература

1. *Болсуновский А.Я.. Атурова В.П., Марио Бургер и др. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения Горно-химического комбината // Радиохимия. – 1999. – Т.41, Вып.6. – С.563–568.*
2. *Болсуновский А.Я., Черкезян В.О., Барсукова К.В., Мясоедов Б.Ф. Исследование высокоактивных проб почв и горячих частиц поймы реки Енисей // Радиохимия. – 2000. – Т.42, №6. – С.560–564.*
3. *Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О., Мясоедов Б.Ф. Горячие частицы в Красноярском крае // Радиохимия. – 1998. – Т.40, №3. – С.271–274.*
4. *Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.Н. и др. "Горячие" частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей // Радиохимия. – 2001. – Т.43, №6. – С.863–865.*
5. *Мельгунов М.С., Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В. и др. Аномалии радиоактивности на южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан) // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – Т.11, №6. – С.869–880.*
6. *Сухоруков Ф.В., Дегерменджи Ф.В., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск : Изд-во СО РАН. Филиал "Гео", 2004. – 286 с.*
7. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И. Основные черты распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных почвах и донных осадках реки Енисей // Сибирский экологический журнал. – 2000. – №1. – С.39–50.*
8. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И., Болсуновский А.Я. "Горячие" частицы в аллювиальных отложениях реки Енисей в ближней зоне влияния Красноярского ГХК (новые данные) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.601–605.*
9. *Тимофеев В.А. Техногенное радиоактивное загрязнение аллювиальных отложений Енисея // Сб. докл. II Междунар. радиоэкологической конф. – Красноярск, 1995. – С.165–171.*
10. *Bolsunovsky A.Ya., Tcherkezian V.O. Hot particles of the Yenisei River flood plain, Russia // J. Environ.l Radioact. – 2001. – Vol.57. – P.167–174.*
11. *Salbu B. Hot particles – a challenge with radioecology // J. Environ. Radioact. – 2001. – Vol.53. – P.267–-268.*
12. *Salbu B. Speciation of radionuclides – analytical challenges within environmental impact risk assessments // J. Environ. Radioact. – 2007. – Vol.96. – P.47–53.*
13. *Salbu B., Lind O.C., Skipperud L. Radionuclide speciation and its relevance in environmental impact assessments // J. Environ. Radioact. – 2004. – Vol.74. – P.233–242.*
14. *Sukhorukov F.V., Melgunov M.S., Chuguevsky A.V. "Hot" and active particles in alluvial soils and sediments of the Enisey river: radioisotope composition variations // The International Conference on Radioecology and Environmental Radioactivity, 15-20 June, 2008, Bergen, Norway. – P.232–235.*

СОСТОЯНИЕ ПРОБЛЕМЫ РЕКОНСТРУКЦИИ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НА ТЕРРИТОРИЯХ, ПОДВЕРГШИХСЯ РАДИОАКТИВНОМУ ВОЗДЕЙСТВИЮ ВСЛЕДСТВИЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

Н.А. Мешков

ГУ НИИ экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина РАМН, г. Москва

STATE OF THE PROBLEM OF RECONSTRUCTION OF RADIATION DOZES ON THE TERRITORIES UNDER RADIOACTIVE INFLUENCE DUE TO NUCLEAR TESTING AT SEMIPALATINSK PROVING GROUND

N.A. Meshkov

Введение. Актуальность оценки дозовой нагрузки вследствие радиационного воздействия в результате ядерных испытаний, радиационных аварий и других инцидентов по настоящее время продолжает оставаться высокой в связи с необходимостью оценки последствий для здоровья подвергшихся облучению и разработки мер по их минимизации.

Радиоактивному загрязнению вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне подвергались территории Семипалатинской области, Республики Алтай и Алтайского края, а вследствие аварии на Чернобыльской АЭС – территории Брянской, Калужской, Орловской и Тульской областей [5, 20, 31]. Радиационному воздействию на этих территориях подверглись десятки тысяч людей, а также сотни тысяч ликвидаторов последствий аварии на Чернобыльской АЭС [4, 9, 10, 32].

В связи с этим необходимость оценки радиационного воздействия на организм человека продолжает оста-

ваться актуальной и приобретает большое медико-социальное значение [11]. Оценкой радиационных последствий занимается радиационная гигиена, использующая методические подходы, позволяющие дать объективную оценку влияния ионизирующего излучения на состояние здоровья человека путем оценки радиационного риска [22, 24].

В радиационной гигиене существует единый критерий оценки – доза облучения. Наличие зависимости доза-эффект позволяет количественно и объективно обосновать нормативы (радиационно-гигиеническую допустимость или приемлемость) для радиационного фактора и оценить последствия радиационного воздействия вследствие аварий, катастроф и других радиационных инцидентов.

Доза облучения позволяет установить причинно-следственные связи отдаленных (стохастических) эффектов с фактом радиационного воздействия. Поэтому проблема восстановления радиационной обстановки и доз облучения, как ее составной части, является одной из важнейших в реализации научных исследований по оценке последствий радиационного воздействия на население.

Вместе с тем зачастую возникают серьезные трудности, связанные с получением достоверной информации о дозовой нагрузке на территориях, подвергавшихся радиоактивному загрязнению в период испытаний ядерных устройств на Семипалатинском испытательном полигоне и ликвидации последствий радиационных аварий, и обусловленные ее отсутствием или несовершенством измерений доз облучения.

В связи с этим в начале 90-х годов развернулись исследования по разработке методов ретроспективной дозиметрии. Эти исследования проводились по нескольким направлениям:

- расчетный метод (РМ) реконструкции радиационной обстановки на основе математического моделирования [17];
- полуэмпирический метод восстановления доз облучения по запасам ^{137}Cs (ЗЦП), накопленного в почве [18];
- инструментальный метод реконструкции доз облучения по термолюминесценции кварцевых включений (ТЛК) в строительной керамике [6, 16, 23];
- биофизический метод регистрации индивидуальной биологической оценки дозы облучения по ЭПР-сигналу (ЭПР) в эмали зубов [7, 28, 34, 36, 37, 38];
- цитогенетические методы – анализ хромосомных аберраций, микроядерный тест, метод флуоресцентной гибридизации (FISH) [3, 25, 29, 33, 35, 40].

Каждый из этих методов имеет свои достоинства и недостатки. Так, основным недостатком расчетного метода [17], отмеченного, кстати, его авторами, является неопределенность исходной метеорологической обстановки, поскольку наблюдения станций Росгидромета многолетней давности трудно восстановимы или вообще отсутствуют. Кроме того, этот метод не учитывает орографические и метеорологические особенности горных регионов. Главным достоинством метода [17] является возможность реконструировать траекторию переноса продуктов деления и пространственные параметры радиационного поля, формирующегося на местности в период прохождения радиоактивного облака ядерного взрыва, а также рассчитать соотношение доз внешнего и внутреннего облучения.

Восстановление доз облучения от локальных выпадений ядерных взрывов по величине осадка ^{137}Cs на почве [18] зависит от полноты информации об уровнях радиационного фона в период испытаний и результатов исследований почвы на содержание ^{137}Cs. Объективность результатов оценки доз облучения с помощью метода [18] зависит от корректного учета эффекта фракционирования и от идентификации локальных выпадений ^{137}Cs, поскольку этот радионуклид является опорным для восстановления плотностей выпадений всех других радионуклидов. Достоинством метода оценки доз облучения по величине осадка ^{137}Cs является возможность восстановления дозы в конкретном населенном пункте, на территории которого идентифицированы локальные выпадения этого радионуклида.

Из инструментальных методов наиболее широко применялся метод определения накопленной дозы гамма-излучения по термолюминесценции кварца строительной керамики [6, 16, 23], позволяющий дать ретроспективную оценку накопленной дозы за счет внешнего гамма-излучения за период от начала ядерных испытаний до момента измерения пробы. По мнению [5], это единственный и достоверный источник информации о радиационной обстановке, которую не дает никакой другой существующий инструментальный или расчетный метод. К недостаткам этого метода следует отнести сложность выявления кварцсодержащих материалов, изготовление которых предшествовало или совпадало со временем радиационного воздействия в период ядерных испытаний, а также отсутствие возможности определения дозы от конкретного взрыва, что существенно затрудняет оценку отдаленных последствий.

Биофизический метод определения поглощенных доз внешнего гамма-излучения по спектрам электронного парамагнитного резонанса зубной эмали основан на линейной связи анизотропного сигнала электронного парамагнитного резонанса (ЭПР), возникающего в зубной эмали и отражающего интенсивность радиационного воздействия, с поглощенной дозой [7]. Эмаль зубов является естественным дозиметром, способным сохранять информацию о поглощенной дозе в течение длительного времени и обладающим достаточно высокой чувствительностью [26, 27]. Недостатком метода является образование резонансных центров под действием ультрафиолета.

Метод, основанный на хромосомном анализе лимфоцитов крови облученного организма [33], информативен и может применяться в любые сроки после радиационного воздействия, но этот метод является трудоемким и сложным, поскольку предусматривает исследование огромного количества митозов в культурах лимфоцитов. Микроядерный тест [40], являясь относительно простым по сравнению с хромосомным анализом, обладает целым рядом недостатков обусловленных тем,

Таблица 1. *Дозы облучения населения Республики Алтай, восстановленные методом РМ [17], мЗв*

Районы	Средняя доза, ±m	Min – max
Горно-Алтайск	9,2±0,0	9,2 – 9,2
Майминский	8,3±0,4	6,8 – 9,4
Шебалинский	5,9±0,1	4,5 – 6,2
Онгудайский	3,2±0,04	3,0 – 3,4
Усть-Канский	4,6±0,3	3,6 – 6,2
Усть-Коксинский	8,5±0,96	3,3 – 14,7
Улаганский	2,8±0,3	2,2 – 4,9
Кош-Агачский	4,8±0,7	2,7 – 9,6
Турочакский	7,5±0,7	4,8 – 11,7
Чойский	6,5±0,6	5,4 – 8,4
Чемальский	5,3±0,9	3,5 – 6,2
Республика Алтай	6,1±0,7	2,8 – 9,2

Таблица 2. *Дозы облучения населения Республики Алтай, реконструированные методом ЗЦП [18], мЗв*

Районы	Средняя доза, ±m	Min – max
Майминский	134,0±0,0	134,0 – 134,0
Онгудайский	100,0±0,0	100,0 – 100,0
Усть-Канский	278,0±52,2	89,0 – 444,0
Усть-Коксинский	308,2±82,8	8,0 – 478,0
Улаганский	94,7±4,9	85,0 – 101,0
Кош-Агачский	93,0±16,8	65,0 – 142,0
Республика Алтай	168,0±40,2	93,0 – 308,2

Таблица 3. *Дозы облучения населения Республики Алтай, реконструированные методом ЭПР [7], мГр*

Районы	Средняя доза, ±m	Min – max
Горно-Алтайск	617,2±87,9	3,0 – 810,0
Майминский	135,7±61,8	51,0 – 256,0
Онгудайский	410,9±108,7	100,0 – 770,0
Усть-Канский	422,6±81,1	58,0 – 720,0
Улаганский	40±12,1	10,0 – 74,0
Кош-Агачский	84,7±35,6	21,0 – 144,0
Республика Алтай	285,2±94,5	40,0 – 617,2

что микроядра в клетках крови образуются не только вследствие радиационного воздействия, но и других мутагенов, что не позволяет связывать их образование только с дозой ионизирующего излучения. Однако микроядерный тест может быть использован для выявления групп повышенного риска при массовых обследованиях населения.

Большинство из этих методов нашло применение при восстановлении доз облучения населения на территориях регионов, подвергшихся радиоактивному загрязнению в период испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне.

Материалы и методы исследования. Реконструкция дозы облучения населения, проживавшего в период ядерных испытаний на территории Республики Алтай, выполнялась расчетно-теоретическим методом [17], по запасам накопленного в почве ^{137}Cs [18], по термолюминесценции кварцевых включений (ТЛК) в строительной керамике [6, 16] и по спектрам электронного парамагнитного резонанса зубной эмали [7].

Плотности осадка ^{137}Cs, обусловленные локальными выпадениями от ядерных взрывов, оценивались по разнице между содержанием этого радионуклида в почве [1, 2, 8, 12, 13, 21, 30] и плотностью осадка ^{137}Cs, обусловленного глобальными выпадениями, рассчитанными на основании информации о среднегодовой интенсивности атмосферных осадков. Кроме того, учитывались параметры взрыва (мощность и высота), которые могли обусловить локальные выпадения на территории Республики Алтай, и время начала выпадений [15, 20].

Пробы строительной керамики (красные кирпичи, изготовленные в 1949–1963 гг. и ранее) отбирались в г. Горно-Алтайске и в 50 населенных пунктах всех десяти районов республики. Контрольные пробы были отобраны с построек 1970, 1980, 1990 и 1994 гг. Всего было отобрано и обработано 166 проб красного кирпича [15, 20]. Для оценки доз облучения от конкретных взрывов использовалась специально разработанная методика [19].

У жителей Республики Алтай в 9 сельских районах и г. Горно-Алтайске отбирались образцы зубов из числа удаленных по медицинским показаниям [15, 20]. Всего было отобрано 330 зубов. ЭПР–дозиметрический анализ этого массива образцов проводился по единому стандартизованному методу, официально введенному в действие с 01.07.1997 г. [7].

Для хромосомного анализа (ХА) лимфоцитов был проведен забор крови у 474 здоровых жителей Усть-Канского и Усть-Коксинского районов.

Результаты исследования. Дозы облучения населения, восстановленные расчетно-теоретическим методом [17] по результатам реконструкции радиационной обстановки на территории 10 районов Республики Алтай за период 1953-1962 гг. представлены в таблице 1.

Как видно из таблицы 1, средние дозы облучения населения Республики Алтай, восстановленные РМ, варьируют от 2,8 до 9,2 мЗв. Наиболее высокое максимальное и среднее значение дозы облучения получено в Усть-Коксинском районе – соответственно 14,7 и 8,5 мЗв, при этом средняя доза достоверно выше, чем в целом по республике ($t=2,02$; $p=0,05$).

Ретроспективная оценка доз облучения по запасам ^{137}Cs, накопленным в почве [18], выполнена в 21 населенном пункте Республики Алтай. Результаты реконструкции доз облучения, усредненные по сельским районам, представлены в таблице 2.

Из таблицы 2 видно, что наиболее высокие максимальное и среднее значения дозы установлены в Усть-Коксинском районе – 478,0 и 308,2 мЗв. Величина средней дозы в этом районе различается только с аналогичными величинами в Улаганском и Кош-Агачском районах ($t=2,57$ и $t=2,55$; $p=0,02$).

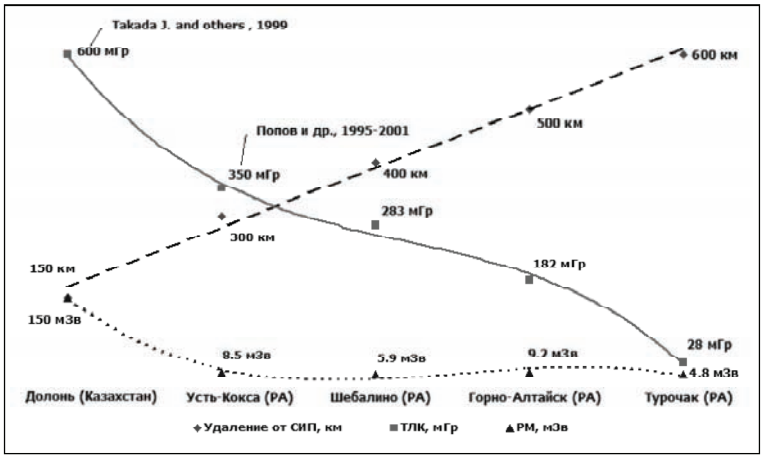


Рис. 1. *Зависимость величины дозы облучения от расстояния до Семипалатинского полигона*

Таблица 4. *Дозы облучения населения Республики Алтай, реконструированные методом ТЛК [6, 16], мГр*

Районы	Средняя доза, ±m	Min – max
Горно-Алтайск	91,6±10,8	15,0 – 182,0
Майминский	61,0±9,2	7,0 – 124,0
Шебалинский	97,0±18,8	12,0 – 283,0
Онгудайский	75,6±12,9	14,0 – 147,0
Усть-Канский	49,5±12,0	2,0 – 174,0
Усть-Коксинский	77,0±24,5	20,0 – 148,0
Улаганский	62,8±13,9	5,0 – 140,0
Кош-Агачский	62,7±20,5	23,0 – 161,0
Турочакский	28,0±0,0	28,0 – 28,0
Чойский	66,0±53,0	13,0 – 119,0
Чемальский	38,8±4,6	27,1 – 50,5
Республика Алтай	67,1±5,7	28,0 – 97,0

Таблица 5. *Дозы облучения населения Республики Алтай, рассчитанные по методике [19]*

Районы	Дозы облучения, мЗв	
	Средняя	Min – max
Горно-Алтайск	132,9±54,7	53,3 – 237,7
Майминский	188,1±43,5	109,8 – 260,3
Шебалинский	197,8±32,6	89,8 – 361,5
Онгудайский	138,6±26,7	24,4 – 217,1
Усть-Канский	137,5±30,5	19,5 – 278,0
Усть-Коксинский	201,2±56,0	37,5 – 356,9
Улаганский	109,7±23,2	48,9 – 162,1
Кош-Агачский	109,3±29,6	78,8 – 168,5
Турочакский	73,8±8,2	50,5 – 89,5
Чойский	94,9±28,1	49,4 – 171,6
Чемальский	78,0±21,4	33,6 – 114,6
Республика Алтай	123,3±12,5	73,8 – 197,8

При восстановлении доз облучения методом ЭПР [7] учитывалось, что отобранные образцы зубов равномерно распределяются по территории Республики Алтай, а возрастные группы доноров позволяют получить представление об индивидуальных дозах облучения населения в период ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и оценить величины доз, сформировавшихся за счет фонового облучения. Результаты реконструкции доз облучения представлены в таблице 3.

Как видно из таблицы 3, наиболее высокое значение средней дозы облучения, в 2,2 раза превышающее среднюю дозу по республике, выявлено в г. Горно-Алтайске (t=2,57; p=0,02).

Результаты реконструкции доз облучения методом ТЛК [6, 16], усредненные по сельским районам, представлены в таблице 4.

Как видно из приведенных в таблице 4 данных, максимальная средняя доза облучения в целом по Республике Алтай составила 67,1 мЗв, средняя минимальная – 28,0 мЗв. Усредненное значение накопленной дозы в целом по Республике Алтай составляет 67,1 мЗв.

Важно отметить, что методы восстановления доз облучения по содержанию ^{137}Cs в почве и термолюминесценции кварцевых включений позволяют реконструировать дозовую нагрузку, накопленную за весь период радиационного воздействия, только от внешнего γ-облучения. В связи с этим для оценки суммарных доз использовался метод [19], по которому на основе расчетно-теоретического соотношения доз от внешнего и внутреннего источника излучения рассчитывались суммарные дозы от каждого взрыва на основе накопленных доз в кварцсодержащих материалах и рассчитанных по запасам ^{137}Cs в почве.

Результаты реконструкции доз облучения от каждого взрыва методом [19], усредненные в целом по сельским районам и республике, представлены в таблице 5.

Сравнение с величинами доз, приведенными в таблице 5, показывает, что вклад внутреннего облучения достигает в среднем 45,4%. Средняя доза облучения, рассчитанная по уровню дицентрических хромосом, составила 290,3±129,5 (32–887) [14].

Обсуждение результатов исследования. Сравнение доз облучения, восстановленных расчетным, полуэмпирическим, инструментальным, биофизическим и цитогенетическим методами, показало, что величины доз, реконструированных расчетным методом, значительно меньше величин доз, реконструированных остальными методами: ЗЦП (t=4,03; p=0,01), ЭПР (t=2,95; p=0,02), ТЛК (t=10,62; p=0,001) и ХА (t=2,02; p=0,05). Вместе с тем между значениями доз облучения, восстановленных инструментальными и биодозиметрическими методами, существенных различий не выявлено.

Сравнительный анализ динамики величин доз облучения, реконструированных методом ТЛК в Республике Алтай [20] и в Казахстане [39], а также доз, реконструи-

рованных РМ, выявил их зависимость от расстояния до Семипалатинского полигона (рис. 1).

Как видно на рисунке 1, значения доз облучения, реконструированных РМ, и доз, восстановленных методом ТЛК, высоко и сильно коррелируют между собой (r=0,829; t=2,96; p=0,05), снижаясь по мере удаления от Семипалатинского полигона, соответственно r=–0,990 (t=14,25; p=0,001) и r=–,777 (t=2,47; p=0,1).

Распределение доз, реконструированных методом ТЛК, в отличие от доз, реконструированных расчетным методом, близко к Гауссовому (табл. 6).

Как видно из таблицы 6, среднее значение дозы, реконструированной методом ТЛК, совпадает с величинами медианы и моды, тогда среднее значение дозы, реконструированной РМ, и медиана соответственно в 2 и 1,6 раза больше моды.

Следует отметить, что РМ разрабатывался для равнинных территорий Алтайского края, поэтому полученные с помощью этого метода результаты в горной местности Республики Алтай, значительно меньше данных инструментальных методов. Эти различия обусловлены целым рядом причин.

Расстояние от опытного поля Семипалатинского полигона до западной границы Республики Алтай составляет 300 км. Реконструкция радиоактивных следов от ядерных взрывов на таком расстоянии является сложной задачей, поскольку гравитационный механизм, характерный для выпадений на ближнем следе, меняется на процессы, свойственные глобальным выпадениям. Существенное влияние на формирование радиоактивного следа оказывают также метеорологические условия и послойная динамика атмосферы. В силу этих и ряда других обстоятельств "прогноз положения радиоактивного следа на местности, полученный расчетно-теоретическим методом, обладает определенной погрешностью вследствие, главным образом, неопределенности в задании исходной метеорологической информации" [17]. Неопределенность исходной метеорологической обстановки, в особенности, информации о локальной синоптической ситуации, вследствие сложности восстановления или вообще отсутствия наблюдений станций Росгидромета многолетней давности, является основным недостатком этой методики, как указано ее авторами [17]. Важно отметить, что при восстановлении метеорологических данных для Республики Алтай не учитывались турбулентность и структура воздушных течений в пограничном слое атмосферы, пересечения радиоактивного облака с зоной выпадения атмосферных осадков, ее расположение и размеры. Видимо, вследствие указанных причин значения доз, восстановленных расчетно-теоретическим методом, на порядок и более отличаются от величин доз, реконструированных другими методами, что соответствует величине погрешности этого метода, которая при определении величины дозы в горной местности может достигать 300% и более [17].

Таблица 6. *Характеристика распределения доз облучения, реконструированных расчетным и инструментальным методами*

Метод реконструкции доз	Среднее значение ($ДИ_{95\%}$)	Медиана ($ДИ_{95\%}$)	Мода
ТЛК, мЗв	151,4 (29,9–273,0)	158,2 (4,0–361,5)	153,0
РМ, мЗв	4,6 (0,2–9,0)	3,7 (1,5–9,3)	2,3

Объективность и достоверность методов реконструкции доз облучения имеет большое значение при оценке отдаленных последствий для здоровья населения, подвергшегося радиационному воздействию, и разработке мероприятий по их минимизации. Объем планируемых мер по снижению возможных негативных последствий определяется результатами оценки радиационного риска, которые зависят от величины дозы облучения (табл. 7).

Сравнительный анализ результатов оценки отдаленных последствий, представленных в таблице 7, показал, что число случаев стохастических эффектов, рассчитанных по дозам, реконструированным расчетным методом, в 20–48 раз меньше, чем всеми другими методами.

Выводы

1. Установлено, что величины доз облучения, реконструированных расчетным методом, в 20–48 раз меньше доз, восстановленных полуэмпирическим (p=0,01), инструментальным (p=0,001), биофизическим (p=0,02) и цитогенетическим методами (p=0,05). Между значениями доз облучения, восстановленных этими методами, различий не выявлено.
2. Распределение доз облучения, реконструированных расчетным методом, в отличие от доз, восстановленных по термолюминесценции кварцсодержащих материалов, не соответствует Гауссовому (среднее значение составляет 4,6 мЗв; медиана – 3,7 и мода – 2,3). Погрешность расчетного метода в горной местности может достигать 300%. В связи с чем, на территории с горным ландшафтом целесообразно использовать методы реконструкции доз, обеспечивающие достоверную информацию о дозовой нагруз-

Таблица 7. *Вероятность развития отдаленных последствий радиационного воздействия в Республике Алтай в зависимости от метода реконструкции доз облучения*

Метод реконструкции дозы	Коллективная доза, чел.-Зв	Отдаленные последствия, число случаев		
		Смертельные раки	Наследственная патология	Всего
Расчетный (РМ)	754,1	41	2	43
Инструментальный (ТЛК)	15243,0	838	30	869
Полуэмпирический (ЗЦП)	20769,0	1142	42	1184
Биофизический (ЭПР)	35257,9	1939	71	2010
Цитогенетический (ХА)	35888,6	1974	72	2046

ке населения. К их числу относятся инструментальный и биофизический методы.

3. Достоверность результатов реконструкции доз облучения имеет большое значение для оценки влияния ионизирующего излучения на состояние здоровья человека с использованием методологии радиационного риска. Объективность оценки отдаленных последствий на основе зависимости доза-эффект позволяет количественно обосновать объем мероприятий, направленных на профилактику и минимизацию радиационно обусловленной патологии среди населения, подвергшегося радиационному воздействию вследствие ядерных испытаний или радиационных аварий.

Литература

2. *Балыкин Д.Н., Пузанов А.В., Мешков Н.А. Микроэлементы и радионуклиды в почвах Уймонской котловины (Центральный Алтай) // Ползуновский вестник. – 2006. – №6. – С.24–27.*
3. *Бобовникова Ц.И., Газиев Л.Е., Назаров Л.Е. и др. Выявление радиоактивного загрязнения на территории Алтайского края, обусловленного испытаниями ядерного оружия на Семипалатинском полигоне // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. – Т.1, кн.1. – Барнаул, 1993. – С.25–33.*
4. *Воробцова И.Е., Воробьева М.В., Богомазова А.Н. и др. Зависимость частоты стабильных и нестабильных аберраций хромосом от дозы облучения лимфоцитов человека in vitro / / Радиационная Биология. Радиоэкология. – 1997. – Т.37, Вып.2. – С.233–239.*
5. *Гордеев К.И., Балуев О.Т., Даренская Н.Г. и др. Концепция реабилитации населения и нормализации экологической, санитарно-гигиенической, медико-биологической и социально-экономической ситуации в населенных пунктах Алтайского края, расположенных в зоне влияния ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне // Вестник научной программы "Семипалатинский полигон-Алтай". – 1995. – №3. – С.11–15.*
6. *Гордеев К.И., Гринев М.П., Киселев В.И. и др. Инструментальные методы реконструктивного восстановления радиационной обстановки на местности и индивидуальных доз внешнего облучения населения Алтайского края // Вестн. научн. прогр. "Семипалатинский полигон-Алтай". – 1995. – №1. – С.80–91.*
7. *Государственный стандарт Российской Федерации ГОСТ Р 22.8.08-2001 "Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Метод определения поглощенной дозы гамма-излучения по термолюминесценции строительной керамики". – М., 2001.*
8. *Государственный стандарт Российской Федерации ГОСТ РФ 22.3.04-96 "Безопасность в чрезвычайных ситуациях. Контроль населения дозиметрический. Метод определения поглощенных доз внешнего гамма-излучения по спектрам электронного парамагнитного резонанса зубной эмали". – М., 1996.*
9. *Ельчининова О.А., Пузанов А.В., Рождественская Т.А., Мешков Н.А. Радионуклиды в почвах Северного и Центрального Алтая // Ползуновский вестник. – 2006. – №4, Ч.2. – С.24–27.*
10. *Иванов В.К., Цыб А.Ф. Медицинские радиологические последствия Чернобыля для населения России: оценка радиационных рисков. – М. : Медицина, 2000. – 392 с.*
11. *Ильин Л.А. Радиационные аварии: медицинские последствия и опыт противорадиационной защиты // Атомная энергия. – 2002. – Т.92, Вып.2. – С.143–152.*
12. *Катков А.Е., Мешков Н.А. Концептуальные положения регионального решения проблемы медико-экологического оздоровления территорий, подвергшихся радиационному воздействию // Матер научно-практ. конф. "Радиоэкологическая безопасность России" Санкт-Петербург, 20–22 июня 1995 г.*
13. *Кац В.Е., Робертус Ю.В. Оценка уровней загрязнения радионуклидами и тяжелыми металлами почвенного покрова на территории Усть-Канского района РА : отчет о НИР. – Майма : ГП "Алтай-Гео", 1994.*
14. *Кац В.Е., Робертус Ю.В. Оценка уровней загрязнения радионуклидами и тяжелыми металлами почвенного покрова на территории Майминского, Шебалинского, Чемальского и Онгудайского районов Республики Алтай : отчет о НИР. – Майма : ГП "Алтай-Гео", 1995.*
15. *Куропятник Н.И., Мешков Н.А., Ильинских Н.Н. и др. Влияние ядерных испытаний на медико-экологическую ситуацию в Республике Алтай. – Томск : Изд-ние Сиб. мед. ун-та, 1996. – 272 с.*
16. *Мешков Н.А., Вальцева Е.А., Аветисов Г.М. и др. Медико-социальные последствия ядерных испытаний. – М. : Воентехиниздат, 2003. – 398 с.*
17. *Методика выполнения измерений накопленной дозы гамма-излучения по термолюминесценции кварца строительной керамики: МУК 2.6.1.3-95. – М. : ФУМБЭП Минздравмедпрома РФ, 1995. – 21 с.*
18. *Методические указания МУ 2.6.1.015-93 "Оценка доз облучения населения в регионе локального выпадения радиоактивных продуктов ядерного взрыва". – М. : Госсанэпиднадзор РФ, 1993. – 81 с.*
19. *Методические указания МУ 2.6.10.040-95. "Определение эффективных доз внешнего облучения от локальных выпадений ядерных взрывов по величине осадка 137Cs на почве". – М. : Госсанэпиднадзор РФ, 1995.*
20. *Мешков Н.А. Алгоритм реконструкции доз облучения на основе расчетных и инструментальных методов // Воен.-мед. журн. – 2000. – №2. – С.61–68.*
21. *Мешков Н.А., Жиляев Е.Г., Вальцева Е.А., Галин Л.Л. Экологические и медико-биологические последствия воздействия ядерных испытаний на территорию и население Республики Алтай / Центр экстремальной медицины Гостехкомиссии России при Президенте Российской Федерации, ГВМУ МО РФ ; под ред. А.Ф. Цыба, И.М. Чижа. – М. : Воентехиниздат, 1999. – 144 с.*
22. *Мешков Н.А., Орлов М.Ю. Особенности идентификации радиоактивных локальных выпадений в условиях горных ландшафтов // Радиация и риск. – 1999. – Вып.11. – С.87–93.*
23. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). – изд. официальное. М. : Минздрав России. – 115 с.*
24. *Попов В.И., Портман А.И. Методика и результаты реконструкции доз внешнего гамма-облучения по термолюминесценции керамических материалов // 3 Съезд по радиац. исслед. "Радиобиол., радиоэкол., радиац. безопас.", Москва, 14-17 окт., 1997 : тез. докл. – Т.2. – Пущино, 1997. – С.43–44.*
25. *Радиационная безопасность : рекомендации МКРЗ 2007 г. – Публикация №103.*
26. *Севанькаев А.В., Моисеенко В.В., Цыб А.Ф. Возможности применения методов биологической дозиметрии для ретроспективной оценки доз в связи с последствиями аварии на Чернобыльской АЭС. Оценка доз на основе анализа нестабильных хромосомных аберраций // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1994. – Т.34, Вып.6. – С.782–792.*
27. *Смиренный Л.Н., Федосеев Г.А. Стандартизация и метрологическое обеспечение ЭПР-дозиметрического контроля населения в чрезвычайных ситуациях // 4 Междунар. симп. по радиац. безопас, Обнинск, 25-27 сент., 1996. – Обнинск, 1996. – С.44–45.*
28. *Смиренный Л.Н., Федосеев Г.А., Мешков Н.А., Моисеев Б.М. Дозы внешнего облучения жителей Алтайского края и Республики Алтай, измеренные с помощью ЭПР-спектрометрии эмали зубов // 2-й Обнин. симп. по радиоэкол., Обнинск, 1996 : реф. докл. – Обнинск, 1996. – С.5–6.*
29. *Смиренный Л.Н., Федосеев Г.А.. Ретроспективная оценка индивидуальных доз облучения населения Алтайского края по радиационным эффектам в зубной эмали методом ЭПР // Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края. Материалы научных исследований. – Т.1, кн.3. – Барнаул, 1993. – С.178.*
30. *Снигирева Г.П., Шевченко В.А., Новицкая Н.Н. Использование*

FISH-метода для реконструкции поглощенных доз, полученных участниками ликвидации аварии на Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1995. – Т.35, Вып.5. – С.655–661.

31. *Сухоруков Ф.В., Маликова Н.Н., Робертус Ю.В. и др. Комплексное исследование медико-экологической ситуации, сложившейся в Республике Алтай в связи с влиянием ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне : заключит. Отчет о НИР НИИЦ РБ КО (научн. рук. Н.А. Мешков). – М.: МинЧС России, 1994. – 247 с.*
32. *Цыб А.Ф., Степаненко В.Ф., Питкевич В.А. и др. Вокруг Семипалатинского полигона: радиоэкологическая обстановка, дозы облучения населения в Семипалатинской области (по материалам отчета межведомственной комиссии) // Медицинская радиология. – 1989. – №12.*
33. *Яворовский З. Реалистическая оценка воздействия аварии на Чернобыльской АЭС на здоровье людей // Атомная энергия. – 1999. – Т.86, Вып.2. – С.140–150.*
34. *Biological dosimetry: chromosomal aberration analysis for dose assessment. Thechnical Reports series №260 / International Atomic Energy Agency (IAEA). – Viena, 1986. – P.1–69.*
35. *Pivovarov S., Mosienko T.. ESR of Soils near Nuclear Explosions / / Book of Abstarcts of 4th Int. Symp. ESR-Dosimetry and Applications. – [Munich], 1995. – P.116.*
36. *Shevehenko V.A., Snigiryova G.P. // SCOPE-RADTEST III Workshop on "Methodologies of Dose Reconstruction, Epidemiology, and Sub-surface Transpart", March, 27-31. – Bnissels-Liege, Belgium, 1995. – RL.08.95. – P.10.*
37. *Smirenny L., Fedoseev G., Meshkov N. et al. Postpone consequences of nuclear tests and their relationship with radiation doses // Final Programme and Book of Abstracts 'International Conference on Biodosimetry and 5th International Symposium on ESR Dosimetry and Applications', Moscow / Obninsk, Russia, June 22-26, 1998. – Obninsk : MRRC RAMS, 1998. – P.69.*
38. *Smirennyi L.N., Fedoseev G.A., Melnicov P.V., Moiseev B.M. Retrospective Individual dose Reconstruction of Altai Territory Population with the Help of Tooth Enamel ESR Spectroscopy // II Workshop SCOPE-RADTEST Radioactivity from Nuclear Test Explosions: The Human and Environmental Consequences. Barnaul, Siberia, 5-10 September 1994.*
39. *Smirennyi L.N., Fedoseev G.A., Meshkov N.A. et al. Dose Radiation Measurements of Altai Territory and Republic of Altai with the Help of Tooth Enamel ESR Spectroscopy // Book of Abstracts SCOPE-RADTEST III Workshop on Methodologies of Dose Reconstruction Epidemiology, and Sub-surface Transport. March 27-31, 1995 – Brussels-Liege, Belgium.*
40. *Takada Jun, Hoshi Masaharu, Nagatomo Tsuneto et. al. External doses of residents near Semipalatinsk nuclear test site // J. Radiat. Res. – 1999. – №4. – P.337–344.*
41. *Thierens H. Biological dosimetry using micronucleus assay for lymphocytes: interindividual differences in dose response // Health Phys. – 1991. – 61, №5. – P.623–630.*

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАЗМЕЩЕНИЯ УРАНОВОГО ОРУДЕНЕНИЯ И ПРИНЦИПЫ ГЕОЛОГО-ЭКОНОМИЧЕСКОЙ ОЦЕНКИ МИНЕРАЛЬНО-СЫРЬЕВОГО ПОТЕНЦИАЛА НЕДР МОНГОЛИИ

Ю.Б. Миронов

Всероссийский научно-исследовательский геологический институт им. А.П. Карпинского (ВСЕГЕИ), Санкт-Петербург, Россия, ogumr@vsegei.ru

FEATURES OF THE URANIUM MINERALIZATION LOCALIZATION AND PRINCIPLES OF THE ECONOMIC-GEOLOGICAL EVALUATION OF THE URANIUM POTENTIAL OF MONGOLIA

Yu.B. Mironov

A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute (VSEGEI), Saint-Petersburg, Russia

Abstract. *Characteristic of structural and compositional complexes of different geological blocks of Mongolia is considered. Principal features of uranium mineralization' localization, main uranium-bearing formations and ages are defined. The main attention is focused on the integrated economic-geological evaluation of the uranium potential of Mongolia. The conclusions drawn in this article may be helpful for investors and governmental authorities in the decision making related to the development of mineral resources of Mongolia.*

Долгосрочные перспективы мирного использования атома в XXI в. сегодня максимально сконцентрированы в странах Центральной Азии. Одним из реальных экспортеров природного урана в этом регионе в ближайшее время может стать Монголия, обладающая разведанными запасами и значительными прогнозными ресурсами. За годы экономических реформ в стране осуществлен переход геологической службы на рыночные рельсы, создан и реализован на практике лицензионный механизм недропользования, решены многие законодательные проблемы. Переход экономики к разработке урановых месторождений делает актуальными дальнейшее изучение закономерностей размещения уранового оруденения и геолого-экономическую оценку минерально-сырьевого потенциала урана недр Монголии.

В истории изучения урановосности Монголии по научной обоснованности, технической оснащенности и результативности выделяется три основных этапа.

Первый этап (1945–1970 гг.) носил ревизионный характер и не привел к открытию урановых месторождений. Вместе с тем, аномальные значения радиоактивности, установленные в пегматитах Горихо, в грейзенах Тумэн-Цогта, в бурых углях Чойбалсанской, Нилгинской, Ульдзуйтинской депрессий, позволили уже тогда установить закономерную связь урановых проявлений с геологическими образованиями мезозойской эпохи, высказать предположение о потенциальной урановосности зон пластового окисления на юге страны и рекомендовать перспективные площади под поиски гидрогенных месторождений в Заалтайской Гоби и в Котловине Озер.

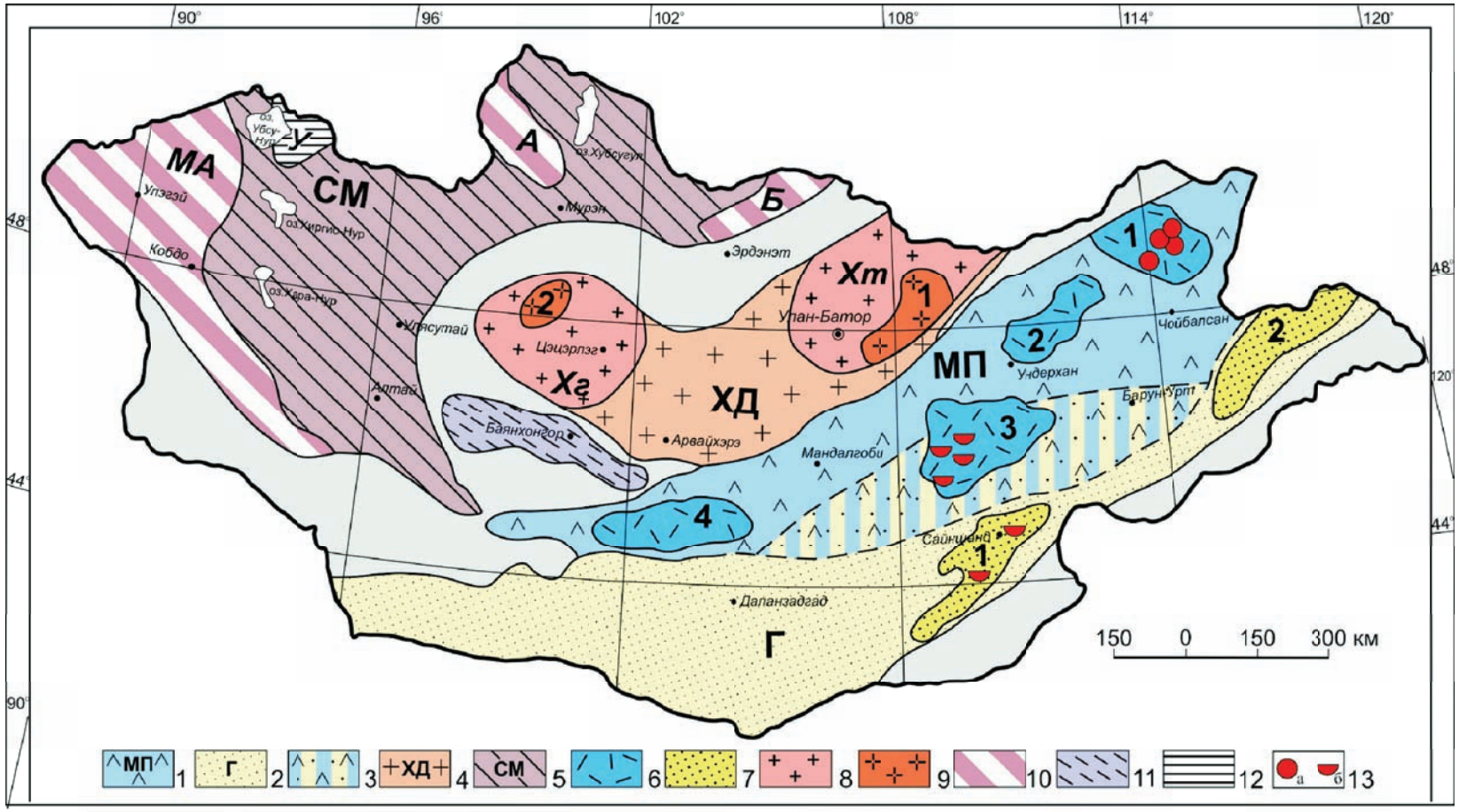


Схема металлогенического районирования Монголии на уран (по Ю.Б. Миронову, 2006)

1 - 5 - провинции: 1-Монголо-Приаргунская урановорудная, 2-Гобийская урановорудная, 3-область совмещения урановосных структур Гобийской и Монголо-Приаргунской провинций, 4-Хэнтэй-Даурская урановорудная, 5-Северо-Монгольская потенциально урановорудная; 6-10-районы, зоны, области: 6-районы: 1-Северо-Чойбалсанский, 2-Бэрхинский, 3-Восточно-Гобийский, 4-Среднегобийский; 7-районы: 1-Сайншандинский, 2-Тамцагский; 8-области: Хг-Хангайская, Хт-Хэнтэйская; 9-районы: 1-Центральный, 2-Чулутский; 10-зоны, области: МА-Монголо-Алтайская, А-Арагольская, Б-Бутэлийнурская; 11-Баян-Хонгорская зона (вне провинции); 12-Убсанурская область; 13-месторождения урана: а-эндогенные (гидротермальные), б-экзогенные (гидрогенные)

Рис. 1. *Схема металлогенического районирования Монголии на уран (по Ю.Б. Миронову, 2006)*

В результате специализированных работ второго этапа (1970–1991 гг.) была создана минерально-сырьевая база урана, включающая разведанные запасы месторождений Дорнотского рудного узла (Гурван-Булак, Дорнот, Нэмэр, Мардайнгол), гидрогенные месторождения Сайншандского (Нарс), Восточно-Гобийского (Харат, Хайрхан) районов и дана оценка прогнозных ресурсов урана Монголии [3, 6].

Для третьего этапа (1992 г. – настоящее время) характерно локальное изучение ураноносности лицензионных площадей в пределах известных урановорудных районов монгольскими и иностранными компаниями. Поисковые работы привели к открытию новых урановых месторождений (Хурт-Цав, Эрэн, Гурван-Сайхан, Мягмар и др.).

Высокий металлогенический потенциал урана страны зависит от истории ее геологического развития. Монголия является уникальной территорией, геологическое строение и металлогения которой определяются положением в области сочленения глобальных тектонических структур: Сибирской и Китайской древних платформ, систем палеозойских террейнов Центрально-Азиатского подвижного пояса, структур тектономагматической активизации, связанных с развитием Тихоокеанского подвижного пояса и наложенных седиментационных впадин, возникших в коллизионный этап развития Гималаид и Тяньшаид.

По типу развития и геологическому строению территория страны Главном Монгольским линеаментом традиционно разделяется на Северный и Южный мегаблоки [1]. Северный мегаблок сложен преимущественно метаморфическими породами и гранитоидами. Телескопированное проявление фанерозойского тектоногенеза привело к формированию сложной мозаично-блоковой структуры, включающей выступы докембрийского основания и наложенные прогибы. Мощность земной коры в Монголии по геофизическим данным оценивается в 40–55 км. При этом в центральной части Северного мегаблока присутствует зона с аномальной мантией, соответствующая продолжению Байкальского рифта. Южный мегаблок имеет отчетливо линейно-складчато-блоковое строение с широким развитием герцинского основного магматизма и вулканогенных эвгеосинклинальных образований на юге страны.

Минерагенический облик Монголии обусловлен сочетанием сингенетических (в т.ч. метаморфизованных) и эпигенетических (гидротермальных и гидрогенных) рудных концентраций. Общая направленность геологического развития характеризуется интенсивной континентализацией коры, миграцией складчато-надвиговых поясов и дальнейшей их тектоно-магматической переработкой. Именно эволюция тектонических обстановок определяет характер металлогении. Для докембрийских эпох характерна концентрация фемических элементов. В раннем палеозое преобладает мафические месторождения, сменяющиеся набором редкометальных и полиметальных объектов в переходных комплексах и литофильным оруденением. Максимальное влияние в период тектоно-магматической активизации имеет редкометальная, редкоземельная и радиоактивная специализация, обеспечивающая комплексный характер мезозойской металлогении [1].

Изучение радиогеохимических особенностей пород и руд положены в основу выявления закономерностей размещения уранового оруденения. Полученный материал свидетельствует, что развитие уранконцентрирующих процессов и периодичность их проявления синхронны с формированием радиогеохимически специализированных магматических формаций. Ярко выраженный направленный характер проявления специализированного магматизма обусловил продольную радиогеохимическую зональность. Урановая специализация поперечных северо-западных региональных структур объясняется связью с ним линейных совокупностей ВТС и лейкократовых массивов с повышенной радиоактивностью. Распределение промышленного уранового оруденения коррелируется с насыщенностью этих районов специализированными на уран и торий формациями. Подтверждается установленная практикой производственных работ в Забайкалье и Монголии тенденция размещения крупных урановых объектов в дифференцированных радиогеохимических зонах и явная зависимость между проявлением уранового рудогенеза и степенью перераспределения и выноса радиоактивных элементов из пород фундамента. Дорнотский, Жанчублинский, Чулутский, Восточно-Гобийский и Бэрхинский рудные узлы располагаются в блоках с пониженными содержаниями радиоактивных элементов в кристаллическом субстрате [2].

Каждая из глобальных структур Монголии характеризуется своим формационным типом уранового оруденения. Так с докембрийскими метаморфическими блоками ассоциируют проявления радиоактивных и редких элементов в пегматоидах и контактовых метасоматитах. Палеозойские террейны перспективны для выявления месторождений, связанных с первичным накоплением урана в углеродисто-кремнистых толщах. С вулканогенными структурами мезозоя тесно ассоциируют гидротермальные урановые месторождения. В наложенных депрессиях коллизионного этапа локализуются эпигенетические урановорудные объекты. Всего на территории Монголии известно более 10 месторождений урана, около 100 рудопроявлений и почти 1500 пунктов минерализации различного генезиса.

Рудноформационный анализ является наиболее эффективным методом изучения природных урановых концентраций. Он позволяет вскрыть закономерные связи между геологическими образованиями, историей их развития и урановыми месторождениями. При этом под урановорудной формацией мы понимаем естественное сообщество урановых месторождений, локализованных в сходной геологической обстановке, обладающих общими чертами вещественного состава и характеризующихся единством связи с определенной геологической формацией. На основе данного подхода все урановорудные объекты объединяются в следующие урановорудные формации [2, 5]:

1. Эндогенные: фтор-молибден-урановая в связи с вулканотектоническими структурами, урановая в зонах дробления гранитоидных массивов и метамор-

фических пород, урановая в углисто-кремнистых сланцах, ураноносная (с торием и редкими землями), связанная с кремнещелочными метасоматитами и субщелочными породами.

2. Экзогенные: урановая в терригенных отложениях паледолин, урановая (с редкими землями) в терригенных отложениях наложенных депрессий в связи с зонами грунтового и пластового окисления, урановая в угленосных толщах.

Большая часть известных урановорудных объектов Монголии сформировались в две главных урановорудных эпохи. С наиболее продуктивной позднемезозойской эпохой коллизионного рифтогенеза связано формирование промышленных гидротермальных месторождений фтор-молибден-урановой формации в позднемезозойских вулканотектонических структурах и их фундаменте. Позднемезозойско-кайнозойская эпоха характеризуется формированием гидрогенных месторождений урана, обусловленных неотектоническими сводово-глыбовыми движениями, связанными с коллизионным воздействием Альпийско-Гималайского пояса.

Ураноносные эпохи связаны с более ранними этапами развития крупных тектонических структур Монголии. С протерозойской ураноносной эпохой связаны урановые проявления в зонах докембрийского кремне-щелочного метасоматоза и пегматоидах Северной Монголии. Раннепалеозойская ураноносная эпоха обусловлена накоплением урана в углеродисто-кремнистых сланцах. С позднепалеозойской эпохой в вулканотектонических структурах и гранитных массивах связаны мелкие урановые, уран-ториевые и уран-редкометальные проявления.

Металлогеническое районирование Монголии на уран выполнено в соответствии с разработанными во ВСЕГЕИ принципами регионального металлогенического анализа. Главной единицей (рис. 1), использованной при металлогеническом районировании, является урановорудная провинция. На территории Монголии выделяются Монголо-Приаргунская, Гоби-Тамцагская, Хэнэй-Даурская и Северо-Монгольская урановорудные провинции, а в их пределах урановорудные районы, узлы и зоны. Крупные месторождения урана установлены в Северо-Чойбалсанском, Восточно-Гобийском, Сайншандинском рудных районах. Кроме того, выделены Хангайская, Хэнтэйская, Монголо-Алтайская, Арагольская, Бутэлинурская и Баян-Хангорская потенциально урановорудные зоны. Всего к разряду перспективных отнесено 54 вулканотектонические структуры, более 20 гранитных массивов и несколько десятков наложенных впадин [2,5].

Геолого-экономическая оценка минерально-сырьевого потенциала урана недр Монголии включает научно обоснованный подсчет количества запасов и ресурсов урана и определение их стоимости в недрах на основе принципов системности, рентабельности и учета мировой цены конечного продукта. Результаты геолого-экономической оценки минерально-сырьевого потенциала урана недр отражают состояние, перспективы, основные направления развития минерально-сырьевой базы урана и являются основой рекомендаций по дальнейшему проведению геологоразведочных и добычных работ на уран. Количественная оценка минерально-сырьевого потенциала урана Монголии выполнена с использованием различных методик (геохимического баланса регрессии геологических и геохимических моделей, экспертных оценок).

Общие запасы и ресурсы урана Монголии составляют 1470 тыс. т [4]. Анализ их распределения позволяет отнести к достоверным и дополнительным 800 тыс. т (54% общей оценки). Основу сырьевой базы (757 тыс. т или 52% общей оценки) составляет оруденение песчаникового типа в связи с зонами пластового и грунтового окисления. Урановое оруденение локализуется вблизи поверхности и пригодно для отработки методом скважинного подземного выщелачивания. Эти ресурсы могут разрабатываться по себестоимости 40 долл./кг. Второе место принадлежит жильно-штокверковому гидротермальному оруденению фтор-молибден-урановой формации в мезозойских вулкано-тектонических структурах и их фундаменте. Его ресурсы оцениваются в 313 тыс. т (21% общей оценки). Остальные типы изучены слабее и их удельный вес в балансе ресурсов относительно невелик.

Определение стоимости минерально-сырьевых ресурсов в недрах является завершающим этапом геолого-экономической оценки. Достижение этой цели возможно путем приведения перспективных и локализованных прогнозных ресурсов и предварительно оцененных запасов к запасам урана промышленных категорий и определения их потенциальной стоимости с учетом мировой цены на дату оценки и коэффициента сквозного извлечения [3]. По своему значению сумма приведенных запасов Монголии (349 тыс. т) сопоставима с разведанными запасами крупных урановорудных районов России и Казахстана. Общая денежная оценка минерально-сырьевого потенциала урана недр Монголии в действующих в 2009 г. ценах составляет около 14 млрд долл. США. Полученная величина денежной оценки потенциальной стоимости урана в недрах весьма существенна и сопоставима со значением денежных оценок минерально-сырьевых баз других регионов Азии.

Реальная стоимость запасов и прогнозных ресурсов составляет лишь часть их потенциальной стоимости и может быть определена путем понижения потенциальной стоимости с учетом поправочных коэффициентов. Эта стоимость отражает ожидаемую прибыль от освоения недр. Суммарная величина товарной стоимости запасов и ресурсов урана Монголии на 01.01.2009 г. составляет 1,5 млрд т. Полученные данные по величине товарной стоимости могут быть привлекательными для многих инвесторов, а для государственных органов управления недрами служить основой планирования геологоразведочных и добычных работ на уран в наиболее перспективных урановорудных районах и узлах.

Дальнейшее изучение ураноносности Монголии не исключает возможности выявления новых формационных типов урановых месторождений, известных в Китае, Казахстане и России. Следует подчеркнуть, что ураноносность осадков Котловины Больших Озер также требует сегодня переоценки с позиций накопленного материала и знаний. Кроме того, весьма перспективным

на выявление гидрогенных месторождений витимского типа являются терригенные впадины с проявлениями кайнозойского вулканизма в Хэнтэе и Дариганге, а также мезозойские впадины Восточно-Гобийского района с месторождениями зон грунтового окисления в палеодолинах. Особого внимания заслуживает Гобийский регион, сходный по геологическому строению с Центрально-Кызылкумской урановорудной провинцией, где рудоконтролирующие зоны пластового окисления осложнены очагами восстановления. Гоби входит в зону молодых плит Евразии, в которых на протяжении 9000км от гор Иберии до впадины Сунляо выявлено более 100 экзогенных месторождений урана [2, 5]. Это заставляет высоко оценивать перспективы региона на гидрогенное урановое оруденение.

В заключение хотелось бы отметить, что в новых экономических условиях XXI века интеграции экономик различных стран очевидна дальнейшая специализация государств по минерально-сырьевым ресурсам. В этом смысле "Уран Монголии" является ярким примером использования международного опыта и знаний, представляющим научный и практический интерес.

Литература

1. *Геология Монгольской Народной республики. – Т.1–3 / гл. ред. Н.А. Маринов. – М., 1973.*
2. *Миронов Ю.Б. Уран Монголии. – изд. 2-е. – Анатолия ; СПб., 2006. – 326 с.*
3. *Михайлов Б.К., Петров О.В., Кипельман С.А. Богатство недр России. Минерально-сырьевой и стоимостной анализ. – изд. 2-е. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2008. – 484 с.*
4. *Mironov Yu.B., Chouloun, Jamsradory. Uranium Resources and Mongolia. IAEA. Tech. Doc. – Vena, 1993.*
5. *Mironov Yu.B. Uranium Deposits in Mongolia: Emplasement Patterns and Potential // Proc. of the Ninth Biennial Meeting of the Society for Geology Applies to Mineral Deposits Dublin, Ireland 20th–23rd August 2007.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ БЕЛОЯРСКОЙ АТОМНОЙ СТАНЦИИ НА УРАЛЕ

И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, Л.Н. Михайловская

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, molchanova_i_v@mail.ru

RADIOECOLOGICAL MONITORING IN THE ZONE OF OPERATING BELOYARSKAYA NUCLEAR POWER PLANT IN THE URALS

I.V. Molchanova, E.N. Karavaeva, L.N. Mikchailovskaya

Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Sciences, Urals Division, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *The radioecological monitoring of terrestrial ecosystems situated around Beloyarskaya NPP in the Urals has been conducted. Gas and aerosol discharge from BNPP (which operates for more than 40 years) did not make considerable contamination of soil cover in the 15-km zone including populated town's territory. The contamination levels of ^{90}Sr, ^{137}Cs and $^{238-240}Pu$ in investigated soils come nearer to those typical for the Urals region. The main attention was paid to Olkchovsk bog-river ecosystem, where the BNPP has been releasing low-active water for about 30 years. At present time the total inventory of radionuclides (in the main ^{137}Cs) in the bottom sediments of Olkchovsk bog is approximately 3,7 TBq. It is shown, that in close proximity to contaminated bog the content of ^{137}Cs in the soils is higher than those on the control plots by a factor of 5–10.*

Белоярская атомная станция (БАЭС), расположена на Среднем Урале вблизи таких крупных городов, как Екатеринбург и Асбест. Первая очередь БАЭС включала два энергоблока с канальными водографитовыми реакторами на тепловых нейтронах, в 1964 и 1967 г. введенных в эксплуатацию. В 1969 г. они достигли проектной мощности 300 Мвт, а к 1989 г. – выведены из эксплуатации. Вторая очередь состоит из действующего энергоблока на быстрых нейтронах (БН-600), который был пущен в 1980 г. В настоящее время ведется строительство нового энергоблока – БН-800. Штатная работа реакторов сопровождается контролируемыми газоаэрозольными выбросами и сбросами слаборадиоактивных дебалансных вод; в их составе в окружающую среду поступает целый ряд техногенных радионуклидов. Наиболее значимыми являются ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238,239,240}Pu$. Особое внимание привлекает $^{238,239,240}Pu$, так как переход БАЭС на использование смешанного уран-плутониевого топлива (mixed-oxide fuel или МОКС-топливо) повышает вероятность поступления его в окружающую среду.

Ранее авторами проводился многолетний (1978–2002 гг.) радиоэкологический мониторинг природных экосистем в районе БАЭС [1, 3]. По уровню содержания долгоживущих радионуклидов в их депонирующих компонентах проведено ранжирование обследуемой территории с выделением импактной, буферной и фоновой зон. Импактная зона совпадает с областью максимальных концентраций радионуклидов, буферная – примыкает к ней и включает территорию, на которой прослеживается падение градиента радионуклидного загрязнения до фонового уровня. Глобальный фон сформировался в период массированного испытания ядерного оружия (50–60-е гг. XX века) за счет загрязнения биосферы. В поясе между 50 и 60° с.ш. интегральная плотность загрязнения почвенного покрова ^{90}Sr с учетом радиоактивного распада составляет 1,5 кБк/м^2, ^{137}Cs – 2,4 кБк/м^2, а изотопов плутония варьирует в пределах

30–300 Бк/м^2 [2, 6]. В настоящее время оценка "фона" представляет довольно трудную задачу, так как в регионах с высокой техногенной нагрузкой, как правило, имеются источники дополнительного поступления радионуклидов в окружающую среду. В результате формируется региональный фоновый уровень. Так плотность загрязнения почвенного покрова в пределах Уральского региона для ^{90}Sr составляет 1,5–3,0, для ^{137}Cs " 4,6–6,8 кБк/м^2; а изотопов Pu " не превышает уровня обусловленного глобальными выпадениями [4]. Причиной повышенного содержания радионуклидов в почвах Уральского региона, наряду с выбросами атомно-энергетических предприятий, является Чернобыльская авария 1986 [6].

Эксплуатация таких потенциально опасных объектов как атомные станции должна систематически контролироваться мониторинговыми исследованиями. В первую очередь необходимо следить за уровнем загрязнения депонирующих компонентов экосистем (почва, донные отложения), в них, как правило, сосредоточены основные запасы техногенных радионуклидов.

Задача работы состояла в оценке современных уровней радионуклидного загрязнения депонирующих компонентов экосистем в зоне аэрозольных и жидких сбросов БАЭС.

Методология исследований. Исследования в зоне Белоярской АЭС проводили в 2005–2008 гг. Структуру мониторинга разрабатывали, принимая во внимание ранее полученные результаты, учитывая пути поступления радионуклидов, антропогенную нагрузку и ландшафтно-геохимические особенности территории. Основная часть экосистем, сопредельных с БАЭС, испытывает воздействие газоаэрозольных выбросов; в зону их влияния попадает и территория муниципального образования г. Заречный с населением около 30 тыс. человек. Поэтому слежение за газоаэрозольными выбросами БАЭС в пределах природных экосистем и городской застройки является важной составляющей радиоэкологического мониторинга. В предыдущих исследованиях было показано, что на расстоянии 15–20 км от БАЭС содержание ^{90}Sr, ^{137}Cs и изотопов плутония в почвах не превышает уровня характерного для Уральского региона. С учетом этого обстоятельства, радиус обследуемой территории ограничили пятнадцатью километрами и условно разделили ее азимутальными линиями на 4 сектора, ориентированных по сторонам света. Поскольку в районе БАЭС преобладают юго-западные ветры, а факел газоаэрозольных выбросов приземляется на северо-востоке, то выделение азимутальных секторов предусматривало охват этих важнейших направлений. Окрестности БАЭС представляют собой слабохолмистую равнину, рассеченную долиной р. Пышмы и в большей части покрытую березово-сосновыми лесами с примесью осины. В почвенном покрове преобладают бурые лесные и дерново-луговые суглинистые почвы. Лесные колки и пойменные луга используются для выпаса скота и сенокоса. В трех км к югу от атомной станции расположен город Заречный. Его северо-западная и западная окраины ограничены береговой зоной Белоярского водохранилища, которое используется населением в рекреационных целях. Окрестные леса носят следы интенсивного антропогенного воздействия; в них преобладают примитивно-аккумулятивные или слабо развитые бурые лесные почвы, в профиле которых выделяется маломощная рыхлая лесная подстилка.

Таблица 1. *Плотность радионуклидного загрязнения почв 15-км зоны влияния БАЭС*

Расстояние от БАЭС	Азимутальный сектор			
	С-З	С-В	Ю-З	Ю-В
^{90}Sr, кБк/м^2				
0–3 км	1,2±0,3 (1,0–1,6)*	1,7±0,4 (1,5–1,9)	1,0±0,2 (0,8–1,3)	1,8±0,5 (1,2–2,4)
3–15 км	0,9±	1,3±0,1 (1,2–1,3)	1,5±0,4 (1,3–1,7)	1,3±0,2 (1,2–1,4)
^{137}Cs, кБк/м^2				
0–3 км	4,2±1,5 (2,6–6,1)	5,8±0,6 (5,1–6,6)	0,5±0,2 (0,2–0,7)	5,5±0,4 (5,0–5,9)
3–15 км	2,6	4,5±0,7 (3,6–5,3)	4,5±4,2 (2,1–6,9)	3,0±1,6 (0,9–4,7)
^{239,240}Pu, Бк/м^2				
0–3 км	52±3 (47–55)	79±31 (41–116)	16±3 (12–20)	83±21 (64–115)
3–15 км	31	27±5 (23–35)	29±2 (28–30)	36±8 (31–40)

* – в скобках – пределы колебаний.

Слаборадиоактивные жидкие сбросы Белоярской АЭС в течение многих лет поступали в Ольховскую болотно-речную экосистему. В настоящее время изменение технологических процессов привело к снижению поступления радионуклидов в окружающую среду с жидкими сбросами. Ольховская болотно-речная экосистема расположена в 5 км к юго-востоку от станции; она включает в себя Ольховское болото с прилегающими заболоченными участками и небольшую речку Ольховку – приток р. Пышмы. Общая площадь болота составляет около 0,3 км^2. В ходе многолетнего радиоэкологического мониторинга было установлено, что донные отложения Ольховского болота содержат повышенные количества ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu [1, 3]. Запас долгоживущих радионуклидов (преимущественно ^{137}Cs) в них составляет около 3,7x10^{12} Бк, что превращает Ольховское болото в потенциальный источник загрязнения сопредельных территорий. Проведенное ранжирование позволило считать Ольховскую болотно-речную экосистему импактной, а полосу гидроморфных почв шириной до 50 м, примыкающих к болоту – буферной зонами. Территорию за пределами воздействия жидких сбросов атомной станции условно отнесли к фоновой.

В качестве самостоятельных объектов мониторинга были выделены:

- территория радиусом 15 км, при обследовании которой особое внимание было уделено прилежащей к БАЭС 3-километровой зоне;
- территория города энергетиков Заречного;
- Ольховская болотно-речная экосистема с сопредельным почвенным покровом.

Таблица 2. *Плотность радионуклидного загрязнения почв городской территории*

Окраины г. Заречный	^{90}Sr, кБк/м^2	^{137}Cs, кБк/м^2	^{239,240}Pu, Бк/м^2
Северо-западная	1,0 (0,9–1,1)	5,3 (5,0–5,5)	58 (55–60)
Северо-восточная	0,8 (0,7–0,9)	6,2 (6,0–6,5)	106 (98–113)
Западная	1,1 (1,1–1,2)	6,1 (5,9–6,3)	67 (62–71)
Восточная	1,0 (1,0–1,1)	5,8 (5,7–5,9)	68 (65–70)
Южная	1,1 (1,0–1,3)	5,8 (5,4–6,2)	107 (85–129)

Для долговременных наблюдений за уровнем загрязнения депонирующих компонентов экосистем в каждом из выделенных объектов мониторинга закладывали реперные участки, фиксируя их географические координаты. В 15-километровой зоне такие участки располагали в типичных экосистемах каждого из выделенных секторов на разном удалении от БАЭС, а при обследовании селитебной территории – на окраинах города. Поскольку радионуклиды аэрозольных выпадений поступают на поверхность почвы, глубина отбора образцов не превышала 10 см. Для получения репрезентативных данных почвенные образцы отбирали в углах равностороннего треугольника со стороной 10 м (с учетом площади), затем их усредняли, отбирая аликвоту для анализа. Такой метод отбора проб позволяет представительно характеризовать территорию 0,2–0,5 км^2.

В зоне жидких сбросов станции реперные участки закладывали в начале болота (в месте контакта сбросных и болотных вод), в середине и на выходе из него (исток р. Ольховки). Кроме того, было обследовано среднее течение р. Ольховки и участок р. Пышмы протяженностью 2 км расположенный вниз по течению от места впадения р. Ольховки. Пробы 10 см слоя донных отложений отбирали специальным буром в 3 повторностях. На территориях, сопредельных с местами отбора донных отложений, обследовали полосу гидроморфных почв и сопряженные с ней поверхностным и внутрипочвенным стоком почвы суходолов.

Содержание ^{90}Sr в образцах определяли радиохимическим методом по ^{90}Y. Радиометрию полученных препаратов проводили на малофоновой установке (УМФ – 2000) с нижним пределом обнаружения 0,4 Бк и статистической ошибкой измерений не более 10%; ^{137}Cs – гамма-спектрометрическим способом с использованием многоканального анализатора фирмы Canberra-Packard (США) с германиевым полупроводниковым детектором. Нижний предел обнаружения составлял 0,01 Бк, а ошибка счета не превышала 15%. Содержание изотопов плутония в природных объектах определяли радиохимическим методом, включающим выделение их на ионообменной смоле, электролитическое осаждение на дисках, изготовленных из нержавеющей стали. Измерение содержания изотопов плутония (^{238}Pu, ^{239,240}Pu) проводили с помощью альфа-спектрометра фирмы Canberra-Packard с ошибкой не более 10%. Предел обнаружения составляет 0,001 Бк.

Результаты исследований и их обсуждение. Результаты проведенных исследований не выявили зависимости плотности загрязнения почв и донных отложений от времени обследования территории, поэтому в таблице 1 и далее приведены значения, усредненные для всего периода наблюдений. В 3-киломнтровой зоне наблюдений плотность загрязнения почв ^{90}Sr варьирует от 0,8 до 2,4 кБк/м^2. Статистическая обработка данных показала, что достоверного различия уровней загрязнения почв по азимутальным секторам не обнаружено. Последнее справедливо и для 15-километровой зоны. Плотность загрязнения почв ^{137}Cs на ее территории варьирует в пределах 0,9-6,9 кБк/м^2, при этом максимальные значения не превышают уровней регионального фона. Обращает внимание аномально низкое содержание ^{137}Cs в почвенном покрове юго-западного сектора 3-х километровой зоны. Отметим, что почвенный покров этого участка нарушен при организации рыбного хозяйства и в ходе его эксплуатации.

Плотность загрязнения почв ^{239,240}Pu на 1–2 порядка величин ниже, чем ^{90}Sr и ^{137}Cs. При этом в ближней и дальней зонах станции она варьирует в пределах от 12 до 116 Бк/м^2 и от 23 до 40 Бк/м^2, а в среднем составляет 57,5 и 30,8 Бк/м^2 соответственно. Статистическая обработка результатов по критерию Стьюдента показала, что отмеченные различия хотя и достоверны но незначительны ($t_{эксп.}$=2,8, $t_{0,05}$=2,6). Таким образом, можно говорить не столько о различиях в плотности загрязнения почв изотопами Pu, сколько о формировании тренда к увеличению загрязненности почвенного покрова ближней зоны станции.

Анализ данных, характеризующих уровни загрязнения почв, в пределах г. Заречный показал, что плотность загрязнения почв ^{90}Sr и ^{137}Cs варьирует незначительно, лишь для ^{239,240}Pu в некоторых случаях различия достигают 2-кратной величины (табл. 2). При этом абсолютные значения плотности загрязнения почвенного покрова радионуклидами практически не отличаются от регионального фона и в среднем составляют для ^{90}Sr – 1,0±0,1; для ^{137}Cs – 5,8±0,2; для ^{239,240}Pu – 81±11. Сравнение плотности загрязнения почв ^{239,240}Pu в селитебной и 15-километровых зонах выявляет тренд к увеличению плутониевой нагрузки в пределах городской территории.

На территории Ольховской болотно-речной экосистемы максимальное содержание ^{90}Sr обнаружено в донных отложениях Ольховского болота, включая исток р. Ольховки (табл. 3). В затапливаемой полосе гидроморфных почв оно снижается в 3–5 раз и достигает фоновых значений на суходольных участках. Как отмечалось выше, основным загрязнителем донных отложений болотно-речной экосистемы является ^{137}Cs. Действительно проведенные исследования показали, что на всем обследованном участке содержание этого радионуклида в донных отложениях оказалось на 1–2 порядка величин выше, чем ^{90}Sr; в крайних точках наблюдения оно равно 433,6 и 79,4 кБк/м^2. Как правило, повышенное количество этого нуклида отмечено и в почвах затапливаемой береговой зоны болота. Следует отметить высо-

кую вариабельность пространственного распределения радионуклидного загрязнения донных отложений и гидроморфных почв, различия плотности загрязнения в пределах одного участка опробования достигает порядка величин. Такая неравномерность загрязнения различных элементов экосистемы, по-видимому, объясняется динамичностью гидрологической ситуации, неоднородностью мезорельефа и застаиванием паводковых вод в естественных понижениях. В плотности загрязнения депонирующих компонентов ^{239,240}Pu не обнаружено ясно выраженного градиента. В донных отложениях водных экосистем и почвах береговой зоны плотность загрязнения варьирует от 23 до 120 Бк/м^2. Отметим, что содержание ^{239,240}Pu во всех изученных компонентах обследованной экосистемы не превышает фоновых значений.

Таблица 3. *Плотность радионуклидного загрязнения донных отложений Ольховской болотно-речной экосистемы и почв сопредельных территорий*

Место отбора проб	Илистые донные отложения	Почва	
		Затапливаемая зона	Суходол
^{90}Sr, кБк/м^2			
Ольховское болото: начало	7,0 (2,0–13,6)	1,3	–
середина	4,5 (3,9–5,1)	1,4 (0,5–2,9)	–
р. Ольховка: исток	2,3 (н.п.о.–5,6)	3,1 (2,5–3,6)	1,1 (1,0–1,2)
среднее течение	0,3 (н.п.о.–0,6)	1,2	–
р. Пышма	1,9 (0,4–3,7)	1,4 (1,2–1,7)	1,8
^{137}Cs, кБк/м^2			
Ольховское болото: начало	433,6 (101,8–837,1)	6,9	–
середина	47,3 (44,8–49,9)	15,4(14,3–16,1)	5,2
р. Ольховка: исток	60,2 (43,4–75,7)	76,7 (15,2–167,8)	3,3 (2,4–4,4)
среднее течение	55,7 (54,7–56,7)	3,8	–
р. Пышма	79,4 (17,7–150,2)	16,6 (4,5–30,8)	3,6
^{239,240}Pu, Бк/м^2			
Ольховское болото: начало	110	50	–
середина	70	120	–
р. Ольховка: исток	100	80	147
среднее течение	100	70	–
р. Пышма	Н.п.о.	23	–

Заключение. Приведены результаты радиационного мониторинга депонирующих компонентов экосистем находящихся под воздействием газоаэрозольных выбросов и жидких сбросов Белоярской АЭС. В настоящее время (2005–2008 гг.) в зоне газоаэрозольных выбросов плотность загрязнения 10-ти сантиметрового слоя почв ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в пределах выделенных азимутальных секторов не имеет статистически достоверных различий, что справедливо и для селитебной территории (г. Заречный Свердловской области). Плотность загрязнения почв для ^{90}Sr варьирует от 0,8 до 2,4 кБк/м^2, для ^{137}Cs – от 0,5 (антропогеннонарушенные) до 6,9 кБк/м^2, а для ^{239,240}Pu составляет десятки Бк/м^2. Установленные уровни плотности загрязнения почв долгоживущими радионуклидами не превышают фоновых значений. В зоне жидких сбросов БАЭС сохраняется напряженная радиоэкологическая обстановка. В донных отложениях Ольховского болота содержание ^{90}Sr в 2-5 раз, а ^{137}Cs на 1–2 порядка величин превышает уровень регионального фона. В затопляемой береговой зоне болота обнаружено повышенное содержание ^{137}Cs. Для ^{239,240}Pu не обнаружено ясно выраженного градиента плотности загрязнения 10 сантиметрового слоя донных отложений и почвах.

Литература

1. *Куликов Н.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Радиоэкология почвенно-растительного покрова. – Свердловск : УрО АНСССР, 1990. “ 172 с.*
2. *Утилизация плутония: проблемы и решения : мат. Российско-Американских слушаний. – Екатеринбург, 2000. – 89 с.*
3. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. – Екатеринбург : УрО РАН, 2001. – 161 с.*
4. *Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. – Екатеринбург : УрО РАН, 2006. – 87 с.*
5. *Сараев О.М., Ошканов Н.Н., Мальцев В.В. Перспективы безопасной утилизации плутония в виде МОКС-топлива на Белоярской АЭС // Утилизация плутония: проблемы и решения : Матер. Российско-Американских слушаний. – Екатеринбург, 2000. – С.57–59.*
6. *Aarkrog A., Dahlgaard H., Nielsen S.P. et al. Radioactivity inventories from the Kyshtym and Karachay accidents: estimates based on soil samples collected in the South Urals (1990–1995) // Sci. Total Environ. – 1997. – Vol.201. – P.137"154.*

ДИАЛЕКТИКА ФУНДАМЕНТАЛЬНО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО ЗНАНИЯ КАК ОСНОВА ФОРМИРОВАНИЯ ИННОВАЦИОННОГО МЫШЛЕНИЯ ВЫПУСКНИКОВ

А.Д. Московченко

Томский государственный университет систем управления и радиоэлектроники,
Томск, Россия, fil@tusur.ru

THE DIALECTICS OF FUNDAMENTAL-TECHNOLOGICAL KNOWLEDGE AS A BASIS OF GRADUATES' INNOVATIVE MIND FORMATION

A.D. Moskovchenko

Tomsk State University of Control Systems and Radloelectronics

Abstract. *The aspects of technical universities graduates' innovative mind formation are considered. Onthological and logic-methodological points are touched upon. G.S. Altshuller's ideas and N.A. Vasiliev's imagined logic are used to decide innovation technological tasks. The research is carried out using contemporary material of nuclear power stations modeling and designing.*

Существует принципиальная разница между фундаментальной и технологической инновациями знания. Фундаментальная инновация связана с поиском принципиально новых знаний о природе и обществе, значимых для развития инженерии и культуры в целом. Технологическая – придает этому знанию вид сервисно-рыночного товара. Особенно остро эту разницу чувствует инженер-изобретатель (проектировщик и конструктор) принципиально новых технических систем. Конструктивная диалектическая логика и методология должна помочь ему в осмыслении инноваций и обеспечить выпускника инженерно-технического вуза адекватной картиной мира.

Трудности с осмыслением диалектики фундаментально-технологического знания возникают уже на уровне онтологии, когда мы пытаемся понять диалектику естественного и искусственного. Сформировавшийся так стремительно (за последнее столетие) техносферический мир предъявляет все новые требования к техническому изобретательству, к проектированию и конструированию технических систем. Главное требование – привести технико-технологические комплексы в соответствие с внешней природно-техносферической средой, а если затрагивать перспективу, то и целенаправленно формировать эту среду. Другими словами, инженер-изобретатель (проектировщик, конструктор) XXI века должен не только глубоко осмыслить собственно технико-технологические проблемы, но и проникнуть в тайны естественной "инженерии" Космоса. Проблему противостояния естественного и искусственного в техническом творчестве инженера впервые четко поставил основоположник теории решения изобретательских задач (ТРИЗ) Г.С. Альтшуллер [1]. Сложность решения технических задач, по его мнению, обусловлена противоречиями между естественными (природными) и искусственными свойствами и элементами разрабатываемой конструкции. Творческое решение задачи заключается не в смягчении и затушевывании противоречий, а, наоборот, в предельном обострении их. Обозначить четко техническое противоречие, а затем найти способы его разрешения – вот основная задача инженерии. Диалектическому искусству четкой постановки задач, а затем и их решения необходимо учить выпускников инженерно-технических вузов.

При этом проявляется другая, не менее сложная, проблема гносеологического порядка – уже на уровне логики и методологии. Формальная логика и методология Аристотеля запрещает выявлять и предельно обострять противоречия, поскольку они присущи только человеческому мышлению. Наличие противоречий истолковывается как логическая ошибка, которую необходимо избегать. Вместе с тем, не осознав всю остроту объективных технических противоречий, нет возможности их разрешить [4, с.82]. Жесткая двухмерная дискретность формально-логического мышления порождает трудно разрешимые проблемы технического, а затем и глобального порядка. На это обращает внимание в своей последней книге Г.С. Альтшуллер [2, с.85]. В ней он выражает справедливое негодование по поводу катастрофического отставания логикометодологической культуры инженерно-технического сообщества от все возрастающего потока научно-технических открытий и их внедрения. Особенно его тревожит положение в атомной энергетике в связи с возрастанием искусственных радиоактивных отходов. Он призывает к новому мышлению, которое должно опережать атомное производство. Особенность этого мышления заключается в том, что необходимо осознать всю остроту экологической проблемы, связанной с радиоактивным заражением окружающей среды. На наш взгляд, эту глобальную экологическую проблему можно снять только в том случае, если искусственную радиоактивность, порожденную современными энергетическими реакторами, сопрягать с радиоактивностью естественной среды. Развитые в технологическом плане страны (США, Индия, Норвегия и др.) в настоящее время серьезно занимаются переходом к атомной энергетике на ториевом цикле. Речь идет о так называемой релятивистской тяжелоядерной энергетике. Предполагаемая технология не только решает проблему нераспространения ядерного оружия, но и проблему ядерных отходов. Суть новой технологии заключается в прямом сжигании тория-232 и урана-238 без промежуточных продуктов – плутония-239 и урана-233. Другими словами, надежность и безопасность реакторов достигается не только за счет технико-техноло-

гических изобретательских решений, но и за счет учета естественно-природного фактора, заложенного в функционировании самого реактора. Он должен работать на таких физико-химических и инженерно-технологических решениях, чтобы выход за пределы "естественного" был в принципе не возможен при любых экстремальных условиях [5, 7].

Выходит, изобретательская и проектно-конструкторская мысль атомщиков "переводит" искусственное в план естественного, и тогда острота проблема искусственной радиоактивности в какой-то мере снимается. Другими словами, современная атомная изобретательская мысль движется сторону все большего овладения конструктивной диалектической логикой и методологией.

Вместе с тем, переход на позиции конструктивной диалектики не так прост и предполагает осмысление глубинной онтологической проблемы взаимопроникновения естественного (природного) и искусственного. Естественное нельзя сводить к природному, что мы наблюдаем постоянно у современных экологов. Естественное шире природного и с необходимостью включает в себя социальное. Такой взгляд на естественное прослеживается у основоположника исторического материализма К. Маркса, а также у русских космистов, особенно это характерно для В.И. Вернадского, что дало ему возможность концептуально выразить идею о естественной ноосфере и автотрофности будущего человечества. Максимально расширяя область естественного (это природное и социальное), необходимо также максимально расширить и область искусственного, выводя его за пределы социального и вторгаясь в область природного. Другими словами, природное с определенных позиций может рассматриваться как явление искусственное (технологическое). И наоборот, социальное – как явление естественное (естественноисторическое) Такое смыслорасширительное понимание естественного и искусственного приводит исследователей к нетривиальным результатам, имеющим большое теоретическое и практическое значение. Так, современное естествознание пытается осмыслить природу как явление искусственное, предполагая при этом существование некоего природного самоорганизующего начала. Это приводит к созданию воображаемых активных самоорганизующих начал в природе. То есть, мы представляем себе (воображаем), что возможно существование природных явлений не только пассивных (включенных в более широкое природно-иерархические системы), но и, говоря словами И. Пригожина, "наделенных спонтанной адекватностью", активным творческим началом. То же самое мы обнаруживаем у современного обществознания. Вся философско-историческая и социальная мысль двух последних столетий была направлена на то, чтобы представить социальное как естественное (естественноисторическое) явление. По сути, нужно было раскрыть самоорганизующие факторы социально-исторического процесса. То есть, стоит задача заглянуть в "тайное тайн" социума, превратить возможное (воображаемое, мысленно-проектируемое) в объективно-действительное. Обществознание вместе с естествознанием ищет единые самоорганизующие начала, дающие возможность понять природу и общество и на этой основе контролировать и управлять процессами.

Таким образом, природное явление можно вообразить как явление искусственное, и, наоборот, социальное явление можно вообразить как явление естественное. Такой логический прием запрещен формальной логикой и не предусмотрен гегелевской (диалектической) логикой. Гегелевский панлогизм исключает методологическую рефлексию по поводу любых противоположных категорий, в том числе категорий "естественное и искусственное" [4; 6, с.25–48]. Реальную попытку создать конструктивную диалектическую логику предприняла марксистская философия, – но безуспешно, поскольку она в должной мере не оценила такую особенность человеческого ума как конструктивное воображение, позволяющее совместить прямо противоположные свойства и качества предметов. Это удалось великому русскому мыслителю Н.А. Васильеву.

Фундамент неаристотелевой конструктивной (диалектической) логики был заложен в России в начале XX в. Н.А. Васильевым (1880–1940), профессором кафедры философии Казанского университета. Главное открытие Васильева заключается в следующем: к утвердительным и отрицательным аристотелевским суждениям он добавляет третье – индифферентное, или рефлексивное суждение, и формальное противоречие, таким образом, диалектически "снимается". Оно трансформируется в промежуточное звено в развитии (или угасании) органических природных и социальных систем. Двумерная логика превращается в логику диалектической "троичности", позволяющей в естественном увидеть искусственное, в материальном – духовное, в объективном – субъективное и т.п. Если традиционная логика имеет дело только с утвердительными и отрицательными суждениями, которые не сводимы друг к другу, то в воображаемой логике Н. Васильева один и тот же объект может одновременно нести взаимоисключающие качества, а значит, взаимоисключающие утверждения [3, с.101–110].

С этих позиций необходимо кардинально пересмотреть структуру и логику современного инженерного мышления, структуру и логику высшего образования, особенно инженерно-технического. Так, современная техника и технология все более проникаются молекулярно-нанотехнологическими идеями, где граница между естественным и искусственным постепенно стирается.

Таким образом, проблема решения технических задач, поставленная нашим современником Г.С. Альтшуллером, находит свое логико-методологическое воплощение в воображаемой логике Н.А. Васильева. На практике это уже осуществляется при проектировании и конструировании новых типов реакторов, например ториевых. Овладев логическим фундаментом, предложенным русскими мыслителем, можно успешно решать ряд задач, поставленных современным инженерно-техническим образованием, формируя у выпускников опережающее инновационное мышление.

Синтез технико-методологических идей Г.С. Альтшуллера с воображаемой логикой Н.А. Васильева позволяет:

– трансформировать инженерно-технические разра-

ботки в естественно-планетарный биосферно-технологический ряд;
- сформулировать ряд творческих приемов системного диалектико-конструктивного мышления, особенность которого заключается в том, чтобы четко поставить задачу (выявить противоречие), а затем ее устранить;
- предъявить к создаваемым техносферическим мирам взаимопротивоположные требования: они должны быть одновременно естественно-природными и искусственно-технологическими;
- интегрировать естественно-математические, гуманитарные и технические дисциплины с точки зрения глобальных стратегических интересов России и всего человечества;
- выстраивать техносферический мир по законам справедливости и красоты.

Литература

1. *Альтшуллер Г.С. Алгоритм изобретения. – М. : Московский рабочий. – 1969. – 192 с.*
2. *Альтшуллер Г.С, Верткин И.М. Как стать еретиком. Жизненная стратегия творческой личности. – Петрозаводск : Карелия, 1991. – 172 с.*
3. *Васильев Н.А. Воображаемая логика. Избранные труды. – М. : Наука, 1989. – 264 с.*
4. *Московченко А.Д. Философия и логика в XXI веке // Доклады Академии наук высшей школы России. – 2004. – №2. – С.82–92.*
5. *Московченко А.Д. Идея автотрофности и ядерная энергетика XXI века // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С. 408–411.*
6. *Московченко А.Д. Проблема интеграции фундаментально-технологического знания. – Томск : Томс. гос. ун-т систем управления и электроники, 1999. – 192 с.*
7. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф.. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.438–505.*

ПОДГОТОВКА СПЕЦИАЛИСТОВ В ОБЛАСТИ УРАНОВОЙ ГЕОЛОГИИ НА БАЗЕ МЕЖДУНАРОДНОГО НАУЧНО-ОБРАЗОВАТЕЛЬНОГО ЦЕНТРА КАФЕДРЫ ГЕОЭКОЛОГИИ И ГЕОХИМИИ ТОМСКОГО ПОЛИТЕХНИЧЕСКОГО УНИВЕРСИТЕТА

Ф.К. Мурашов[1], Е.Г. Язиков[2], С.И. Арбузов[2], Л.П. Рихванов[2], А.К. Мазуров[2]

[1]Компания "Базовый элемент", г. Москва, Россия
[2]Томский политехнический университет, г. Томск, Россия

TRAINING THE SPECIALISTS IN THE FIELD OF URANIUM GEOLOGY ON THE BASE OF INTERNATIONAL SCIENTIFIC AND EDUCATIONAL CENTER AT SUB-FACULTY OF GEO-ECOLOGY AND GEO-CHEMISTRY AT TOMSK STATE UNIVERSITY

F.K. Murashov[1], E.G. Yazikov[2], S.I. Arbuzov[2], L.P. Rikhvanov[2], A.K. Mazurov[2]

[1]Company "Basic Element", Moscow, Russia
[2]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Научно-образовательная магистрская программа "Геология, поиски и разведка руд редких и радиоактивных элементов" направления 130100 "Геология и разведка полезных ископаемых" (*"Урановая геология"*) реализуется на базе кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (приказ ректора на основании решения Ученого Совета Томского политехнического университета от 11.11.2007 г., протокол №12).

Международный инновационный научно-образовательный центр "Урановая геология" (МИНОЦ "Урановая геология") создан для содействия подготовки специалистов в области минерально-сырьевых ресурсов для развития ядерной энергетики. Приказ на открытие центра подписан ректором 13.11.2008 г. Руководителем центра назначен его организатор, заведующий кафедрой геоэкологии и геохимии, Заслуженный деятель науки, профессор Л.П. Рихванов.

Основные задачи МИНОЦ "Урановая геология". В области научно-методического обеспечения реализации основных образовательных программ:

- создание единой информационной научно-образовательной среды со стратегическими партнерами из сферы науки, образования и реального сектора экономики и услуг;
- разработка и реализация эффективных форм сотрудничества университета и партнеров по проведению научных исследований, подготовке и трудоустройству выпускников;
- содействие подготовке магистров по направлению "Геология, поиски и разведка месторождений полезных ископаемых";
- организация подготовки на учебно-научной лабораторной базе МИНОЦ "Урановая геология" специалистов по специальности "Геоэкология";
- организация подготовки на учебно-научной лабораторной базе МИНОЦ "Урановая геология" специалистов высшей квалификации (кандидатов и докторов наук);
- содействие студентам, магистрантам, аспирантам, преподавателям и научным сотрудникам Томского политехнического университета в организации на-

учно-исследовательской работы на базе лабораторий МИНОЦ;
- создание на базе кафедры геоэкологии и геохимии и научно-технической библиотеки ТПУ банка данных по геологии, геохимии, минералогии, геолого-экономической оценке, геоэкологии, технологии добычи и переработки радиоактивного и редкометалльного сырья;
- проведение научных конференций, семинаров и школ по направлению основной деятельности;
- издание учебников, учебных пособий, научной литературы;

Открытию такого центра в Томском политехническом университете, рассчитанного на обеспечение высококвалифицированными специалистами не только Российской Федерации, но и международных корпораций, способствовала успешная полувековая подготовка геологов-уранщиков для ядерной отрасли страны.

Первый выпуск горных инженеров-геологов по урановому профилю состоялся в 1956 г. В 1957 г было сделано два выпуска: первый – в феврале, второй – в декабре. Стране требовались специалисты-уранщики. Всего по состоянию на 01.08.1997 г. кафедрой подготовлено 756 специалистов-редкометальщиков при приеме студентов 25 человек. Из них дипломы с отличием получили около 61 человека.

Из выпускников кафедры около 75 человек защитили кандидатские диссертации. Шестнадцать выпускников стали докторами наук. Дипломы первооткрывателя месторождений получили около 35 выпускников и 4 сотрудника кафедры. Многие выпускники за выдающиеся успехи в работе награждены орденами и медалями, в том числе двое – высшей наградой СССР – орденом Ленина (В.А. Шлейдер, В.С. Чечеткин). Лауреатами Государственной премии СССР стали сотрудник кафедры Ф.И. Вьюнов и ее выпускники: В.А. Шлейдер, Н.И. Рубанов, В.А. Медведев.

Среди выпускников кафедры – бывший заместитель Министра геологии СССР М.В. Толкачев, заместитель председателя ГКЗ Республики Казахстан А.К. Мазуров, вице-президент корпорации "Казатомпром" В.Г. Язиков, генеральные директора ПГО (Е.А. Воробьев, Ю.Г. Гненной, А.П. Коновалов, В.Г. Брыкин, Ф.И. Волков и др.), главные геологи и инженеры ПГО (С.Л. Николаев, С.А. Егоров, А.А. Новгородцев и др.), руководители геологических отделов ПГО (В.Т. Рябухин и др.). Большое количество воспитанников кафедры являлось руководителями и главными специалистами структурных подразделений ПГО (А.В. Колбасин, В.А. Домаренко, В.А. Пантелеев, В.К. Кондрин, Г.А. Яичников, В.А. Шлейдер, В.И. Медведев, Ю.Н. Новиков, С.А. Седышев, А.А. Данилов, В.С. Машенькин, Е.Н. Митрофанов и др.). Многие из них в настоящее время возглавляют геологические службы совместных казахско-французских и других предприятий, входящих в консорциум НАК "Казатомпром" (В. Пантелеев, В. Чевгун, А. Матунов, С. Седышев и др.), а также работают в зарубежных компаниях (Е. Семененко, В. Машенькин, и др.).

За это время сложился коллектив преподавателей и выпускников, знающих урановую геологию, умеющих решать как тактические, так и стратегические задачи. Это явилось вторым аргументом, обеспечившим создание МИНОЦ "Урановая геология" именно в Томском политехническом университете при том, что за право организации такого центра конкурировали все ведущие вузы страны, занимавшиеся ранее в Советском Союзе подготовкой специалистов для урановой геологии.

На кафедре сформировалась общепризнанная школа по урановой геологии и геохимии, имеющая традиции, опыт работы и, сравнительно молодые кадры, способные вести подготовку геологов - уранщиков на качественно новом уровне.

К сожалению, события 90-х гг., приведшие к распаду СССР, созданию новых самостоятельных государств и др., привели к закрытию в 1995 г. подготовки специалистов в области урановой геологии. И этот коллапс продолжался более 10 лет. Сырьевая база ядерной отрасли России оказались слабой. Основные запасы урана остались за рубежом (Казахстан, Узбекистан, Украина).

И вот наступило время ренессанса атомной энергетики. А где сырье? Где специалисты для обеспечения сырьевой базы? Трудности со специалистами для урановой отрасли возникли и в других государствах и, прежде всего, в Казахстане, где НАК "Казатомпром", реализуя свои амбициозные планы вывести Казахстан на первое место по добыче и продаже урана в мире, столкнулся с острой проблемой кадров.

Инициатива создания новой образовательной программы по подготовке специалистов для урановой геологии принадлежит компании "БАЗЭЛ", менеджеры которой (Ф.К. Мурашов и др.) в начале 2007 г. остановили свой выбор по подготовке специалистов для урановой энергетике на Томском политехническом университете.

Эта инициатива была поддержана ФГУП "УРАНГЕО" России и НАК "Казатомпромом".

С этого момента началась работа по возобновлению подготовки специалистов для урановой отрасли России и Казахстана.

Цель программы: развитие опережающей подготовки элитарных специалистов и команд профессионалов мирового уровня в области урановой геологии, что должно способствовать *скорейшей ликвидации образовавшегося в России и в мире дефицита высококвалифицированных геологов-уранщиков*, подготовленных к профессиональной деятельности с учетом современных экономических отношений, развития мировых информационных ресурсов и наукоемких технологий.

Возобновление подготовки специалистов обусловлено острой потребностью в них государственных и частных компаний, работающих в уранодобывающей отрасли (ФГУП "Урангео", НАК "Казатомпром" и др.). Томский политехнический университет выбран на конкурсной основе как базовый вуз для подготовки специалистов для урановой отрасли, и этот проект был включен в инновационно-образовательную программу (ИОП).

Критериями для отбора вуза менеджерами ОАО "Базэл" послужило:
- сильная история научно-педагогической школы базовой кафедры для ядерной энергетики (ЯЭ);
- монопольный потенциал кафедры/вуза;

- число и распределение специалистов с дипломом вуза на целевых предприятиях ЯЭ;
- активность кафедры/вуза в области НИОКР и объемы продаж продуктов НИОКР;
- соотношение бюджетного и внебюджетного финансирования 1:1.
- принятие ценностей кафедрой/вузом международных стандартов в области организации обучения;
- оценка и регистрация системы менеджмента качества в области разработки и предоставления образовательных услуг в “National Quality Assuarance” (Великобритания);
- международная сертификация программ в Global Alliance for Transnational Education.

Рис. 1. *Первый набор для подготовки магистров по программе “Урановая геология”. Слева направо: С.В. Титаренко, Р.И. Изотов, В.И. Рыбалко, Н.К. Анищук, К.Б. Ерубаев, А.А. Мендигалиев*

При этом было отмечено, что ТПУ – лучший кандидат по следующим позициям:

- урановая школа СССР – ТПУ (700 выпускников геологов-уранщиков);
- предприятия урановой геологии на 70% укомплектованы выпускниками ТПУ;
- геофизические кафедры по поиску, разведке, эксплуатации месторождений минерального сырья (Иркутск, Ханты-Мансийск, Тюмень, Чита, Хабаровск) основаны выпускниками ТПУ;
- действующие контракты с предприятиями урановой геологии (поиск и разведка, геофизика, бурение) на сумму 6 млн руб. в год;
- близость к промышленным активам ЯЭ; Томская площадка способна закрыть всю территорию до Урала;
- единственный в РФ университет с полным набором специальностей для всего цикла ЯЭ;
- единственный на территории Сибири исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т;
- единственная кафедра физико-энергетических установок на всей азиатской части РФ и СНГ;
- последовательное приведение учебных программ к международным стандартам;
- эффективное управление университетом;
- на 63 млн госбюджетных средств 343 млн– внебюджетных. Контракты с 66 российскими предприятиями и с 11 зарубежными, в т.ч. с 20 предприятиями ЯЭ цикла.

Исключительными профессиональными компетенциями выпускника данной программы определены:

- поиски, разведка, геолого-экономическая оценка и разработка месторождений радиоактивного и редкометалльного сырья;
- поиск и подбор максимально рентабельных технологий добычи, схем вскрытия руды на месторождениях;
- создание модели месторождения. Моделирование для оценки запасов руд и выбора кондиционных параметров;
- разработка прогнозно-поисковых моделей различных геолого-промышленных типов месторождений;
- выбор и обоснование технологии эксплуатации на основе использования численных методов моделирования миграции радионуклидов и формирования месторождений урана (3D - визуализация);
- подготовка ТЭО проектов разработки месторождений в соответствии с международными стандартами;
- получение новой минералого-геохимической информации с использованием современных ядерно-физических методов, в том числе на базе ядерного реактора;
- управление проектами – менеджмент;
- свободное владение английским языком.

Эти компетенции согласованы с основными заказчиками на специалистов, и они прошли по инициативе АНО “Национальный центр подготовки специалистов для ядерной энергетики” экспертизу независимых специалистов (АНО Независимое рейтинговое агентство “РейтОР”). На основе оценок компетенций по критерию “Важность/Необходимость развития” определен перечень приоритетных (сумма баллов более 16 из 25 возможных у большинства экспертов) компетенций магистра.

Общими требованиями к специалистам уранового инжиниринга является:

- владение фундаментальными знаниями в области урановой геологии, геотехнологий и сопутствующих дисциплин на мировом уровне;
- знание основ и правил создания проектных документов на разработку месторождений с учетом современных международных стандартов и правил;
- способность к аналитической исследовательской работе и принятию нестандартных творческих решений;

– использование современных компьютерных технологий и программных комплексов;
– мобильность;
– умение работать в команде;
– владение иностранными языками;
– нацеленность на успех.

Ключевыми проблемами, на решение которых направлена подготовка выпускников (на примере ФГУП "Урангео" РФ) являются:

– пополнение в количестве 28 человек до 2010 года научно-производственных коллективов "Урангео" и участие в работе по воспроизводству уранового сырья, по формированию новой сырьевой базы с введением до 2020 года рудников мощностью 4 тыс. т в год;
– переоценка ураноносности перспективных районов РФ на основе использования новейших геолого-генетических представлений и инновационных разработок;
– совершенствование научно-технологических основ изучения, прогноза, поиска и оценки урановых месторождений;
– совершенствование основ минералогических, аналитических, технологических методов изучения и оценки уранового сырья;
– опережающие прогнозно-металлогенические исследования в слабо изученных районах (Чукотский, Таймырский, Полярно-Уральский);
– прогнозно-поисковые и поисково-оценочные работы (Карело-Кольский, Уральский, Западно- и Восточно-Сибирский, Алданский, Анабарский, Центрально-Российский районы);
– участие в разведочных работах;
– снижение себестоимости производства природного урана в готовой продукции (закиси + окиси) по районам с действующими предприятиями и резервным районам и снижение ориентировочной стоимости единицы прироста запасов прогнозных ресурсов урана.

Рис. 2. *Аспирант С.С. Ильенок и магистрант Н.К. Анищук осваивают электронный микроскоп Hitachi S-3400N, имеющий разрешение 3 нм с системой энергодисперсионного микроанализа Bruker,позволяющим определять элементный состав от лития до урана*

Рис. 3. *В лаборатории микроэлементного анализа МИНОЦ "Урановая геология". Доцент Н.А. Осипова и аспирантка Д.В. Швецова выполняют анализы на ртутном анализаторе*

Стратегическими партнерами в реализации программы являются:

1. Вузы, академические и отраслевые институты:
– Университет Анри Пуанкаре (Нанси-1),Франция;
– Университет Париж-11 (Орсэ, Франция);
– Российский государственный геологоразведочный университет (Москва);
– ИГЕМ РАН;
– ВИМС МПР;
– ВСЕГЕИ МПР;
– Институты СО РАН*(Новосибирск, Улан-Удэ, Иркутск, Чита)*
2. Государственные и частные компании:
– ФГУП "УРАНГЕО РФ" и его дочерние предприятия в Новосибирске "Березовгеология", в Иркутске "Сосновгеология" и др.;
– РОСАТОМ и его предприятия "Горнорудная урановая компания ТВЭЛ" и др.;
– КАЗАТОМПРОМ, Казахстан;
– БАЗЭЛ;
– AREVA (Европейский урановый консорциум);
– BHP (Австралия) и др.

Первая группа на магистерскую подготовку набрана в 2008 г. (рис. 1). Всего набрано 7 человек.

Подготовка специалистов по урановому направлению осуществляется как с использованием имеющегося оборудования базовой кафедры, так и уникального современного оборудования (альфа- и гамма-спектрометры, электронные и оптические микроскопы с системой визуализации и др.) и программных комплексов, приобретенных в Центр при реализации программы ИОП (рис. 2–4).

В подготовке специалистов для урановой отрасли задействована *ядерно-геохимическая лаборатория* базовой кафедры, размещенная на площадях *Исследовательского ядерного реактора Томского политехнического университета*, которая активно используется как современный инструмент подготовки специалистов для урановой геологии и проведения научных исследований в области разработки радиогеохимических методов прогнозирования и поисков руд редких и радиоактивных элементов, для комплексной оценки месторождений на содержание ценных (золото и др.) и токсичных (мышьяк и др.) элементов. Лаборатория оснащена самым современным оборудованием и в ней по аттестованным методикам определяется с хорошими метрологическими параметрами большая группа химических элементов (уран, торий, редкие земли, золото тантал и др.). *Аналогов подобных лабораторий в вузах России нет.*

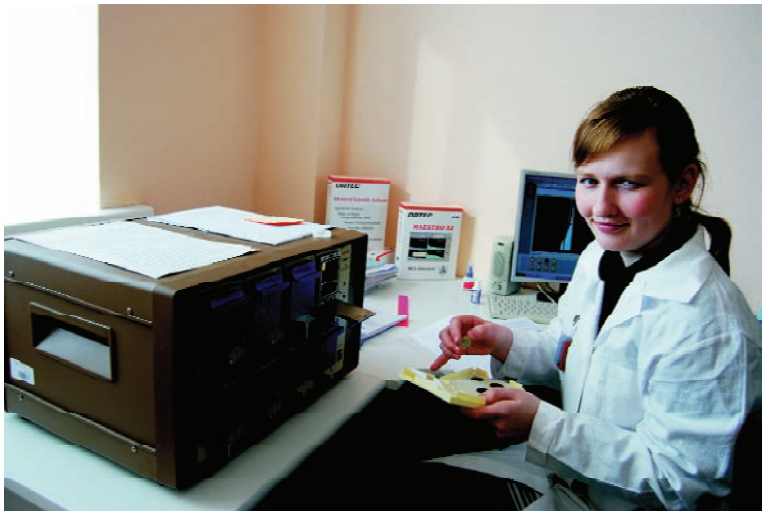


Рис. 4. *В лаборатории изотопной спектрометрии МИНОЦ "Урановая геология". Инженер А.И. Радченко снимает альфа-спектры стандартных образцов на альфа-спектрометре фирмы "Ортек"*

Рис. 5. *Перед открытием МИНОЦ "Урановая геология" 12.11.2008 г.*

Для организации учебного процесса по подготовке специалистов для урановой отрасли используются *уникальные коллекции минералов и руд различных типов урановых и редкометалльных месторождений бывшего СССР*, которые хранятся в специально оборудованном хранилище общей площадью 20 м^2. Этот коллекционный фонд насчитывает около *2000* образцов (*аналогов в России нет).*

Центр подготовки специалистов в области урановой геологии размещается на пятом этаже нового 20-го корпуса ТПУ

Система набора слушателей на магистерскую программу предполагает следующие *требования к кандидатам:*

- средний балл по диплому не менее 4,5;
- профессиональная ориентированность в области наук о Земле (геология, геохимия, геоэкология, минералогия, петрология, геофизика);
- способность к обучению и переобучению;
- знание английского языка;
- мобильность;
- знание компьютера;
- возраст до 28 лет.

Гарантией качественной подготовки специалистов в области урановой геологии являются следующими предпосылки;

- наличие стратегических партнеров;
- отбор лучших кандидатов из ведущих вузов России (12 вузов) на конкурсной основе;
- апробированная в течение 5 лет в ТПУ технология подготовки специалистов по нефтяному инжинирингу;
- 40-летний опыт подготовки геологов-уранщиков;
- чтение мастер-курсов ведущими специалистами России и мира;
- современная лабораторная база;
- уникальная коллекция минералов и руд со всего мира;

- использование уникальной лабораторной базы университетов Франции;
- использование в подготовке исследовательского ядерного ректора;
- НИР студентов на актуальные для работодателя темам;
- контроль знаний в виде защиты проектов;
- обучение на примерах конкретных материалов по урановорудным объектам;
- прохождение производственной практики на уникальных урановых объектах Казахстана и России;
- проведение экзаменов в письменном виде с проверкой независимыми преподавателями;
- выполнение преподавателями НИОКР по бизнес-контрактам.

В настоящее время Центр и учебный процесс в нем находится в стадии становления. Пока еще не восстановлены в полной мере старые связи и не отработаны механизмы взаимодействия с многочисленными новыми партнерами, работающими в новых правовых и экономических условиях. Но процесс идет и у МИНОЦ "Урановая геология" амбициозные планы. Уникальность самого центра наряду с высоким спросом на специалистов этого направления в мире позволяет прогнозировать стабильную подготовку специалистов как для предприятий России, а также Казахстана, Узбекистана, Монголии и других стран.

Более подробная информация о Центре и программе подготовки специалистов в области урановой геологии размещена на сайте ТПУ: http://urangeo.tpu.ru.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ СЕВЕРНОГО ТАДЖИКИСТАНА

Х. Муртазаев[1], Б. Бобоев[2]

[1]Худжандский государственный университет, Худжанд, Таджикистан, khatam.murtazaev@mail.ru
[2]Горно-металлургический институт Таджикистана, Чкаловск, Таджикистан, bek84@list.ru

RADIOECOLOGICAL MONITORING OF THE NORTHERN TAJIKISTAN

Kh. Murtazaev[1], B. Boboev[2]

[1]Khujand State University, Khujand, Tajikistan
[2]Mountain-metallurgical institute of Tajikistan, Chkalovsk, Tajikistan

Abstract. *According to results of radioecological monitoring in the territory of the Northern Tajikistan is defined "polluted" places. Radiation points is varioused between 0, 35 to 20, 00 μZн/h. The maps of radiological isolines and radioactive wastes are made.*

Все учтенные запасы месторождения полиметаллических руд Таджикистана в основном находятся в его северной части. Исследуя их размещение еще в 30-е гг. XX в., Б.Н. Наследов писал: "Единственным более или менее изученным и первым в Средней Азии, входящим в уже промышленное освоение по линии полиметаллов, является Карамазарский район Таджикистана [1].

В современных условиях уровень развития экономики Таджикистана, ее отраслевая структура в перспективе зависят от темпов развития агропромышленного комплекса. Поэтому и целенаправленное освоение минерально-сырьевых ресурсов и строительство на их базе промышленных комплексов, расширение и реконструкции функционирующих предприятий – основа и важный источник роста валового продукта страны.

Разработка недр в горных системах требует особой осторожности ввиду хрупкости их природной среды. А последствия этих разработок ложатся на плечи местных сообществ и они будут нести тяжесть и страдать от результатов допущенных ошибок. Наибольшую озабоченность для населения Северного Таджикистана в долгосрочном плане представляют радиационные хвостохранилища (далее "объекты"), образовавшиеся во второй половине XX в. в результате добычи радиоактивных руд, их транспортировки и переработки, а также шахты, штольни и карьеры. В наиболее неудовлетворительном состоянии находятся нереабилитированные "объекты" – Дигмайское, около г. Чкаловска, и "Отходы бедных руд" вблизи Табошара.

Так как крупнейший во времена Советского союза, знаменитый Комбинат №6, затем переименованный в Ленинабадский горно-химический комбинат – ныне ГП "Востокредмет", г. Чкаловск, по производству стратегического урана – работал как на местном сырье, так и на привозном (из Кыргызстана, Узбекистана, Казахстана, Монголии, Китая, Чехословакии, Германии и даже Африки). Поэтому вокруг Гидрометаллургических заводов (ГМЗ) Северного Таджикистана и на местах горных разработок образовались десять крупнейших радиоактивных хвостохранилищ общей мощностью ~55 млн т, активностью ~6500 Ки, на площади 200 га (см. рис. 1) и многочисленные загрязненные радиоактивными материалами территории. Трехлепестковыми знаками на рисунке 1 обозначены "объекты", дислоцированные вблизи населенных пунктов Табошара, Адрасмана, Чкаловска, Худжанда и Гафурова. Все эти "объекты" расположены на среднегорье. Некоторые из хвостохранилищ расположены на селеруслах, другие на возвышенностях, на пути ветров и вблизи населенных пунктов, поэтому радиоактивные материалы уносятся далеко от их месторасположения.

Мы более 15 лет проводили радиационный монито-

Рис. 1. *Карта радиоактивных отходов Северного Таджикистана*

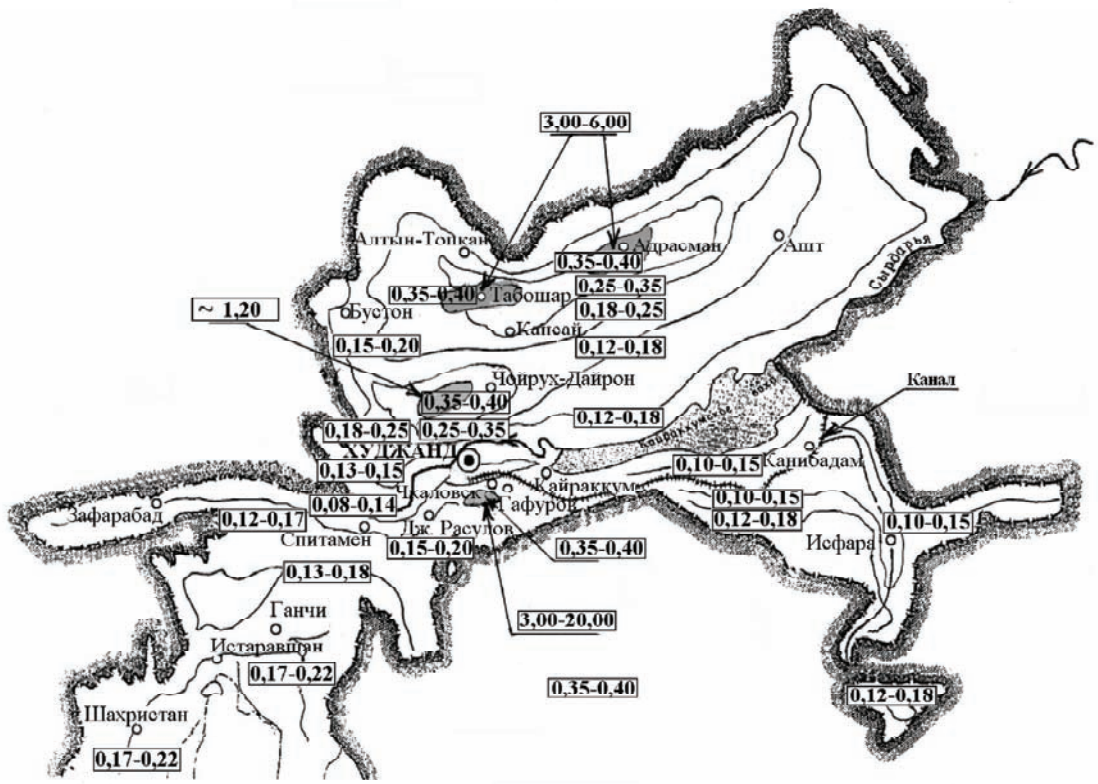


Рис. 2. *Радиоэкологическая карта Северного Таджикистана*

ринг на Северном Таджикистане на площади около 5000 км^2 [2, 3]. Работу провели посезонно, в различных погодных и временных условиях. Во время мониторинговых работ обнаружили многочисленные "островки" загрязненных радиоактивно-хвостовыми материалами площадок на нижней стороне от "объектов" по рельефу. Под влиянием природных факторов (сели, ветер, земляные обвалы, продолжительные дожди) унесенные от "объектов" радиоактивные материалы загрязняют большие территории. В обследованных нами территориях определен ареал загрязнений площадью, в сумме превышающей площадь самих хвостохранилищ (182 га) в несколько раз, а на селеруслах уноса радиоактивных материалов – на тысячи метров. Такая же ситуация имеет место при разносе мелкодисперсной (~0,074 мм) части материалов далеко от самых "объектов".

По результатам радиационного мониторинга изученной территории составлена радиационно-экологическая карта Северного Таджикистана (см. рис. 2) [3]. Цифры на изолиниях указывают величину мощности экспозиционной дозы (МЭД) в мкЗв/ч. Как видно из рисунка 2, высокорадиационный пояс выходит далеко за рамки "объектов" и простирается в некоторых местах на несколько тысяч метров от них. С другой стороны, из рисунка 2 видно, что МЭД на горной территории Курамы преобладает, так как имеются многочисленные радиоактивные рудопроявления [4].

Что касается "объекта" Дигмайское, то его мощность равняется 19,8 млн т, площадь >90 га Дигмайский "объект" один из крупнейший в Центральной Азии и расположена недалеко от реки Сырдарьи, что делает его уязвимым. В случае прорыва "объекта" при непредвиденных обстоятельствах, в долгосрочной перспективе радиоактивные материалы из Дигмая могут попасть в Сырдарью и загрязнить весь Центрально-Азиатский регион до Аральского моря.

По результатам радиационно-мониторинговых работ можно сказать следующее:

– составлена радиологическая карта Северного Таджикистана с изолиниями.
– создана карта радиоактивных хвостохранилищ.
– на ограниченных площадях МЭД доходит от 3,00 до 20 мкЗв/ч.

Литература

1. *Наследов Б.Н. Кара-Мазар. Месторождения полиматериалов Средней Азии. Минеральные богатства Средней Азии. – Л. : Изд.Таджикско-Памирской экспедиции, 1935. – С.65.*
2. *Abdullaev I.G., Abdullaev A., Murtazaev Kh., Rustamova M. Natural Radiation Background of the Leninabad Region in Tajikistan // Radiat. Meas. –1995. – Vol.25, No.1–4. – P.397–398.*
3. *Муртазаев Х., Муртазаев А., Бобоев Б. Радиологическая карта Северного Таджикистана // Современные проблемы геоэкологии и сохранение биоразнообразия : мат. II междунар. конф. – Бишкек, 2007. – С.109–110.*
4. *Разыков З.А., Гусаков Э.Г., Марущенко А.А. и др. Урановые месторождения Таджикистана. – Худжанд : Хуросон, 2001. – С.15–25.*

РАДИАЦИОННАЯ СИТУАЦИЯ ВОКРУГ РАДИОАКТИВНЫХ ХВОСТОХРАНИЛИЩ ТАБОШАРА (ТАДЖИКИСТАН)

Х. Муртазаев[1], Б. Бобоев[2]

[1]Худжандский государственный университет, Худжанд, Таджикистан, khatam.murtazaev@mail.ru
[2]Горно-металлургический институт Таджикистана, Чкаловск, Таджикистан, bek84@list.ru

RADIATION SITUATION AROUND RADIOACTIVE TAILS OF TABOSHAR (TADJIKISTAN)

Kh. Murtazaev[1], B. Boboev[2]

[1]Khujand State University, Khujand, Tajikistan
[2]Mountain-metallurgical institute of Tajikistan, Chkalovsk, Tajikistan

Abstract. *The data of characteristics for radioactive tails and monitoring of power of exposition dose (PED) of Taboshar are given in the work. The rating of radioactive materials radioactive tails on considerable, to 5 km of distance is marked. PED in inhabited quarters of the city of Taboshar correspond to a natural background. PED on and around radioactive tails is in limits from 0,4 to 6,0 mkSv/h. Also the physical and chemical structures of drinking water and technical water are given. Migration* U *(uranium) from radioactive tails for its limits are observed.*

До недавнего времени в Северном Таджикистане решение проблем об освоении недр вовлекало только две стороны – горнодобывающую промышленность и потребителя.

А теперь назрела острая необходимость постепенного включения во все модели освоения недр интересов третьей стороны – окружающей среды, т.к. горные экосистемы – сложны, хрупки и чувствительно реагируют на тектонические процессы, глобальные изменения климата и на антропогенные воздействие. Незначительное их нарушение приведет к катастрофическим последствиям: чрезвычайным геотектоническим, погодно-климатическим и экологическим изменениям [1].

В результате усиленной горно-геологической разработки урановых месторождений для стратегических нужд и атомной промышленности бывшего Советского Союза в районе Табошара (юго-западная часть Кураминских гор) прослеживается нарушение экологического баланса, приведшее население данной местности к озабоченности, тревоге, миграции и т.д. [2]. Поэтому для обследования радиационной ситуации Табошара и его окрестностей, мы более 10 лет вели наблюдения за об-

Таблица 1. *Сведения о хвостохранилищах Табошара*

Наименование хвостохранилища	Удалённость от Табошара	Период эксплуатации	Санитарно-защитная зона, м	Площадь, *га*	МЭД, мкЗв/ч	Характеристика изоляции	Количество хранящихся отходов, тонн
I–II очереди	2 км	1945–1959	50	25	0,40–0,60	Грунт, 0,7–1,0 м	$1{,}7\cdot10^6$
III очереди	0,5 км	1947–1963	50	12	0,40–0,60	Грунт, 0,7–1,0 м	$2\cdot10^6$
IV очереди	1 км	1949–1965	50	19	0,40–0,60	Грунт, 0,7–1,0 м	$4{,}2\cdot10^6$
Цеха №3	3 км	1949–1965	50	3	0,40–0,60	Грунт, 0,7–1,0 м	$1{,}2\cdot10^6$
Отходы бедных руд	4,5 км	1950–1965	50	4	1,00–2,50	Открыто	$2{,}03\cdot10^6$

щим радиационном фоном этой территории, собрали обширную информацию: медицинскую, ботаническую, геохимическую, физическую связанную с радиацией.

Для жителей горных районов немаловажна качественная питьевая вода. Приоритетность этой задачи обусловлена тем, что, по данным Всемирной Организации Здравоохранения (ВОЗ), 80% всех болезней в мире вызваны употреблением недоброкачественной воды и нарушением санитарно-гигиенических норм водоснабжения [3]. Поэтому нами быль проведен анализ физико-химического состава питьевых и технических вод вышеуказанной территории.

В (табл. 1) приводятся сведения о радиоактивных хвостохранилищах Табошара [4]. Как видно из таблицы 1, в Табошаре сосредоточены пять хвостохранилищ. Они образованы с 1945 по 1965 гг., в результате функционирования двух гидрометаллургических заводов и двух обогатительных фабрик по добыче урана. Из долгоживущих элементов в хвостохранилищах доля Ra-226 значительна (табл. 2). Добыча урановых руд велась как открытым способом, так и методом шахт. Эти объекты находятся на высоте 1300–1500 м над уровнем моря. Расстояние от областного центра г.Худжанда до Табошара ~45км. Все хвостохранилища, за исключением “Отходы бедных руд” относятся к категории “законсервированные”. Объем хранящихся в хвостохранилищах отходов – около 12 млн т, общая площадь – 63 га.

В районе хвостохранилищ климат горное с умеренным, до 25 м/с, ветром. Из-за селевых дождей в 1996, 1998 и 2002 гг. и продолжительных осадков происходил смыв хвостового материала из “языка” и поверхности хвостохранилищ вниз по рельефу. Кроме того, шквальные ветры разносят пылевые материалы далеко от санитарно-защитной зоны “объектов”. При этом загрязняются огороды жителей, пастбищные поля и сельхозугодия, автодороги и ближайшие деревни. Так как все хвостохранилища не имеют предупредительных знаков, ограждений и охраны, поэтому, местное население занимается поиском цветных металлов, металлоконструкций и строительных материалов, получая при этом дополнительную от природной радиационную дозу. Особенно неблагоприятная ситуация на непокрытом, незаконсервированном хвостохранилище, называемом “Отходы бедных руд”. Этот объект возвышается, как усеченная пирамида, над местностью и каждый природный фактор (дождь, снег, ветер, землетрясение) влияет на него, и радиоактивные материалы смываются вниз по

Таблица 2. *Распределение содержания долгоживущих радионуклидов в хвостохранилищах Табошара*

Радионуклиды		Содержание, Бк/кг	
		от	до
1	Ra-226	12106	180120
2	Th-232	430	748
3	K-40	1112	1480

рельефу. Это видно и на фотографии (см. рис. 1), углубленные и руслообразные ямы и канавы. Так как ситьвая характеристика данного объекта имеет размеры от +1 до <0,074 мм, поэтому в сухой сезон его мелкодисперсная часть уносится на 5000 и более метров. Можно сказать, что это одно из самых тревожных хвостохранилищ в среднесрочной и долгосрочной перспективе для северного Таджикистана и бассейна реки Сырдарьи.

Результаты гидрохимического опробования родниковых и шахтных вод вокруг Табошара приведены в таблице 3.

Пункты отбора проб воды даны в начале таблицы 3. Звездочками в таблице 3 указаны превышения допустимой концентрации (ПДК) компонентов и элементов в проверенных пробах. В таблице 3 четко выделяется превышение компонента U в пробах №1и 3. Это связано с миграцией U из тела хвостохранилища вниз по рельефу.

Мы полностью обследовали и измерили мощность экспозиционной дозы (МЭД) на улицах, в домах различных типов (бетонный, кирпичный, глиняной, каменный) и вокруг радиоактивных хвостохранилищ города Табошара. На улицах города МЭД достигает от 0,2 до 0,3 мкЗв/ч, на каменных строениях МЭД доходит до 0,75, на покрытых хвостохранилищах – 0,4–0,7 мкЗв/ч, а на непокрытых (или оголенных вследствие действий животных, например, норы сусликов, на местах селевого смыва хвостового материала) – 3,0–6,0 мкЗв/ч. А природный фон в жилых кварталах составил от 0,2 до 0,45 мкЗ/ч.

После развала Советского Союза, с середины 90-х годов XX в., рудники, шахты, заводы по добыче и переработке урана не функционируют по урану. Поэтому, в настоящее время администрация и руководители хозяйств ГП “Востокредмет” г. Чкаловска, в чьем ведении находятся радиоактивные хвостохранилища ведут переговоры с заинтересованными компаниями по вопросу вторичной переработки “хвостов”, где имеются эконо-

Таблица 3. *Физико-химический состав воды Табошара*

Места отбора проб	Шахтная вода из-под шахты №1	Вода питьевая из Табошара	Дренажная вода из нижней части х/хранилища	Вода питьевая из Бегули	Вода питьевая из Джунлик	Вода питьевая из Шурбулока
	1	2	3	5	6	7
Наименование определений	мг-экв/л // мг/л	мг-экв/л // мг/л	мг-экв/л // мг/л	мг-экв/л // мг/л	мг-экв/л // мг/л	мг-экв/л // мг/л
Жёсткость общая	12,15*//–	6,8//–	–//–	6,3//–	4,1//–	28,2*//–
Жёсткость карбонатная	5//–	5,8//–	–//–	4//–	3,4//–	2,6//–
Жёсткость некарбонатная	7,15//–	1//–	–//–	2,3//–	0,7//–	25,6//–
Запах		–// б/з	–//–	–// б/з	–// б/з	–//–
pH	–//~7,5	–//~7,5	–//~8	–//~7,2	–//~7	–//~6,5
Хлориды	0,66//23,3	0,75//26,7	–//94,97	0,52//18,32	0,33//11,66	0,82//29
Сульфаты	9//432	3//144	–//10080*	3,5//168	2,2//105,6	26//1248*
Кальций	5,22//104,4	4,6//91,9	–//395	4,58//91,6	3,23//64,4	15,38//307,6
Магний	6,93//84,24*	2,2//27,36	–//132,7*	1,76//21,36	0,89//10,8	12,81//155,7*
Окисляемость	–//1,12	–//1,6	–//12	–//0,56	–//0,96	–//1,6
Нитриты	–// не обн.	–// не обн.	–//2,5	–// не обн.	–//0,16	–//следы
Аммиак	–// следы	–// не обн.	–//2,7	–// не обн.	–// не обн.	–//следы
Железо	–//0,02	–//не обн.	–//0,6	–// не обн.	–// не обн.	–//0,14
Сухой остаток	–//795	–//630	–//16302*	//521	//328	//2010*
CO_2''	0,2//6	0,1//3	–//6	0,1//3	0,1//3	0,4//12
HCO_2'	5//305	5,8//353,8	–//2232,6	4//244	3,4//207,4	2,6//158,6
Калий	0,082//3,2	0,07//2,6	–//17	0,05//2	0,026//1	0,072//2,8
Натрий	2,61//60	2,52//58	–//4250	1,3//30	1,52//35	1,9//44
Нитраты	–//12,2*	–//31,87*	–//167*	–//29,5*	–//18,07*	–//27,3*
Уран	–//1,44*	–//0,107	–//38*	–//0,089	–//0,049	–//0,15

мически выгодные хвостовые материалы. Этому способствует и повышение мировых цен на оксид урана до 1000%. Как говорят специалисты ГП "Востокредмет", этот процесс может стать причиной второго рождения некогда знаменитого 6-го комбината по производству урана.

По представленным материалам можно сделать следующее заключение:

- качество питьевой воды в обследованных местах находятся в пределах ПДК;
- наблюдается миграция урана из тела хвостохранилищ за период их эксплуатации;
- хвостовые материалы вследствие природных факторов разносятся вниз по рельефу на значительное (до 5 км) расстояние;
- МЭД в жилых комплексах Табошара соответствует природному фону данной местности [5];
- целесообразна вторичная переработка "хвостов" как с экономической, так и экологической точки зрения.

Литература

1. *Мирсаидов У.М. Проблемы устойчивого развития горных территорий Республики Таджикистан. – Душанбе : Сурушан, 2002. – С.31.*
2. *Разыков З.А., Гусаков Э.Г., Марущенко А.А. и др. Урановые месторождения Таджикистана. – Худжанд : Хуросон, 2001. – С.15–25.*
3. *Вишнева И.С., Передков А.В. Вода и здоровье // Вода и устойчивое развитие Центральной Азии : мат. междунар. конф. – Бишкек, 2003. – С.122–125.*
4. *Паспорта радиоактивных хвостохранилищ Северного Таджикистана / Агентство по ядерной и радиационной безопасности АН Республики Таджикистан. – Душанбе, 2004.*
5. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-06) СП2.6.1.001-06 / Агентство по ядерной и радиационной безопасности АН Республики Таджикистан. – Душанбе, 2006.*

РАДИОЭКОЛОГИЯ ПРИБАЙКАЛЬСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА (ОЗ. БАЙКАЛ)

А.А. Мясников

Байкальский филиал "Сосновгеология", г. Иркутск, Россия, sosna3@irk.ru

RADIO-ECOLOGY OF NATIONAL PARK PRIBAYKALSKII

A.A. Myasnikov

"Sosnovgeologiya", Baikalsky branch

Abstract. *Baikal natural territories is a territory into which structure enter lake Baikal, especially protected natural sites (national parks, reserves), a water-security zone. The materials stated below confirm, that especially protected natural territories of the central ecological zone have undergone to the raised (increased) radiating pollution owing to influence of nuclear explosions.*

Прибайкальский национальный парк (Иркутская область) организован в 1986 г. постановлением Совмина РСФСР, его площадь составляет 4180 км^2. Административно он располагается на территории Иркутского, Ольхонского и Слюдянского районов. Территория парка охватывает западное побережье озера Байкал от его южной части – пос. Култук до Байкало-Ленского заповедника – пос. Кочериково на севере включая Малое море и остров Ольхон. Протяженность береговой линии около 400 км.

Озеро Байкал с ближайшим его окружением в 1996 г. приобрели статус Объекта Всемирного природного наследия, как пример выдающейся (уникальной) пресноводной экосистемы Земли.

Традиционно считается, что озеро Байкал и прилегающие к нему со всех сторон территории, в том числе и Прибайкальский национальный парк, являются экологически благополучными. Однако материалы опубликованные Госкомгидрометом и МО РФ, а также результаты проведенных в 1991–2007 гг. целевых радиоэкологических исследований показывают, что Байкальский регион подвергся радиоактивному техногенному загрязнению за счет влияния Семипалатинского испытательного полигона. Радиоэкологическое загрязнение региона обусловлено присутствием в природных средах техногенного радионуклида цезия-137 и природного радиоактивного газа радона.

В качестве индикатора (маркера) радиоактивного загрязнения и уровня радиационного воздействия как в России, так и за рубежом используется цезий-137, техногенный долгоживущий радионуклид с периодом полураспада 30,2 г., образующийся только при ядерных взрывах, относительно устойчивый (слабомигрирующий) в почвах и сравнительно легко определяемый существующими аналитическими методами. В России нормируемыми показателями загрязнения являются удельная активность (Бк/кг) и плотность выпадения (запас) цезия-137 на почве mKu/км^2, характеризующие современное радиационное состояние территории и служащие основой для реконструкции накопленных эффективных доз облучения (санти-Зиверты). Дополнительно при оценке уровня радиационного загрязнения от ядерных взрывов используются также данные о содержании в почвах и некоторых других, чаще всего также долгоживущих радионуклидов, прежде всего стронция-90 и плутония. Превышение плотности выпадения последних по сравнению с глобальным фоном (величина глобального фона ^{90}Sr – 30 mKu/км^2, Pu – 0,5 Бк/кг) в 2–3 раза рассматривается как признак проявившихся локальных выпадений.

Проведенными многолетними (1991–2007 гг.) радиоэкологическими исследованиями установлено, что наибольшими уровнями (аномальными значениями) радиоактивного загрязнения ^{137}Cs характеризуются Южное, Западное и Северо-Западное, Северо-Восточное и Восточное побережья озера Байкал, включая особо охраняемые природные территории: Прибайкальский и Забайкальский национальные парки.

При региональном фоне ^{137}Cs – 6–10 Бк/кг содержание его в почвах на вышеуказанных особо охраняемых территориях в среднем составляет от 60 до 100 Бк/кг, достигая (в слое почвы на глубине 0–15 см) на отдельных участках в Прибайкалье ^{137}Cs – 350–400 Бк/кг, ^{90}Sr – 241 Бк/кг, Западного Забайкалья ^{137}Cs – 400–570 Бк/кг, ^{90}Sr – 140 Бк/кг. Основное количество ^{137}Cs сосредоточено в верхнем слое ненарушенных почв естественного залегания мощностью 10–15 см, но на отдельных локальных участках, на легких песчаных почвах ^{137}Cs проникает на глубину до 40–50 см.

Радиоактивное техногенное загрязнение Байкальского региона ^{137}Cs сформировалось преимущественно вследствие переноса в атмосфере радиоактивных продуктов от ядерных взрывов, проводившихся на Семипалатинском полигоне, прозванном полигоном смерти.

Подтверждением разноса радиоактивных осадков воздушными потоками (в тропо- и стратосфере) может служить испытание на Семипалатинском полигоне первой водородной бомбы мощностью 400 кт ТЭ, осуществленное 12.08.1953 г. Этот термоядерный взрыв был самым мощным и самым "грязным" на территории СССР. По данным Центрального физико-технического института МО РФ, радиоактивное облако от этого взрыва прошло через территорию Прибайкалья, захватив Южный Байкал, и на вторые сутки, то есть 14.08.1953 г., после испытания было зафиксировано в Забайкалье в районном центре – селе Сосновоозерское.

Радиационная обстановка особо охраняемых территорий усугубляется еще и тем, что площади радиоактивного загрязнения ^{137}Cs, примыкающие к озеру Байкал (Центральная экологическая зона БПТ), сложены высо-

Таблица 1. *Радиоэкологические показатели в населенных пунктах Прибайкальского национального парка*

№ п/п	Населенные пункты	Удельная активность и запас Cs-137 в почве		Концентрация радона в			МЭД, мкР/ч
		Бк/кг	тКи/км”	жилище Бк/м	воде (родники), Бк/м^3	почвен. воздухе кБк/м^3	
1	Лиственка	33–250	73–261 ^{90}Sr-126	н/д *	н/д	1.5 Th–6.3	20, локально 100–200
2	Бол. Коты	90–157	81–179	100–320	–«–	н/д	15–20, локально 85
	Порт Байкал	80–125	83–129	н/д	–«–	20–40	20, локально 60–100
4	Бол. Речка	60–178	86–142	100–1198	59–1343	40–300	12–20
5	Никола	80–100	93	н/д	1036	40–100	15–20, локально 60–100
6	Бол. Голоустное	150	168	25–180	н/д	20–40	15–20
7	Бугульдейка	60	75	100	10–100	100–200	15–25, локально 200–300
8	Еланцы	50–90	68–76	200–400	1000	50–100	10–25
9	Петрово	197	125	200–400	1000	100–200	12–25
10	Сарма	90–200	87–122	200	100–1000	100	20–30
11	Черноруд	90–150	100–110	100–200	10–100	50–100	25–30
12	Тонта	40–80	63	н/д	10–100	10–50	10–18
13	Зама	60–90	70	н/д	н/д	100–200	55–200
14	Онгурен	45–70	60		100–1000	200–300	50–200
15	Кочериково	50–68	65	–«–	н/д	100–200	20–55
16	Хужир (о-в Ольхон)	9–60	30–60	100	–«–	10	10–25
17	Маритуй	125	111	200–700	н/д	20	20
18	Култук	60–150	75–125 ^{90}Sr-54	665	–«–	20–40	12–20
	Среднее	140	150	600	500	150	30

Примечание: н/д – нет данных.

кородиоактивными горными породами, характеризующимися высоким радоноотделением и широким развитием локальных радиоактивных аномалий с величиной МЭД 100–400 мкР/ч и концентрацией радона в почвенном воздухе более 200 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений от 100 до 500 Бк/м^3 (предельно допустимая концентрация радона по НРБ-99, ПДК – 200 Бк/м^3), в минеральных источниках концентрация радона колеблется от 18 до 360 Бк/дм^3.

Радон поступает в почвенный атмосферный воздух непрерывно из горных пород как продукт радиоактивного распада урана. В организм людей он попадает с водопотреблением и ингаляционным путем во время дыхания, поэтому люди всегда подвергаются воздействию излучений α-частицами, испускаемыми этим радиоактивным газом.

В таблице 1 приводится информация о радиоэкологической обстановке особо охраняемых территорий Центральной экологической зоны Байкальской природной территории Прибайкальского национального парка.

Радиоэкологическая характеристика дается по обследованным населенным пунктам: Лиственка, Большие Коты, порт Байкал, Большая Речка, Никола, Маритуй, Култук, Большое Голоустное, Бугульдейка, Еланцы, Тонта, Черноруд, Сарма, Зама, Онгурен, Кочериково, Хужир, Ангасолка, Андриановская.

В пос. Лиственка плотность выпадения (запас) ^{137}Cs на почву составляет 73–261 mKu/км^2 (глобальный фон ^{137}Cs равен 40–50 mKu/км^2), что превышает глобальный фон ^{137}Cs в 1,5–5,2 раза. Содержание ^{137}Cs в почве колеблется в пределах от 33 до 250 Бк/кг. Плотность выпадения ^{90}Sr – 126 mKu/км^2 (глобальный фон ^{90}Sr – 30 mKu/км^2), что в 4 раза превышает фон.

Мощность экспозиционной дозы (МЭД) внешнего γ-излучения составляет 20 мкР/ч, встречаются локальные аномалии с радиоактивностью 100–200 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе (в шпуре на глубине 1 м от поверхности Земли) – 1500 Бк/м^3, торон – 6300 Бк/м^3 (ПДК радона в почве – 50 кБк/м^3, в жилище – 200 Бк/м^3).

В пос. Большие Коты плотность осадка ^{137}Cs – 81–179 mKu/км^2 (превышение глобального фона в 1,6–3,6 раза). Содержание ^{137}Cs в почве максимально равно 157 Бк/кг (региональный фон – 6–10 Бк/кг). Содержание плутония в почве составляет 6 Бк/кг, что в 12 раз превышает глобальный фон. Плотность выпадения ^{90}Sr на почву – 60 mKu/км^2, что в два раза превышает глобальный фон.

Величина значения МЭД вблизи побережья оз. Байкал составляет 85 мкР/ч, в удалении от него – 15–20 мкР/ч.

Из обследованных на радон 14 жилых домов, в 8 из них концентрация радона превышает 100 Бк/м^3, а максимальное значение радона составляет 320 Бк/м^3.

В пос. Порт Байкал плотность выпадения ^{137}Cs на почву изменяется в пределах 83–129 mKu/км^2, что в 1,7–2,6 раза превышает фон. Содержание ^{137}Cs в почве достигает величины 125 Бк/кг.

Значение МЭД составляет 20 мкР/ч, встречаются локальные аномалии с величиной радиоактивности 60–100 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе на глубине 1 м от поверхности 20–40 кБк/м^3.

В пос. Большая Речка плотность выпадения ^{137}Cs на почву составляет 86–142 mKu/км^2, что в 1,7–2,8 раза превышает глобальный фон. Содержание плутония в почве зафиксировано в количестве 3,6 Бк/кг (глобальный фон плутония – 0,5 Бк/кг), что в 7 раз превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs достигает значения 178 Бк/кг.

Радиоактивность изменяется в пределах 12–20 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе на глубине 1 м от поверхности составляет от 40 до 300 кБк/м^3 (ПДК радона в почве – 50 кБк/м^3). Из 57 обследованных на радон зданий в 22 из них обнаружены концентрации радона до 1198 Бк/м^3 (ПДК радона в жилых помещениях принято – 200 Бк/м^3).

В окрестностях пос. Большая Речка имеется ряд выходов подземных вод в виде родников и минеральных источников, в которых концентрация радона колеблется от 59 до 1343 Бк/л).

В пос. Никола плотность выпадения ^{137}Cs составляет 93 mKu/км^2, что в 1,9 раза превышает глобальный фон.

Величина МЭД составляет в среднем 20 мкР/ч, встречаются локальные аномалии со значениями радиоактивности 60–100 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в концентрациях 40–100 кБк/м^3. В пос. Никола находится подземный водный источник с концентрацией радона 1036 Бк/л.

В пос. Большое Голоустное плотность выпадения ^{137}Cs колеблется в пределах 80–168 mKu/км^2, что превышает глобальный фон в 1,6–3,4 раза. Содержание плутония в почве составляет 3,7 Бк/кг, что в 7 раз превышает глобальный фон. Плотность выпадения ^{90}Sr на почву – 42,5 mKu/км^2, что в 1,5 раза превышает глобальный фон.

Радиоактивность изменяется незначительно и в среднем равна 15–20 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе (на глубине 1 м от поверхности) колеблется в пределах 20–40 кБк/м^3. Из обследованных на радон 35 жилых домов концентрация радона составляет 180 Бк/м^3.

В пос. Бугульдейка плотность выпадения ^{137}Cs составляет 75 mKu/км^2, что в 1,5 раза превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs в почвах равно 60 Бк/кг.

Радиоактивность изменяется в пределах 15–25 мкР/ч, встречаются локальные аномалии радиоактивности с величиной МЭД γ-излучения более 200–300 мкР/ч, обусловленные наличием рудопроявлений радиоактивной минерализации.

Радон в почвенном воздухе содержится в концентрациях 100–200 кБк/м^3, а в воздухе жилых помещений его значения составляют 100 Бк/м^3. В источниках подземных вод, проявленных в окрестностях поселка, содержание радона изменяется от 10 до 100 Бк/л.

В районном центре – селе Еланцы – плотность выпадения ^{137}Cs на почву достигает величины 68–76 mKu/км^2 (превышение глобального фона в 1,4–1,5 раза). Содержание ^{137}Cs на почве составляет 90 Бк/кг.

Величина мощности экспозиционной дозы (МЭД) внешнего облучения изменяется в пределах 10–25 мкР/ч,при среднем значении 15 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в концентрациях 50–100 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений его концентрации достигают значений 200–400 Бк/м^3, в источниках подземных вод концентрация радона – 1000 Бк/л.

В пос. Петрово плотность выпадения ^{137}Cs составляет 125 mKu/км^2 (превышение глобального фона в 2–5 раза). Содержание ^{137}Cs в почве – 197 Бк/кг.

Мощность экспозиционной дозы (МЭД) в среднем равна 15 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в концентрациях 100–200 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений концентрации радона достигают значений 200–400 Бк/м^3, в источниках подземных вод концентрация радона составляют 1000 Бк/л.

В пос. Сарма плотность выпадения ^{137}Cs на почву составляет 87–122 mKu/км^2, что в 1,7–2,4 раза превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs на почве колеблется в пределах 90–200 Бк/кг.

Радиоактивность составляет 20–30 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе имеет значение 100 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений его концентрации колеблются в пределах 100–1000 Бк/м^3.

В пос. Черноруд плотность выпадения ^{137}Cs достигает значения 100 mKu/км^2, что в 2 раза превышает фон. Содержание ^{137}Cs в почве имеют значения 90–150 Бк/кг. Значения МЭД колеблются в пределах 25–30 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в концентрациях 50–100 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений концентрации радона – 100–200 Бк/м^3, в источниках подземных вод концентрации радона составляют – 10–100 Бк/л.

В пос. Тонта плотность выпадения ^{137}Cs составляет 65 mKu/км^2, что в 1,3 раза превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs в почве изменяется от 40 до 80 Бк/кг.

Радиоактивность в окрестностях пос. Тонта изменяется в пределах 10–18 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе колеблется в пределах 10–50 кБк/м^3, в источниках подземных вод радон имеет значения – 10–100 Бк/л.

В пос. Зама плотность выпадения ^{137}Cs составляет 70 mKu/км^2, что в 1,4 раза превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs в почве колеблется от 60 до 90 Бк/кг. Мощность экспозиционной дозы (МЭД) внешнего облучения изменяется в пределах 55–200 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в пределах 100–200 кБк/м^3.

В пос. Онгурен плотность выпадения ^{137}Cs состав-

ляет 60 mKu/км^2, что в 1,2 раза превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs в почве изменяется в пределах 45 до 70 Бк/кг.

Радиоактивность (МЭД) горных пород изменяется в интервале 55–200 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе присутствует в концентрациях 200–300 кБк/м^3, а в источниках подземных вод концентрации его изменяются в пределах – 100–1000 Бк/л.

В пос. Кочериково плотность выпадения ^{137}Cs составляет 65 mKu/км^2, что в 1,3 раза превышает глобальный фон. Содержание ^{137}Cs в почве колеблется в пределах 50 до 68 Бк/кг.

Радиоактивность (МЭД) колеблется в пределах 20–55 мкР/ч. Радон в почвенном воздухе – в пределах 100–200 кБк/м^3.

В пос. Хужир (остров Ольхон) Кочериково плотность выпадения ^{137}Cs составляет 30–60 mKu/км^2, что соответствует величине глобального фона. Содержание ^{137}Cs в почве колеблется в пределах 9 до 60 Бк/кг.

Радиоактивность (МЭД) колеблется в пределах 10–25 мкР/ч, при среднем значении 15–18 мкР/ч.

Концентрации радона в почвенном воздухе не превышают 10 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений концентрации радона не превышают 100 Бк/м^3. При оценке радиационной обстановки Байкальской природной территории (БПТ) о. Ольхон можно принять в качестве эталонной площади.

В пос. Маритуй плотность выпадения ^{137}Cs на почву составляет 111 mKu/км^2, что в 2,2 раза превышает глобальный фон.

Радиоактивность равна 20 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе имеет значение 20 кБк/м^3, его концентрация в жилых помещениях превышают 200 Бк/м^3, достигая максимальных значений 700 Бк/м^3.

В пос. Култук плотность выпадения ^{137}Cs на почву колеблется в пределах 77–125 mKu/км^2, превышение глобального фона – в 1,5–2,5 раза; плотность выпадения ^{90}Sr составляет 54,4 mKu/км^2, что в 1,8 раза превышает региональный фон.

Радиоактивность изменяется в пределах 12–20 мкР/ч, в среднем равна 16 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в значениях от 20 до 40 кБк/м^3, в воздухе жилых помещений концентрации радона достигают величины 665 Бк/м^3.

В пос. Ангасолка плотность выпадения ^{137}Cs составляет 60 mKu/км^2, что соответствует глобальному фону.

Величина МЭД составляет в среднем 15 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в концентрациях 40–60 кБк/м^3.

В пос. Андриановская плотность выпадения ^{137}Cs на почву колеблется 50–60 mKu/км^2, что соответствует величине глобального фона.

Радиоактивность изменяется в пределах 14–20 мкР/ч, в среднем равна 16 мкР/ч.

Радон в почвенном воздухе содержится в значениях 20–40 кБк/м^3.

Современный уровень радиоактивного техногенного загрязнения продуктами ядерных взрывов большой опасности не представляет и не налагает строгих ограничений на хозяйственную деятельность. Однако следует учесть, что при проведении ядерных испытаний в 1949–1963 гг. радиационное воздействие на проживающее здесь население было значительным, локальные радиоактивные выпадения радионуклидов ^{137}Cs и других происходили на вторые сутки после осуществления ядерных испытаний.

Все это требует неукоснительного решения радиоэкологических и специальных медико-социально-экономических задач, основными из которых являются:

- создание единой программы радиоэкологических и геоэкологических исследований, что позволит получить целостную картину радиационной обстановки ООПТ с высоким уровнем как техногенного, так и природного загрязнения различных природных сред и обеспечить создание общего банка данных;
- проведение широкомасштабных радиоэкологических и медико-биологических исследований по выявлению населенных пунктов и когорт населения, испытавших радиационное воздействие от ядерных испытаний, что даст возможность реализовать Федеральный закон №2 от 10.01.2002 г. “О социальных гарантиях гражданам, подвергшимся радиационному воздействию вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне”, а также постановление Правительства РФ по вопросам социальной и экономической защиты и льготам населения, проживающего на радиационно-загрязненных территориях;
- организация и осуществление радиационно-экологического мониторинга, который заключается в постоянном наблюдении за радиационными показателями (факторами): плотность выпадения радионуклидов, мощность экспозиционной дозы (МЭД) внешнего γ-излучения, объемная активность радона. Приоритетными радионуклидами при проведении радиационного мониторинга являются: цезий-137, стронций-90, плутоний-239, 240, тритий, уран и радон.

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА ЗАБАЙКАЛЬСКОГО НАЦИОНАЛЬНОГО ПАРКА (ОЗ. БАЙКАЛ)

А.А. Мясников[1], А.Д. Абалаков[2], И.С. Ломоносов[3], Л.С. Новикова[2], Е.Д. Овдин[4]

[1]Байкальский филиал "Сосновгеология", г. Иркутск, Россия, sosna3@irk.ru
[2]Институт географии СО РАН, Иркутск, Россия, abalakovirk@mail.ru
[3]Институт геохимии СО РАН, г. Иркутск, Россия
[4]Забайкальский национальный парк, Усть-Баргузин, Россия, zabaikalpark@mail.ru

THE RADIATION SITUATION IN THE ZABAIKALSKY NATIONAL PARK (LAKE BAIKAL)

A.A. Myasnikov[1], A.D. Abalakov[2], I.S. Lomonosov[3], L.S. Novikova[2], and E.D. Ovdin[4]

[1]Baikal Branch of "Sosnovgeology", Irkutsk, Russia;
[2]Institute of Geography SR of RAS, Irkutsk, Russia;
[3]Institute of Geochemistry SB of RAS, Irkutsk, Russia;
[4]Zabaikalsky National Park, Ust-Barguzin, Russia

Abstract. *We present the results of radio-ecological investigations in the Zabaikalsky National Park. We report the data on the levels of natural (uranium, thorium, potassium and radon) and artificial (cesium-137 and strontium-90) radionuclides in the ecosystems. It is established that the current radiation situation is undangerous and imposes no limitations on the development of recreation.*

Забайкальский национальный парк (ЗНП) расположен в средней части восточного побережья оз. Байкал, входит в состав Центральной зоны Байкальской Природной Территории, относящейся к Участку Всемирного Природного Наследия. Парк создан в 1986 г. с целью сохранения, изучения и рекреационного использования природных ресурсов. Длина парка около 80 км, площадь 2690 км^2

Территория парка включает п-ов Святой Нос, Баргузино-Чивыркуйский перешеек, западные склоны Баргузинского хребта, архипелаг Ушканьих островов, Чивыркуйский и Баргузинский заливы, акваторию озера Байкал.

Административно он входит в состав Баргузинского района Республики Бурятия (населенные пункты Курбулик, Катунь, Монахово).

Парк – это горно-котловинная территория, с контрастными и разнообразными ландшафтами. Здесь представлены альпийские луга и горные тундры Баргузинского хребта и п-ва Св. Нос, горная тайга и подгольцовые редколесья склонов Байкальской впадины, сосново-лиственничные леса подгорных наклонных равнин, сосновые боры песчаных озерных террас с дюнами вдоль побережья, наступающими на озерно-болотные массивы Чивыркуйского перешейка. Широко представлен береговой комплекс с различными типами пляжей, береговых и озерных кос, абразионных террас, тектонических сбросовых уступов.

В геологическом строении территории парка принимают участие разнообразные геологические образования. Так, Баргузинский хребет и полуостров Святой Нос сложены протерозойскими и частично нижнепалеозойскими гранитами. Содержание валового урана в этих породах составляет 4,5–11,75 г/т; тория – 8–15 г/т; калия – 2,5–3,4%; подвижного (свободного) урана – 0,5–4,0 г/т; а их радиоактивность – 20–60 мкР/ч.

В прибрежной полосе Байкала от устья р. Малая Черемшана до Чивыркуйского залива, на мысах Нижнего и Верхнего Изголовья п-ва Св. Нос, на Ушканьих островах сохранились не переработанные магматической деятельностью архейско-нижнепротерозойские гнейсы и кристаллические сланцы с прослоями мраморов.

Гнейсы характеризуются содержанием валового урана – 1,1–1,4 г/т; тория – 1,7–3,5 г/т; калия – 1,2–1,9%; подвижного урана – 0,12–0,17 г/т; а их радиоактивность составляет 10–13 мкР/ч.

Кристаллические сланцы имеют содержание валового урана 2,0–2,6 г/т; тория – 5,5–8,4 г/т; калия – 2,0–2,2%; их радиоактивность – 8–16 мкР/ч.

Мраморы характеризуются содержанием валового урана – 0,8–1,0 г/т; тория – 0,6–1,0 г/т; калия – 0,2–0,25%; подвижного урана – 0,15–0,17 г/т; а их радиоактивность – 4–9 мкР/ч.

Рыхлые четвертичные отложения представлены песками, супесями, илами, минеральными грязями. Они образуют широкие поля на Чивыркуйском аккумулятивном перешейке, в Усть-Баргузинской впадине. На подгорных наклонных равнинах п-ва Св. Нос, в долинах рек и озерных террасах представлены валунно-галечниковыми отложениями.

Пески обладают содержанием урана – 0,9–1,6 г/т; тория – 2,7–4,2 г/т; калия – 2,5–3,7%; их радиоактивность составляет 13–15 мкР/ч.

Супеси имеют содержание урана – 1,1–2,0 г/т; тория – 5,3–6,7 г/т; калия – 2,9–3,2%; их радиоактивность – 12–16 мкР/ч.

Илы имеют содержание урана, колеблющееся в самых широких пределах от 0,6 г/т (термальный источник Кулиный), до 17,8 г/т (радоновый источник Арангатуйский); тория – 0,7–41,3 г/т; калия – 0,05–1,94%; их радиоактивность составляет 9–44 мкР/ч.

Минеральные грязи (оз. Бол. Бармашовое) характеризуются содержанием урана – 4,6 г/т; тория – 3 г/т; калия – 0,21%; их радиоактивность – 14 мкР/ч [1, 5, 6].

Крупные морфоструктурные элементы рельефа в пределах ЗНП имеют тектоническое происхождение. Наиболее мощные рифтовые разломы проходят вдоль подножия п-ва Святой Нос, вдоль приозерных склонов Баргузинского хребта.

Территория ЗНП располагается в пределах единственной в России Забайкальской промышленной урановорудной провинции, которая сформировалась за счет широко распространенных здесь высокорадиоактивных геологических комплексов пород и приуроченных к ним многочисленных радиационно-опасных участков по проявленности факторов природного радиационного риска.

Радиационное состояние ЗНП и окружающей территории обусловлено влиянием как естественных, так и искусственных (техногенных) радионуклидов (цезия-137, стронция-90, плутония-239, 240) на различные природно-геологические среды и экосистемы [1–3].

В 2001, 2005–2007 гг. с целью оценки общей радиационной обстановки ЗНП были выполнены комплексные радиоэкологические обследования, включающие экспедиционные натурные исследования, охватывающие опробование подземных и поверхностных вод, рыхлых и скальных горных пород, в том числе дресвы, донных отложений, минеральных грязей, растительности наземной и водной, включая дикоросы (грибы, ягоды), водных животных (рыбы и ондатра) [2–4, 6, 7].

Радиоэкологическое опробование подземных и поверхностных вод выполнено по следующим объектам: термальные источники Кулиный, Змеевый, Нечаевский, радоновый холодный источник Арангатуйский, родники на п-ве Св. Нос. Проведено опробование воды озер Арангатуй, Бол. и Мал. Бармашовое, Светлое, заливов Чивыркуйский и Баргузинский, рек Бол. и Мал. Чивыркуй, Буртуй, Маркова, Кедровая, Бол. и Мал. Черемшана. Объем каждой отобранной пробы составлял 2,0 л. Этот объем воды распределялся по видам анализов следующим образом: 0,5 л воды на уран и радон; 0,5 л на общий химический анализ; 1,0 л на определение микроэлементного состава.

Радиоэкологическое опробование почвенных разрезов осуществлено в строгом соответствии с “Методическими указаниями по выбору мест опробования и взятию проб при экологических исследованиях территорий, загрязненных радиоцезием”. Непосредственно отбор почвенных проб производился стальным кольцом диаметром 82 мм, высотой 50 мм, поинтервально сверху вниз через каждые 5 см до глубины 40 см.

Радиоэкологическое опробование растительности. В пробы отбирались наиболее распространенные виды растительности. Из древесных пород – кедр (хвоя с молодыми побегами) и кедровый стланик (хвоя с молодыми побегами), сосна (хвоя с молодыми побегами). Из кустарниковой и кустарничковой растительности – рододендрон даурский, багульник болотный, можжевельник, кассандра, березка карликовая. Из травянистой растительности – осока, вейник, камыш, пырей, гвоздика полевая, полынь, астрагал и др. Также отбирались в пробы лесной опад, мхи, лишайники, древесный гриб трутовик, водоросли, муравейники. Пробы растительности отбирались в местах заложения почвенных разрезов и отбора почвенных проб, а также горных пород.

Радиоэкологическое опробование дикоросов (грибы, ягоды). Из грибов в пробы взяты преимущественно моховики, в меньшей мере маслята, подберезовики, подосиновики. Из представителей дикорастущих ягод в пробы взяты клюква, волчья ягода и кизильник.

Радиоэкологическое изучение рыбы. В пробы взяты следующие виды рыб, выловленных в Байкале (омуль, хариус, сиг, сорога), в Чивыркуйском заливе (окунь, сорога), в озерах Бармашовом и Светлом (щука, окунь, сорога, карась).

Радиоэкологическое изучение приводных животных (ондатра). В пробу была взята 1 тушка высушенной ондатры, выловленной в оз. Арангатуй.

Все отобранные пробы были обработаны соответствующими методами и приемами и подготовлены для проведения лабораторно-аналитических исследований.

Во время выполнения полевых экспедиционных работ повсеместно осуществлялись замеры радиоактивности – мощности экспозиционной дозы (МЭД) внешнего гамма-излучения в мкР/ч во всех изучаемых природных средах (почвы, горные породы), донные отложения (илы, пески, грязи) и вода. Замеры радиоактивности (МЭД) проводились с помощью полевого радиометра модели СРП-88 в интервале от 1 до 300 мкР/ч.

Замеры радиоактивного газа радона в почвенном воздухе проводились во всех точках (пунктах) опробования на глубине 1 м от поверхности земли с использованием прибора радиометра альфа-активных газов РГА-500.

Отбор проб воды на радон проводился в барбатеры, а измерение радона в водных пробах осуществлялось в лабораторных условиях.

Экспрессная полевая оценка содержаний естественных радионуклидов (ЕРН): урана, тория, калия-40 и цезия-137 выполнялась для почв и донных отложений в их естественном залегании методом гамма-спектрометрического анализа прибором РКП-306.

Определение концентраций естественных радиоактивных элементов (уран, торий, калий-40) и техногенных (цезий-137) в почвах, донных отложениях, илах, песках, минеральной грязи, торфе, растительности, в том числе грибах и ягоде, и приводных животных (ондатре) выполнено в лабораторных условиях на низкофоновой гамма-спектрометрической установке [1].

Уран в пробах воды определялся в лабораторных условиях лазерно-люминесцентным методом на аппаратуре “Ангара” [4].

Радон в пробах воды анализировался с помощью радиометра радона “Альфарад” РРА-01М-02.

Анализ проб горных пород на определение “подвижного (свободного) урана” осуществлялся лазерно-люминесцентным методом на аппаратуре “Ангара”.

Территория ЗНП характеризуется сильно дифференцированным гамма-полем, изменяющемся в пределах от 3–5 до 60 мкР/ч, присутствуют локальные радиоактивные аномалии с величиной МЭД 60–100 мкР/ч и концентрацией объемной активности радона в почвенном воздухе 10–20 кБк/м^3, а воде 3–360 Бк/м^3.

Общий уровень радиационного гамма фона является безопасным и не накладывает ограничений на развитие рекреации. К локальным зонам повышенного риска относятся участки территории, где на поверхность выходят граниты. Такая ситуация наблюдается на полиго-

не “Арангатуйский”. В его восточной части наблюдается южное замыкание Баргузинского батолита, сложенного крупнозернистыми гранитами с повышенным содержанием в них урана и тория. Продуктами их распада являются радиоактивные газы радон и торон. Выявлена высокая концентрация радона в воде источника “Арангатуйский”, бьющего из подножия склона, – 324–360 Бк/дм^3, что установлено впервые. Радиоактивность воды источника составляет 120–132 мкР/ч; содержание урана в воде достигает величины 204х10^{-8} г/дм^3, что во много раз превышает фон. Содержание урана в пробе ила, отобранного ниже по течению от выхода источника, составляет 17,8 г/т, что в 10 раз превышает фон.

Ручей Буртуй, стекающий с восточного склона полуострова Святой Нос в сторону озерно-болотного Баргузино-Чивыркуйского перешейка, характеризуется содержанием урана в воде 51,6х10^{-8} г/дм^3, что значительно выше фона, а концентрация урана в пробе ила 5,6 г/т, что в 3,5 раза превышает фон.

В районе разгрузки вод источника “Арангатуйский” и ручья Буртуй на площади вышеупомянутого перешейка осуществляется процесс современного формирования месторождений урана осадочно-инфильтрационного (гидрогенного) типа [7].

Отдельные участки территория ЗНП характеризуются высоким уровнем загрязнения цезием-137, достигающим значений 160-190 mKu/км^2 (глобальный фон по цезию-137 составляет 40–50 mKu/км^3), что 3,2–4,0 раза превышает величину глобального фона. Наиболее интенсивно подвергались техногенному загрязнению площади бассейнов рек Бол. и Мал. Чивыркуй, северная, северо-восточная части п-ва Св. Нос, западное и восточное побережье Чивыркуйского залива в районе населенных пунктов Курбулик, Катунь, Монахово. Плотность выпадения цезия на почву составляет в среднем 136 mKu/ км^2, что в 2,7 превышает фон.

Низкими значениями цезия-137 характеризуются равнинные ландшафты Баргузино-Чивыркуйского перешейка, в которых значения удельной активности цезия-137 колеблются в пределах 20–80 Бк/кг (уран – 2,2–2,4 г/т; торий – 6,2–7,4 г/т; калий – 3,1–3,34%). И только в торфянистых почвах верховых сфагновых болот концентрации цезия-137 составляют в горизонте “Ао” 69,6 Бк/кг (уран – 0,7 г/т; торий – 7,7 г/т; калий – 0,35%); в горизонте “A_1” цезий-137 – 60,5 Бк/кг (уран – 1,2 г/т; торий – 7,7 г/т; калий – 0,35%), а в горизонте “В” цезий-137 – 9,3 Бк/кг (уран – 1,1 г/т; торий – 6,9 г/т; калий – 1,6%).

Наземная биота по содержанию цезия-137 (в Бк/кг) характеризуется следующим образом:

- лесной опад – 4,0–10,0;
- торф – 9,9–11,6;
- лишайники (ягель) – 17,8–49,3;
- шикша – 4,0;
- брусника (листья и стебли) – 4,0–4,6;
- кассиопа – 4,0–15,1;
- болотный багульник – 4,8–81,4;
- хвоя сосны – 5,5–8,7;
- клюква (ягоды) 8,1.

Грибы, отобранные в районе Бармашовых озер, имеют величину удельной активности цезия-137 в пределах 18,5–29,8 Бк/кг, а стронция-90 – от 9,1 до 19,4 Бк/кг; а грибы, отобранные вблизи населенных пунктов Катунь и Курбулик, имеют концентрацию цезия-137 в пределах 2–177 Бк/кг. Рыбы, выловленные в Байкале (омуль, хариус, сиг, сорога), в Чивыркуйском заливе (окунь, сорога), в оз. Арангатуй (омуль, щука, окунь, сорога, подъязь), в озерах Бармашовом и Светлом (щука, окунь, сорога, карась) характеризуются низкими величинами концентраций цезия-137 – 2–16 Бк/кг (контрольный уровень цезия-137 составляет 130 Бк/кг), а стронция-90 – 11–28 Бк/кг (контрольный уровень стронция-90 составляет 100 Бк/кг).

Таким образом, рыба, грибы и ягода клюква являются в радиационном отношении безопасными и могут без ограничений употребляться в пищу.

В результате радиоэкологических исследований, выполненных на территории ЗНП, установлено, что сформировавшийся естественный радиационный фон и искусственно-техногенный, за исключением отдельных локальных участков, является безопасным и не накладывает ограничений на все виды хозяйственной и рекреационно-туристской деятельности.

Рекомендации. Продолжить радиоэкологическое изучение Бармашовых озер, термальных источников Кулиных болот, Змеевого, радонового источника “Арангатуйского” с целью отработки геолого-радиогидрогеохимической модели современного формирования месторождений урана осадочно-инфильтрационного типа и их масштабности.

Также рекомендуется приступить к детальным радиогидрогеохимическим исследованиям радоновых источников на всей территории Забайкальского национального парка (Чивыркуйские, Нечаевский и др.).

Литература

1. *Абалаков А.Д., Мясников А.А., Ломоносов И.С. и др. Искусственные и естественные радионуклиды в экосистемах Забайкальского национального парка // Известия вузов в Сибири. Серия наук о Земле. – Иркутск : Изд-во ИрГТУ, 2006. – Вып.9–10. – С.169–171.*
2. *Абалаков А.Д., Мясников А. А., Новикова Л.С., Берсенева В.О. Радиоэкологические исследования в Забайкальском национальном парке // Географические исследования в Забайкалье : мат. II регион. науч. конф. (Чита, 10–11 октября 2006 г.). – Чита, 2006. – С.32–37.*
3. *Абалаков А.Д., Мясников А.А., Новикова Л.С., Берсенева В.О. Радиационно-геохимическая обстановка Забайкальского национального парка и эколого-рекреационная оценка // Мат. XIII науч. совещ. географов Сибири и Дальнего Востока. – Т.2. – Иркутск : Ин-т географии СО РАН, 2007. – С.3–4.*
4. *Ломоносов И.С., Мясников А.А., Абалаков А.Д. и др. Радиогеохимия природных вод Баргузино-Чивыркуйского перешейка (Забайкальский национальный парк) // Подземная гидросфера : мат. Всерос. совещ. по подземным водам востока России. – Иркутск : Изд-во ИрГТУ, 2006. – С.81–86.*
5. *Мясников А.А., Абалаков А.Д., Ломоносов И.С. и др. Радиоэкология: экология центральной зоны Байкальской природной территории (проблемы радиоэкологического мониторинга и исследований) // Инженерная экология. – 2007. – №3. – С.14–26.*
6. *Мясников А.А., Абалаков А.Д., Новикова Л.С., Овдин Е.Д. Радиоэкологическая обстановка Прибайкальского и Забайкальского национальных парков Байкальской природной терри-*

тории // Известия вузов в Сибири. Серия наук о Земле. – Вып.9–10. – Иркутск : Изд-во ИрГТУ, 2006. – С.166–169.

7. *Мясников А.А., Ломоносов И.С. Брюханов Н.Н. и др. Современное формирование урановой осадочно-инфильтрационной (гидрогенной) минерализации в районе Баргузино-Чивыркуйского перешейка на Байкале // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Современное минералообразование : тр. II Всерос. симп. – Чита, 2008. – С.110–113.*
8. *Экологическое зонирование Байкальской Природной Территории. – Иркутск : Ин-т географии СО РАН, 2002. – 36 с.*

РАДИАЦИОННО-ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ, ДОННЫХ ИЛОВ И ПРОМЫСЛОВЫХ РЫБ РЕГИОНА ОЗЕРА БАЙКАЛ

А.А. Мясников[1], Л.В. Малевич[1], А.Д. Абалаков[2], Л.С. Новикова[2], Е.Д. Овдин[3], А.С. Пирогов[4]

[1]Байкальский филиал "Сосновгеология", Иркутск, Россия, sosna3@irk.ru
[2]Институт географии СО РАН, Иркутск, Россия, abalakovirk@mail.ru
[3]Забайкальский национальный парк, Усть-Баргузин, Россия, zabaikalpark@mail.ru
[4]Геологоразведочный техникум, Иркутск, Россия

A RADIATION-GEOCHEMICAL CHARACTERISTIC OF SOILS, BED SILTS AND COMMERCIAL FISH IN THE LAKE BAIKAL REGION

A.A. Myasnikov[1], I.V. Malevich[1], A.D. Abalakov[2], L.S. Novikova[2], E.D. Ovdin[3], A.S. Pirogov[4]

[1]Baikal Branch of "Sosnovgeology", Irkutsk, Russia;
[2]Institute of Geography SR of RAS, Irkutsk, Russia;
[3]Zabaikalsky National Park, Ust-Barguzin, Russia;
[4]Technical Secondary of Geological Prospecting, Irkutsk, Russia

Abstract. *Presented the results of radiation-geochemical investigations into soils, bed silts and main commercial fish species of Lake Baikal. We report the data on the levels of artificial (cesium-137 and strontium-90) and natural (uranium, thorium and potassium) radionuclides as well as of heavy metals (mercury, copper, zinc, lead, cadmium and arsenic) in commercial fish species of Lake Baikal. Fish that are caught in the lake along the stretch from the mouth of the Urbikan river to the Chivyrkuisky bay in the lake's southern part, are radiation-undangerous and ecologically clean as regards heavy metals and can be safely used as food.*

Озеро Байкал с прилегающими к нему прибрежными территориями традиционно считается экологически благоприятным регионом. Однако, опубликованные материалы Госкомгидромета и МОРФ, а также результаты проведенных в 1992–2008 гг. целевых радиоэкологических исследований, показывают, что Байкальский регион подвергался радиоактивному загрязнению за счет Семипалатинского ядерного полигона.

Радиоэкологическое загрязнение региона озера Байкал обусловлено присутствием в природных средах долгоживущих техногенных радионуклидов цезия-137 и стронция-90, проявляющихся только при проведении ядерных взрывов и служащих надежными индикаторами радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Наибольшим уровнем радиоактивного загрязнения характеризуются Южное и Северное побережья озера Байкал (Иркутский, Слюдянский и Ольхонский районы Иркутской области, Северо-Байкальский, Баргузинский и Прибайкальский районы Республики Бурятия), в том числе значительные площади особо охраняемых природных территорий – Прибайкальского и Забайкальского национальных парков, Байкальского, Байкало-Ленского и Баргузинского заповедников [1–3]. При региональном фоне цезия-137 6–10 Бк/кг содержание его в почвах на выше названных территориях составляет от 60 до 100 Бк/кг, достигая (в слое почвы 0–15 см) в отдельных пунктах Прибайкалья величины 350–400 Бк/кг, Западного Забайкалья – 400–577 Бк/кг; содержание стронция-90 (в слое почвы 0–15 см) – соответственно 241 и 140 Бк/кг [4, 6]. Основное количество цезия-137 содержится в верхнем слое почв естественного залегания мощностью 10–15 см, но на отдельных локальных участках на легких (песчаных) почвах он проникает на глубину до 40 см.

Максимальная плотность загрязнения цезием-137 в местах, подвергшихся обследованию, достигающая в отдельных пунктах 240 мКu/км^2 (глобальный фон составляет 50 мКu/км^2), была отмечена в районе г. Байкальска на водоразделе рек Утулик, Хара-Мурин, Снежная, где у Южного побережья оз. Байкал удельная активность цезия-137 в почве доходит до 350 Бк/кг. Высокие уровни загрязнения почвы цезием-137 наблюдаются также на территории Западного и Северного побережий озера Байкал в районах расположения Приморского, Байкальского и Баргузинского хребтов, где на отдельных участках плотность загрязнения достигала 120 мКu/км^2 (с. Байкальское – 160 мКu/км^2, п. Нижнеангарск – 155 мКu/км^2, п. Давша 85 мКu/км^2). При этом наблюдалось выпадение техногенных радионуклидов на акваторию оз. Байкал, а в его донных отложениях в конусе выноса взвесей р. Селенги наблюдалась высокая плотность загрязнения цезия-137, достигающая 190 мКu/км^2. Можно предположить, что поступление цезия-137 и стронция-90 с водосборной площади р. Селенги на взвешенных в воде частицах является основной причиной загрязнения донных отложений оз. Байкал в его Центральной и Южной котловинах. К северу от устья р. Селенги у восточного берега оз. Байкал отмечена самая низкая плотность

Таблица 1. *Радиационно-геохимическая характеристика илов и водорослей*

№ п/п	Наименование водных объектов	Наименование среды опробования									
		Илы						Водоросли			
		Удельная активность, Бк/кг		Содержание радионуклидов			Р/а, мкР/ч	Уд. акт., Бк/кг	Содержание радионуклидов		
		^{137}Cs	^{90}Sr	U, г/т	Th, г/т	K, %		^{137}Cs	U, г/т	Th, г/т	K, %
1	Оз. Бол. Бармашовое	15,0	н/о	4,6	3,0	0,21	10	13,5	2,9	3,9	2,58
2	Оз. Мал. Бармашовое	13,7	н/о	1,5	2,3	2,64	10	13,2	2,2	10,3	0,63
3	Оз. Арангатуй	11,6	310	2,9	2,9	0,12	10	35,0	1,5	4,6	2,70
4	Оз. Светлое	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	19,9	1,3	3,4	0,14
5	Оз. Кулиное	13,0	н/о	5,0	6,1	0,92	9	н/о	н/о	н/о	н/о
6	Оз. Дикое	6,5	н/о	6,2	14,5	2,37	11	17,6	3,0	2,6	1,86
7	Оз. Котокель	17,8	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	63,6	н/о	н/о	н/о
8	Оз. Фролиха	226	н/о	3,5	29,1	0,72	11	н/о	н/о	н/о	н/о
9	Оз. Колпины	5,9	н/о	н/о	н/о	н/о	н/о	3,0	н/о	н/о	н/о
10	Зал. Чивыркуйский	4,0	н/о	3,6	9,2	2,37	10	10,7	1,7	6,4	1,57

Примечание: н/о – не определялось.

загрязнения цезия-137 донных отложений оз. Байкал (1,1–4,3 мКu/км^2).

В донных отложениях оз. Байкал работами Института геохимии СО РАН обнаружен также плутоний-239, 240 с удельной активностью от 0,5 до 5 Бк/кг [6].

В таблице 1 приведены удельные активности цезия-137, стронция-90, содержания урана, тория, калия, общей радиоактивности в донных илистых отложениях и в водорослях ряда озер региона оз. Байкал.

Как видно из данных, приведенных в таблице 1, наиболее высокие значения цезия-137 (226 Бк/кг) зафиксировано в илах оз. Фролиха, а аномальные значения стронция-90 (310 Бк/кг) выявлены в илах оз. Арангатуй, в илах остальных озер стронций-90 не определялся.

В водорослях озер содержание цезия-137 колеблется в пределах 3,0–63,6 Бк/кг, самое высокое значение цезия-137 (137Cs – 63,6 Бк/кг) обнаружено в водорослях оз. Котокель [6].

По информации, полученной из материалов СМИ в августе 2008 г., на оз. Котокель возникла вспышка гафской болезни, приведшая к пищевому отравлению отдыхающих вследствие употребления в пищу рыбы, выловленной в этом озере. Поэтому радиационно-геохимическое исследование промысловых рыб оз. Байкал и озер, расположенных в его прибрежной полосе, является своевременным и актуальным.

В период 2001–2008 гг. были впервые исследованы по восточному и западному побережью оз. Байкал основные промысловые рыбы (омуль, сиг, хариус, ленок, щука, подъязь, окунь, сорога, карась). Данные об удельных активностях цезия-137, стронция-90, урана, тория, калия в них приведены в таблице 2.

Рыбы, проанализированные на содержание в них радионуклидов, характеризуются их низкими концентрациями, которые значительно ниже контрольных норм по цезию-137 и стронцию-90 (СанПин 2.32.1078-01).

Таким образом, промысловые рыбы, выловленные в северо-восточной части озера Байкал на участке от устья р. Урбикан на севере до Чивыркуйского залива на юге, а также в районе п. Бол. Голоустное в юго-западной части Байкала являются радиационно безопасными и могут без опасения употребляться в пищу.

Пробы рыб также были проанализированы на тяжелые металлы (ртуть, медь, цинк, свинец, кадмий, мышьяк) (табл. 3).

Пробы всех рыб, проанализированные на вышеуказанные тяжелые металлы, показывают, что их содержание значительно ниже ПДК, кроме рыб, обитающих в Чивыркуйском заливе (Окунь, Сорога). В них концентрации цинка превышают ПДК в окуне в 1,4 раза, а в сороге в 1,2 раза. Этому факту может быть дано следующее объяснение. В Чивыркуйском заливе находятся поселки Курбулик и Монахово, в которых на отстое собирается значительное количество судов. Также мелководный Чивыркуйский залив активно используется водномоторным транспортом – рыболовецкими судами и туристами на многочисленных лодках и катерах.

Все остальные виды проанализированных промысловых рыб являются экологически чистыми и безопасными, и бес сомнения могут употребляться в пищу.

Из изложенных выше пока предварительных результатов радиоэкологических исследований следует, что необходимо продолжение работ по дальнейшему изучению содержаний техногенных радионуклидов (цезий-137, стронций-90) и тяжелых металлов (ртуть, медь, цинк, свинец, кадмий, мышьяк и др.) в рыбах, дикоросах (грибах, ягодах, лекарственных растениях) и сельскохозяйственной продукции озера Байкал и его прибрежных территориях.

В обязательном порядке следует приступить к комплексному радиационно-геохимическому и геоэкологическому изучению всех природных сред, включая сбрасываемые стоки с туристических баз озера Котокель с целью выяснения причины возникновения гафской болезни, повлекшей тяжелые заболевания среди отдыхающих на этом озере.

Таблица 2. *Радиационно-геохимическая характеристика промысловых рыб оз. Байкал*

№ п/п	Виды рыб и место вылова	Удельная активность радионуклидов				
		^{137}Cs, Бк/кг	^{90}Sr, Бк/кг	U, Бк/кг	Th, Бк/кг	K, Бк/кг
1	2	3	4	5	6	7
Оз. Арангатуй (Чивыркуйский перешеек)						
1	Омуль	8,5	19,6	5,55	2,80	85,00
2	Щука	8,2	12,7	3,60	2,40	74,0
3	Окунь	10,8	15,7	10,0	10,58	109,0
4	Сорога	5,8	17,0	9,63	5,88	83,36
5	Подъязь	5,8	18,0	12,10	6,20	78,17
Оз. Бол. Бармашовое (Чивыркуйский перешеек)						
6	Щука	10,5	11,4	9,41	6,16	140,3
7	Окунь	9,3	27,9	9,39	6,10	96,96
8	Сорога	16,3	21,0	10,97	7,16	122,40
Оз. Светлое (Чивыркуйский перешеек)						
9	Карась	9,9	22,0	9,25	6,04	108,80
Оз. Байкал (п-ов Св. Нос)						
10	Омуль	9,6	н/о	6,20	3,9	257,40
11	Хариус	5,2	н/о	20,50	5,1	285,20
12	Сиг	4,8	н/о	6,20	4,3	257,20
13	Окунь	18,3	н/о	18,6	8,2	283,70
Оз. Байкал (северный кордон Баргузинского заповедника)						
14	Хариус	4,0	н/о	7,5	2,0	126,0
15	Сиг	3,0	н/о	3,5	1,8	250,0
16	Ленок	9,0	н/о	3,2	2,1	205,0
17	Омуль	5,0	н/о	6,2	1,9	225,0
Оз. Байкал (устье р. Урбикан)						
18	Хариус	4,0	н/о	7,4	1,5	245,0
Оз. Байкал (устье р. Кабанья)						
19	Ленок	11,0	н/о	3,5	1,9	170,0
Оз. Байкал (устье р. Большая)						
20	Хариус	5,0	н/о	4,0	1,85	162,0
Оз. Байкал (п. Давша)						
21	Омуль	4,0	н/о	7,5	5,0	212,0
Оз. Байкал (устье р. Б. Черемшана)						
22	Хариус	5,0	н/о	3,5	4,9	255,8
Оз. Байкал (устье р. Таркулик)						
23	Ленок	9,0	н/о	6,0	1,9	240,0
Чивыркуйский залив						
24	Окунь	7,0–12,0	н/о	14,0	2,0	320,0
25	Сорога	2,0	н/о	13,5	1,9	300,0
Оз. Байкал (п. Большое Голоустное)						
26	Омуль	3,3	13,5	н/о	н/о	н/о
27	Хариус	2,8	16,5	н/о	н/о	н/о
28	Сиг	10,3	26,6	н/о	н/о	н/о
29	Сорога	2,5	8,9	н/о	н/о	н/о
30	Окунь	10,0	15,4	9,20	5,65	74,0

Примечание: н/о – не определялось.

Таблица 3. *Содержание тяжелых металлов в промысловых рыбах оз. Байкал*

№ п/п	Виды рыб и место вылова	Химические элементы, мг/кг					
		Hg	Cu	Zn	Pb	Cd	As
Устье р. Урбикан							
1	Хариус	0,045	1,8	29	0,35	0,11	<0,1
Устье р. Большая							
2	Хариус	0,079	1,5	27	0,38	0,017	<0,1
3	Омуль	0,042	0,94	35	0,35	0,013	<0,1
4	Сиг	0,050	0,76	12	0,18	0,009	<0,1
5	Ленок	0,27	1,1	12	0,15	0,019	<0,1
Устье р. Кабанья							
6	Ленок	0,45	1,2	18	0,24	0,020	<0,1
Река Давша							
7	Омуль	0,054	0,85	17	0,70	0,12	<0,1
Устье р. Бол. Черемшана							
8	Хариус	0,15	2,1	17	0,25	0,11	<0,1
Устье р. Таркулик							
9	Ленок	0,13	0,85	9	0,14	0,014	<0,1
Чивыркуйский залив							
10	Окунь	0,12	0,94	56	0,48	0,013	<0,1
11	Сорога	0,19	0,99	47	0,80	0,017	<0,1
12	ПДК (рыба)	0,60	10	40	1,0	0,2	1,0

Литература

1. *Абалаков А.Д., Мясников А.А., Ломоносов И.С. и др. Искусственные и естественные радионуклиды в экосистемах Забайкальского национального парка // Изв. вузов в Сибири. Серия наук о Земле. – Иркутск : Изд-во ИрГТУ, 2006. – Вып.9–10. – С.169–171.*
2. *Абалаков А.Д., Мясников А. А., Новикова Л.С., Берсенева В.О. Радиоэкологические исследования в Забайкальском национальном парке // Географические исследования в Забайкалье : мат. II регион. научной конф. (Чита, 10-11 октября 2006 г.). – Чита, 2006. – С.32–37.*
3. *Абалаков А.Д., Мясников А.А., Новикова Л.С., Берсенева В.О. Радиационно-геохимическая обстановка Забайкальского национального парка и эколого-рекреационная оценка // Мат. XIII науч. совещ. географов Сибири и Дальнего Востока. – Т.2. – Иркутск : Ин-т географии СО РАН, 2007. – С.3–4.*
4. *Мясников А.А., Абалаков А.Д., Ломоносов И.С. и др. Радиоэкология: экология центральной зоны Байкальской природной территории (проблемы радиоэкологического мониторинга и исследований) // Инженерная экология. – 2007. – №3. – С.14–26.*
5. *Мясников А.А., Ломоносов И.С. Брюханов Н.Н. и др. Современное формирование урановой осадочно-инфильтрационной (гидрогенной) минерализации в районе Баргузино-Чивыркуйского перешейка на Байкале // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Современное минералообразование : тр. II Всерос. симп. – Чита, 2008. – С.110–113.*
6. *Мясников А.А., Янкус Г.А., Ананин А.А. и др. Радационно-экологическая обстановка прибрежных районов озера Байкал // Общество, природа : мат. Всерос. конф. – Улан-Удэ, 2001. – С.14–15.*

РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ ТЕРРИТОРИИ ПОДЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА “РИФТ-3” И ОЦЕНКА РИСКА ДЛЯ ЗДОРОВЬЯ НАСЕЛЕНИЯ ОСИНСКОГО РАЙОНА ИРКУТСКОЙ ОБЛАСТИ

А.А. Мясников[1], В.В. Долгих[2], А.Г. Черкашина[2]

[1]Байкальский филиал “Сосновгеология”, Иркутск, Россия;
[2]УРАМН НЦ проблем здоровья семьи и репродукции человека СО РАМН, Иркутск, Россия

THE RESULTS OF THE RADIOECOLOGICAL EXAMINATIONS MONITORING OF THE TERRITORY WHERE THE UNDERGROUND NUCLEAR EXPLOSION “RIFT-3” TOOK PLACE AND RISK ASSESSMENT FOR THE POPULATION’S HEALTH OF OSINSKY TERRITORY IN IRKUTSK REGION

A.A. Miasnikov[1], V.V. Dolgikh[2], A.G. Cherkashina[2]

[1]Baikal affiliate “Sosnovgeologia”, Irkutsk
[2]Scientific Center of the problems of family health and human reproduction SB RAMS, Irkutsk

Abstract. *The paper presents the results of the radioecological examination monitoring of the territory where the underground nuclear explosion “Rift-3” took place and its effect on the population’s health and the environment of Osinsky territory in Irkutsk region. The study showed that today’s radiation on the surface in the region of “Rift-3” object is safe and does not limit economic activities in this region.*

The results of the examination of children’s health living on the territory of Osinsky district indicate of reliable health impairment as compared with the parameters of the children from the control districts. The diseases of endocrine system, musculoskeletal system, and blood are of the relative risk in Osinsky district.

В соответствии с Федеральными законами “О радиационной безопасности населения” №3-ФЗ от 09.01.1996 г.; “Об охране озера Байкал” №4-ФЗ от 01.05.1999 г.; “О специальных экологических программах реабилитации радиационно-загрязненных участков территории” №92-ФЗ от 10.07.2001 г.; “Об охране окружающей среды” №7-ФЗ от 10.01.2002 г. – обязательному радиационному контролю подлежат объекты повышенной радиационной опасности. К таким объектам на территории Иркутской области относятся места проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ) в мирных целях “Рифт-3” и “Метеорит-4”, представляющих потенциальную опасность возможного радиоактивного загрязнения окружающей природной среды и негативного влияния на здоровье населения, проживающего в этих районах.

Место проведения подземного ядерного взрыва “Рифт-3” находится в Осинском районе Иркутской области. Взрыв был произведен 31 июля 1982 г. в скважине на глубине 860 м [2]. Мощность взорванного ядерного устройства составила 8,5 КТ ТЭ [1, 2, 3], цель – глубинное сейсмическое зондирование земной коры для выявления геологических структур, перспективных для поисков и разведки месторождений полезных ископаемых, в частности нефти и газа.

В геолого-тектоническом отношении место заложения скважины для объекта “Рифт-3” приурочено к зоне четко прослеживаемых тектонических нарушений (разломов), которые могли быть хорошими “проводниками” для распространения радиоактивных продуктов ядерного взрыва [5, 6].

Целью выполненных радиоэкологических исследований являлась оценка степени радиоактивного загрязнения окружающей среды района проведения подземного ядерного взрыва “Рифт-3” и оценка риска для здоровья населения, проживающего в этих районах.

Материалы и методы. С момента проведения взрыва и до настоящего времени объект “Рифт-3” обследовался многократно в радиомониторинговом режиме. В комплекс радиоэкологических мониторинговых исследований, выполненных за период 1991–2008 гг., входили экспедиционные натурные исследования, включающие радиоэкологическое опробование подземных и поверхностных вод (^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{239,240}Pu, ^{154}Eu), почв, донных отложений, древесины и коры деревьев (^{137}Cs), сельскохозяйственной продукции (молока), дикоросов (грибы, ягоды, рыбы – ^{137}Cs), костей животных (крупного рогатого скота – ^{90}Sr), а также измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения (МкР/час).

Радиоэкологическое опробование и лабораторно-аналитические исследования всех отобранных во все вышеуказанные полевые сезоны проб на радионуклиды осуществлены в аттестованных лабораториях в строгом соответствии с требованиями, принятыми для научной программы “Семипалатинский полигон-Алтай”. Анализ всех радиоэкологических проб выполнен в базовой аналитической лаборатории данной программы – аккредитованном Аналитическом центре ОИГГМ СО РАН (Новосибирск).

Определение содержаний радионуклидов ^{137}Cs, U(Ra), Th, K произведено на низкофоновой гамма-спектрометрической установке, порог чувствительности для ^{137}Cs составляет 1 Бк/кг. Определение ^{90}Sr в сухих остатках водных проб осуществлено радиохимическим методом, порог чувствительности составляет 1 Бк/кг. Анализ почвенных проб на ^{239,240}Pu выполнен в Лаборатории регионального экологического Центра ГКСН Крас-

ноярского края, порог чувствительности – 0,04 Бк/кг. Определение урана в водных пробах проведено лазерно-люминесцентным методом на приборе "Ангара" в химико-аналитической лаборатории ГП "Сосновгеология", концентраций трития – в лаборатории изотопии и геохронологии Института Земной коры СО РАН (Иркутск).

В качестве маркера радиоактивного загрязнения окружающей природной среды и уровня радиационного воздействия как в России, так и за рубежом используется ^{137}Cs техногенный долгоживущий радионуклид с периодом полураспада 30,2 лет, образующийся только при ядерных взрывах, относительно устойчивый в почвах и определяемый существующими аналитическими методами. В России нормируемым показателем является плотность выпадения (запас) ^{137}Cs на почве, характеризующим современное радиационное состояние территории и служащим основой для реконструкции накопленных эффективных доз облучения [3].

Дополнительно при оценке уровня радиоактивного загрязнения от ядерных взрывов используются данные о концентрации в почвах других долгоживущих техногенных радионуклидов, прежде всего ^{90}Sr и ^{239,240} Pu; превышение плотности выпадения ^{90}Sr и ^{239,240} Pu по сравнению с глобальным фоном (величина глобального фона ^{90}Sr-3O mKu/км^2, Pu – 0,5Бк/кг) в 2–5 раза следует рассматривать как признак локального выпадения от проведения ядерных взрывов, в том числе и подземных. Ввиду большой стоимости анализа почвенных проб на ^{90}Sr и, особенно, на ^{239,240} Pu лабораторно-аналитическне исследования на эти радионуклиды проведены в ограниченном объеме.

В 2003 и 2004 гг. выполнен анализ показателей общей заболеваемости населения по обращаемости и комплексный медицинский осмотр детского населения в поселках, находящихся вблизи скважины "Рифт-3" сотрудниками НЦ медэкологии ВСНЦ СО РАМН (в настоящее время: УРАМН НЦ проблем здоровья семьи и репродукции человека СО РАМН, Иркутск). Был рассчитан относительный эпидемиологический территориальный риск (ОР), который определяется как соотношение частот заболеваний в группе детей, подверженных действию фактора риска и средним показателем заболеваемости детей в трех контрольных районах. Коэффициент относительного риска указывает, во сколько раз увеличивается вероятность развития болезни при наличии факторов риска [7].

Результаты исследований. Радиационную обстановку в районе исследования следует рассматривать в двух аспектах – современном и ретроспективном.

В 1999 г. анализ сухих остатков подземных вод нижних горизонтов из ближайших к объекту "Рифт-3" действующих скважин в населенных пунктах Горхон, Борохал, Обуса и райцентра Оса, где имеет место подток с глубины минерализованных вод, обнаружил присутствие концентраций ^{90}Sr – 3,8–10,8 Бк/кг [4], что подтвердилось работами 2002 г. [5,10]. Этот факт появления ^{90}Sr в подземных водах района проведения подземного ядерного взрыва следует рассматривать в качестве важного критерия радиационного влияния объекта "Рифт-3" на окружающую природную среду. Хотя эти значения ^{90}Sr невелики, но их следует рассматривать как признак начавшегося поступления техногенных радионуклидов (из которых ^{90}Sr обладает наибольшей радиохимической подвижностью) из взрывной камеры в окружающую гидрогеологическую среду, в том числе в питьевые воды подземных водоносных горизонтов, используемых местным населением. Также во всех отобранных водных пробах осуществлялось определение содержаний урана, распределение которого в поверхностных и подземных водах изучаемого района оказалось существенно различным. В пробах, отобранных из поверхностных водотоков района изучения, среднее содержание урана составляет 0,66–1,5 мкг/дм^2, что в 1,3–3 раза превышает фоновые значения (0,5 мкг/дм^2). Средние содержания урана в подземных водах Осинского района отличаются более высокими значениями (1,86 мкг/дм^2) по сравнению с поверхностными водами. Максимальные концентрации урана установлены в подземных водах п. Борохал (7,48–8,0 мкг/ дм^2), несколько меньшие содержания зафиксированы в подземных водах п. Оса (2,11–2,8 мкг/ дм^2), п. Ново-Ленино (3,42 мкг/ дм^2) и п. Обуса (1,98 мкг/ дм^2). В 2003 г. выполнено контрольное опробование подземных вод по водозаборным скважинам в вышеперечисленных населенных пунктах, и анализ сухих остатков проб показал сходные результаты. Присутствие урана в высоких концентрациях в подземных водах вышеуказанных населенных пунктов района проведения подземного ядерного взрыва "Рифт-3" является дополнительным фактором, доказывающим влияние объекта "Рифт-3" на окружающую природную среду [8].

Радиоэкологическими исследованиями 45 почвенных разрезов скважины "Рифт-3" и в ближайших к ней населенных пунктов Борохал, Горхон, Хандагай в 20 почвенных разрезах установлены аномально высокие плотности (запас) загрязнения почв ^{137}Cs, достигающие величины 62–105 mKи/км^2, что в 1,25–2,1 раза превышает величину глобального фона (50 mKи/км^2). В окрестностях поселка Борохал, в 5 км от устья скважины "Рифт-3" на юго-запад, в почве установлены концентрации ^{239,240} Pu 2,4 Бк/кг, что в 5 раз превышает уровень глобального и территориального фонов.

Установлено, что в настоящее время общий радиационный фон с поверхности почв является безопасным и составляет 8–14 мкР/час, что соответствует естественному фону, общая радиоактивность поверхностных водотоков (ручьи, реки и т.д.) составляет 8–10 мкР/ч, что также соответствует естественному фону. Сельскохозяйственная продукция (молоко), дикоросы (ягоды, грибы) и рыба (окунь) являются радиационно-безопасными и могут без ограничений употребляться в пищу. В пробах костей крупно-рогатого скота вблизи объекта "Рифт-3" обнаружены содержания стронция-90 (38 Бк/кг), в 6 раз превышающие значения фона, что может свидетельствовать о техногенном происхождении наличия этого элемента в костной ткани животных.

Вышеперечисленные результаты исследований показывают, что современная радиационная обстановка не накладывает никаких ограничений на любую хозяйствен-

ную деятельность в этом районе. В момент же проведения подземного ядерного взрыва она была существенно иной. По данным Л.П. Рихванова [10], выполнившего радиографические исследования древесины деревьев (сосны) из зоны подземного ядерного взрыва "Рифт-3", установлено, что в срезе сосны, растущей в 1 км от западнее от скважины, в годовом кольце 1982 г.(год проведения взрыва) фиксируется максимум накопления делящихся элементов, в 2,5 раза превышающий фон, существовавший в 1945–1963 гг. Эти данные могут свидетельствовать о том, что взрыв, произведенный в скважине "Рифт-3", мог сопровождаться истечением радиоактивных инертных газов по трещинам в горных породах и вдоль кабелей подрыва.

Таким образом, в результате радиоэкологических исследований, проведенных в 1991–2008 гг., выявлены некоторые критерии оценки влияния подземного ядерного взрыва "Рифт-3" на окружающую природную среду, который был произведен в 1982 г. в Осинском районе Усть-Ордынского Бурятского автономного округа.

По данным многолетней официальной статистики общая заболеваемость населения почти во всех шести районах округа значительно выросла к 2003 г., по сравнению с 1952, 1963, 1972 гг., и остается самой высокой в вышеуказанных районах. За пятьдесят лет, 1952–2003гг., наиболее значительный ее рост наблюдался в Осинском районе – в 4,9 раза, и с 2003 г. наиболее высокий уровень заболеваемости населения зарегистрирован по Осинскому району.

Проблемы исследования влияния ионизирующей радиации на здоровье детского населения имеют большое практическое значение. Особую актуальность приобретает оценка состояния здоровья подрастающего поколения, подвергшегося радиационному воздействию техногенных радионуклидов в малых дозах в течение длительного времени. Это диктует необходимость изучения медицинских последствий радиации вследствие длительного ее воздействия. В литературе имеются публикации, доказывающие влияние малых доз радиации на организм детей. Известно, что экологический риск для здоровья детей включает региональные проблемы, несущие в себе формирование хронических и необратимых заболеваний и нарушения в темпах развития детского организма. По данным литературы, среди показателей здоровья детей, проживающих на территориях с повышенным содержанием техногенных радионуклидов, информативны такие, как распространенность болезней эндокринной системы, врожденных аномалий развития, новообразований и заболеваний, характеризующихся хроническим течением: болезней крови, органов пищеварения, сердечно-сосудистой системы, костно-мышечной системы [1, 9].

При исследовании заболеваемости по классам болезней выявлено, что первые два места по значимости во всех поселках Осинского района занимают эндокринные расстройства и нарушения обмена веществ (344,3‰) и патология костно-мышечной системы (229,5‰). Среди подростков поселков Горхон и Борохал диффузное увеличение щитовидной железы 1–11 степени встречалось чаще – 418,9‰, тогда как в п. Оса –375,0‰, а в п. Обуса- 331,0‰, причем данная патология чаще регистрировалась у девочек во всех обследуемых поселках. В пп. Горхон и Борохал выявлен высокий уровень врожденных аномалий (92,1‰), причем у девочек зарегистрирована самая высокая их распространенность – 187,5 на 1000 обследованных. Для сравнения можно привести данные по распространенности врожденных аномалий развития в 2002 г. у детей в Алтайском крае, подвергшихся радиационному воздействию – 27,8‰, что в 3,3 раза ниже, чем в пп. Горхон и Борохал (92,1‰). Показатели болезней костно-мышечной системы выше в п. Оса и составляют 262,2‰, причем у мальчиков он достоверно выше – 330,1‰ и 204,9‰ у девочек.

Анализ характера нарушений здоровья детского населения, подвергающегося воздействию определенного фактора окружающей среды, является основой для оценки риска его влияния на здоровье и выработки в дальнейшем оптимальных решений по устранению или снижению риска, могут являться ключевым моментом для перехода к следующему этапу анализа – управлению риском. Экологически обусловленная часть повышенного риска рассмотренных нарушений здоровья связана с факторами, обладающими общетоксическим (общая заболеваемость), бластомогенным (злокачественные новообразования), тератогенным (врожденные пороки развития) и генетическим (врожденные пороки развития и повышенное число микроаномалий развития) действием. Результаты изучения здоровья детей, проживающих на территории Осинского района (1992–2003 гг.), свидетельствуют о статистически значимом ухудшении состояния здоровья в сравнении с показателями детей в контрольных районах, при сравнительно одинаковых специфических факторах (геохимические особенности, образ жизни, уровень медицинского обслуживания и др.). Первое место по превышению над контрольными показателями занимают болезни эндокринной системы (ОР=4,37), второе место – болезни костно-мышечной системы (ОР=2,1) и третье – болезни крови и кроветворных органов (ОР=1,86). Крайне неблагополучное состояние здоровья детей и подростков, неадекватное известной экологической нагрузке, в частности, очень высокие уровни патологии органов, наиболее чувствительных к радиационному воздействию в детском возрасте – эндокринной системы, щитовидной железы, крови и кроветворных органов, может явиться основанием для утверждения о значительном влиянии радиационного фактора на здоровье населения Осинского района в нескольких поколениях, которое проявляется через десятилетия. При этом необходимо отметить, что наиболее выраженное увеличение перечисленных нарушений здоровья зарегистрировано у детей, родившихся в 1984–1986 гг., т.е. через 2–4 года после проведения взрыва.

Заключение. В итоге выполненных комплексных радиоэкологических и медицинских исследований получены данные, свидетельствующие о явном радиационном воздействии подземного ядерного взрыва "Рифт-3" на здоровье населения и окружающую природную среду Осинского района. Также следует считать, что по-

лученные радиоэкологические материалы могут быть использованы Администрацией Осинского района в целях реализации конституционных прав населения, проживающего в данном районе, на объективную информацию о радиоэкологической и медико-демографической обстановке мест проживания и получение материальных компенсаций от Правительства РФ за причиненный ущерб их здоровью от радиационного воздействия проведенного ядерного взрыва “Рифт-3”.

Значимость выполненных радиоэкологических и медицинских исследований возросла и приобрела актуальность в связи с принятым Правительством РФ Постановлением №588 от 22.09.2003 г. о финансировании Федеральной программы по радиоэкологической реабилитации территорий и когорт населения, пострадавших от ядерных испытаний, за счет использования средств, поступивших в Федеральный бюджет за ввоз на территорию Российской Федерации отработанного ядерного топлива.

Считаем, что опыт и методика проведенных в Осинском районе работ по изучению объекта “Рифт-3”, могут быть использованы при обследовании влияния на окружающую природную среду и здоровье населения подземного ядерного взрыва “Метеорит-4”, проведенного в 1977 г. на территории Усть-Кутского района Иркутской области [3] .

Литература

1. *Богданов И.М., Сорокина М.А., Маслюк А.И. Проблема оценки эффектов воздействия малых доз ионизирующего излучения // Бюл. сиб. медицины. – 2005. – №2. – С.145–151.*
2. *Булатов В.И. Россия радиоактивная. – Новосибирск, 1996. – 232 с.*
3. *Малевич Л.В. Промышленные подземные ядерные взрывы на территории Иркутской области // Экологический информационно-методический журнал “Волна”. – Иркутск, 1988. – 2(11). – С.30–31.*
4. *Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М. : Медицина, 1991. – 440 с.*
5. *Мясников А.А. Радиомониторинг подземного ядерного взрыва “Рифт-3”, произведенного на территории Иркутской области // Мат. междунар. научной конф. – М., 2006. – С.244–245.*
6. *Мясников А.А., Богданов В.А. Радиоэкологическая обстановка объекта повышенной радиационной опасности подземного ядерного взрыва “Рифт-3” в Осинском районе Иркутской области // Проблемы поисковой и экологической геохимии Сибири : мат. научной конф. – Томск, 2003. – С.247–251.*
7. *Онищенко Г.Г и др. Основы оценки риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду / под ред. Ю.А. Рахманина. – М. : НИИ Эч и Гос, 2002. – 408 с.*
8. *Пиннекер Е.В., Шенькман Б.М. Техногенное изменение гидрохимической обстановки в Ангаро-Ленском артезианском бассейне // Геоэкология. – 1995. – №1. – С.110–121.*
9. *Прусаков В.М. Особенности формирования риска нарушений здоровья населений и его профилактика в зонах экологического неблагополучия промышленных городов Восточной Сибири // Проблемы медицинской экологии и здоровья человека в Сибири : тез. докл. научной сессии и регион. конф. – Иркутск, 1996. – С.23–25.*
10. *Рихванов Л.П., Архангельская Т.А. Изучение уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев // Геохимия. – 2002. – №11. – С.1238–1245.*

УРАНОНОСНОСТЬ И РАДИАЦИОННО-ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА ТЕРРИТОРИИ ЮГА ВОСТОЧНОЙ СИБИРИ

А.А. Мясников, Д.А. Самович, А.А. Кокарев, Л.П. Гаврилов

Байкальский филиал “Сосновгеология” ФГУГП “Урангеологоразведка”, Иркутск, Россия, sosna@irk.ru

URANONOSNOSTI AND RADIATION-ECOLOGICAL SITUATION OF THE TERRITORY OF THE SOUTH EAST SIBERIA

A.A. Myasnikov, D.A. Samovich, A.A. Kokarev, L.P. Gavrilov

Baykaliskiy branch “Sosnovgeologiya” FGUGP “Urangeologorazvedka”, Irkutsk, Russia

Abstract. *Broughted information on uranonosnosti south East Siberia, where concentrated 23 uranuses-ore object, within which is revealled 74 deposits and 486 ore-manifestations of the uranus. Most ore-saturated territory – Zabaykalie. Is it Here found single in Russia masterred by industry Urulyunguevskiy ore region with unique on spare and quality of ore Strelicovskim ore floor, Vitimskiy, Olovskiy and Chikoyskiy reserve uranium-ore regions.*

The Stated material on radiation-ecological situation of the region, is executed radiation-ecological categorization of the territory on degree of the dangers to radiation.

Территория юга Восточной Сибири, включающая озеро Байкал с прилегающими к нему районами Иркутской области, Республики Бурятии и Забайкальского края, является исключительно рудонасыщенной частью России с многочисленными урановорудными объектами (рис. 1) [1, 7, 8].

В результате целенаправленных поисково-разведочных работ на радиоактивные элементы, проведенных Сосновской экспедицией ПГГРУ, ныне БФ “Сосновгеология” ФГУГП “Урангеологоразведка”, выявлено 82 месторождения урана, из них 74 на территории Российской Федерации в Саяно-Байкальской и Забайкальской урановорудных провинциях и 8 в МНР [4, 7]. Богатые руды первого уранового месторождения Мраморного (Ермаковского) добывались и использовались для реализации “атомного проекта” в 1949–1950 гг. В числе ура-

новых объектов выдающимся открытием на юге Читинской области стал Урулюнгуевский ураново-рудный район, включающий 20 месторождений и являющийся уникальным как по количеству запасов, так и по качеству урановых руд. На его базе в 60-е гг. было построено крупнейшее в СССР Приаргунское горно-химическое объединение, ныне единственное урановодобывающее и перерабатывающее предприятие на территории России. Запасы урана Стрельцовского рудного поля в результате более чем тридцатилетней эксплуатации в значительной мере отработаны, а селективная выемка богатых руд ухудшила качество оставшихся. Остаточные запасы рудного поля составляют 144 тыс. т, прогнозные ресурсы – 42,5 тыс. т.

На севере Республики Бурятия выявлен крупный Витимский урановорудный район, включающий 12 гидрогенных месторождений с высокотехнологичными рудами, где в настоящее время на Хиагдинском месторождении урана действует опытно-промышленный участок подземного выщелачивания и строится горнодобывающее предприятие. Витимский район является крупным резервным урановорудным районом России с месторождениями, пригодными для отработки с применением скважинных систем подземного выщелачивания. Разведанные и предварительно оцененные запасы Хиагдинского рудного поля, где сосредоточенно 8 месторождений “палеодолинного”, типа, составляют 55,1 тыс. т урана, а общая оценка потенциала урановорудного района – 150 тыс. т. Развертывание добычи урана скважинными системами ПВ в Витимском районе поддерживается Президентом и Правительством Республики Бурятия. Положительным фактом в этом плане является успешная работа опытно-промышленного участка ПВ на Хиагдинском месторождении. Слабая населенность и хозяйственная неосвоенность территории упрощает решение вопросов землепользования, охраны окружающей среды и радиационно-экологической безопасности [7, 8].

На востоке Читинской области полностью подготовлено к разработке Оловское месторождение с запасами урана 13 тыс. т. Составлено ТЭО на его отработку комбинированным способом, карьером и уклонами, с применением метода кучного выщелачивания. Урановые объекты Чикойского рудного района, прежде всего месторождение Горное с запасами 10 тыс. т и Березовое – 4 тыс. т рассматриваются как резервные для Приаргунского горно-химического объединения. Необходимо завершить их разведку и выполнить детальные поиски на определившихся перспективных специализированных по урану гранитных массивах [2].

Таким образом, работами Сосновгеологии за 60 лет ее деятельности, в Байкальском регионе создана крупнейшая минерально-сырьевая база урана, способная обеспечить промышленность страны на длительную перспективу. Потенциал минерально-сырьевой базы урана использовался и продолжает использоваться для укрепления обороноспособности и обеспечения атомной энергетики России. Всего достоверные запасы урана, выявленные и разведанные “Сосновгеологией”, по данным МАГАТЭ, составляют 12% от мировых.

Длительный период упадка геологоразведочной отрасли, продолжающийся до настоящего времени, коренной пересмотр основных показателей геолого-экономической оценки месторождений существенно повлияли на представления о потенциале минерально-сырьевой базы урана юга Восточной Сибири [6]. Но даже самые жесткие оценки последних лет подтверждают ее значимость и лидирующую роль в России.

На сегодняшний день в Иркутской области, предварительно оцененные запасы урана составляют 20 тыс. т, ресурсы – 287 тыс. т; в Республике Бурятия, соответственно, – 95 и 202 тыс. т; в Забайкальском крае – 182 и 67 тыс. т [1, 7–9].

Кардинальным образом проблема резкого увеличения и совершенствования минерально-сырьевой базы урана данного региона может быть решена за счет выявления принципиально новых типов уранового сырья, прежде всего месторождений “типа несогласия”, с богатыми рудами. Явные предпосылки для этого имеются в Акитканском и Чарском районах на северо-западе Байкала и севере Забайкальского края, а также в Бирюсинском и Присаянском районах Восточного Саяна (Самович Д.А., 2005).

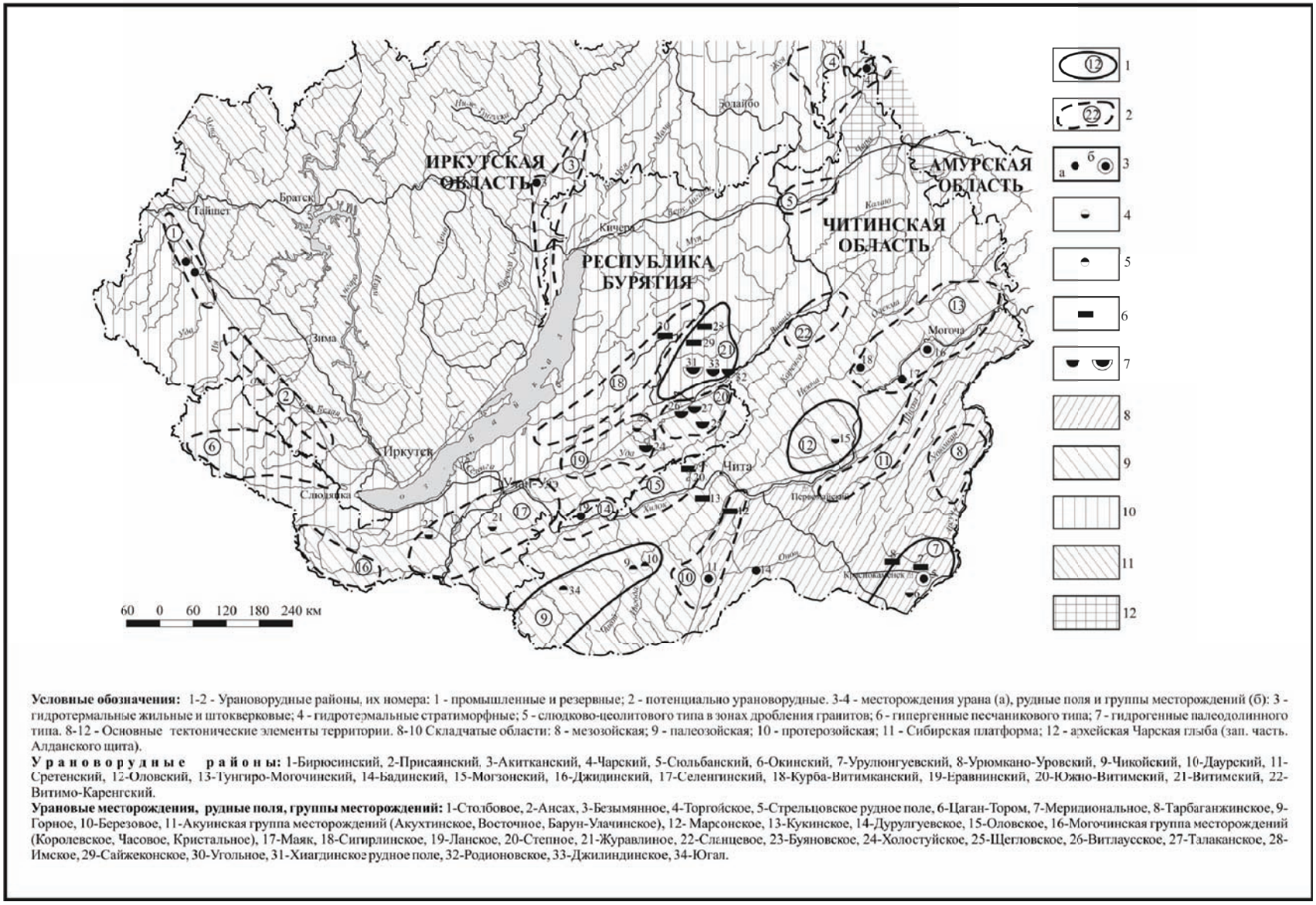
Радиационная обстановка территории юга Восточной Сибири в целом определяется совместным воздействием двух главных факторов. Во-первых, высокими природными содержаниями естественных радиоактивных элементов в горных породах описываемой площади, а во-вторых, влиянием ядерных полигонов – Семипалатинского и Новоземельского. В юго-восточной части региона, также имеет место загрязнение окружающей среды промышленными предприятиями, ведущими разведку и добычу радиоактивного сырья.

Вследствие специфики геолого-тектонического строения и металлогении данный регион характеризуется высокими содержаниями естественных радионуклидов и повышенной радоноопасностью (рис. 2).

Территория юга Восточной Сибири хорошо обеспечена материалами, отражающими распределение в геологических средах природных (рис. 2) и техногенных радионуклидов (рис. 3). Этот регион в качестве единственной в России промышленной урановорудной провинции в течение 60 лет служит ареной интенсивных работ на радиоактивное сырье. В частности, в рамках сопряженных программ “Оценка уранового потенциала” и “Радиогеохимия Сибири” на территории юга Восточной Сибири выполнено радиогеохимическое опробование коренных пород в масштабах 1 : 1000000 и частично 1 : 200000.

Территория, прилегающая непосредственно к озеру Байкал, в период 1991–1994 гг. была охвачена многоцелевым геохимическим и радиоэкологическим картированием, масштаба 1 : 1000000 в рамках программы “Байкальский геоэкологический полигон” в опытно-методическом варианте. А с 1995 г. оно осуществляется уже в производственном масштабе.

В процессе выполняемых радиоэкологических исследований на этой площади было отобрано более 15 тыс. проб почв, донных отложений и коренных пород, которые были проанализированы гамма-спектрометри-



Условные обозначения: 1-2 - Урановорудные районы, их номера: 1 - промышленные и резервные; 2 - потенциально урановорудные. 3-4 - месторождения урана (а), рудные поля и группы месторождений (б): 3 - гидротермальные жильные и штокверковые; 4 - гидротермальные стратиморфные; 5 - слюдково-цеолитового типа в зонах дробления гранитов; 6 - гипергенные песчаникового типа; 7 - гидрогенные палеодолинного типа. 8-12 - Основные тектонические элементы территории. 8-10 Складчатые области: 8 - мезозойская; 9 - палеозойская; 10 - протерозойская; 11 - Сибирская платформа; 12 - архейская Чарская глыба (зап. часть. Алданского щита).

Урановорудные районы: 1-Бирюсинский, 2-Присаянский, 3-Акитканский, 4-Чарский, 5-Сюльбанский, 6-Окинский, 7-Урулюнгуевский, 8-Урюмкано-Уровский, 9-Чикойский, 10-Даурский, 11-Сретенский, 12-Оловский, 13-Тунгиро-Могочинский, 14-Бадинский, 15-Могзонский, 16-Джидинский, 17-Селенгинский, 18-Курба-Витимканский, 19-Еравнинский, 20-Южно-Витимский, 21-Витимский, 22-Витимо-Каренгский.

Урановые месторождения, рудные поля, группы месторождений: 1-Столбовое, 2-Ансах, 3-Безымянное, 4-Торгойское, 5-Стрельцовское рудное поле, 6-Цаган-Тором, 7-Меридиональное, 8-Тарбаганжинское, 9-Горное, 10-Березовое, 11-Акуинская группа месторождений (Акухтинское, Восточное, Барун-Улачинское), 12- Марсонское, 13-Кукинское, 14-Дурулгуевское, 15-Оловское, 16-Могочинская группа месторождений (Королевское, Часовое, Кристальное), 17-Маяк, 18-Сигирлинское, 19-Ланское, 20-Степное, 21-Журавлиное, 22-Сланцевое, 23-Буяновское, 24-Холостуйское, 25-Щегловское, 26-Витлаусское, 27-Талаканское, 28-Имское, 29-Сайжеконское, 30-Угольное, 31-Хиагдинское рудное поле, 32-Родионовское, 33-Джилиндинское, 34-Югал.

Рис. 1. *Карта урановосности юга Восточной Сибири*

Рис. 2.

Рис. 2. *Карта радиационной опасности Прибайкалья. Природная составляющая радиационного поля*

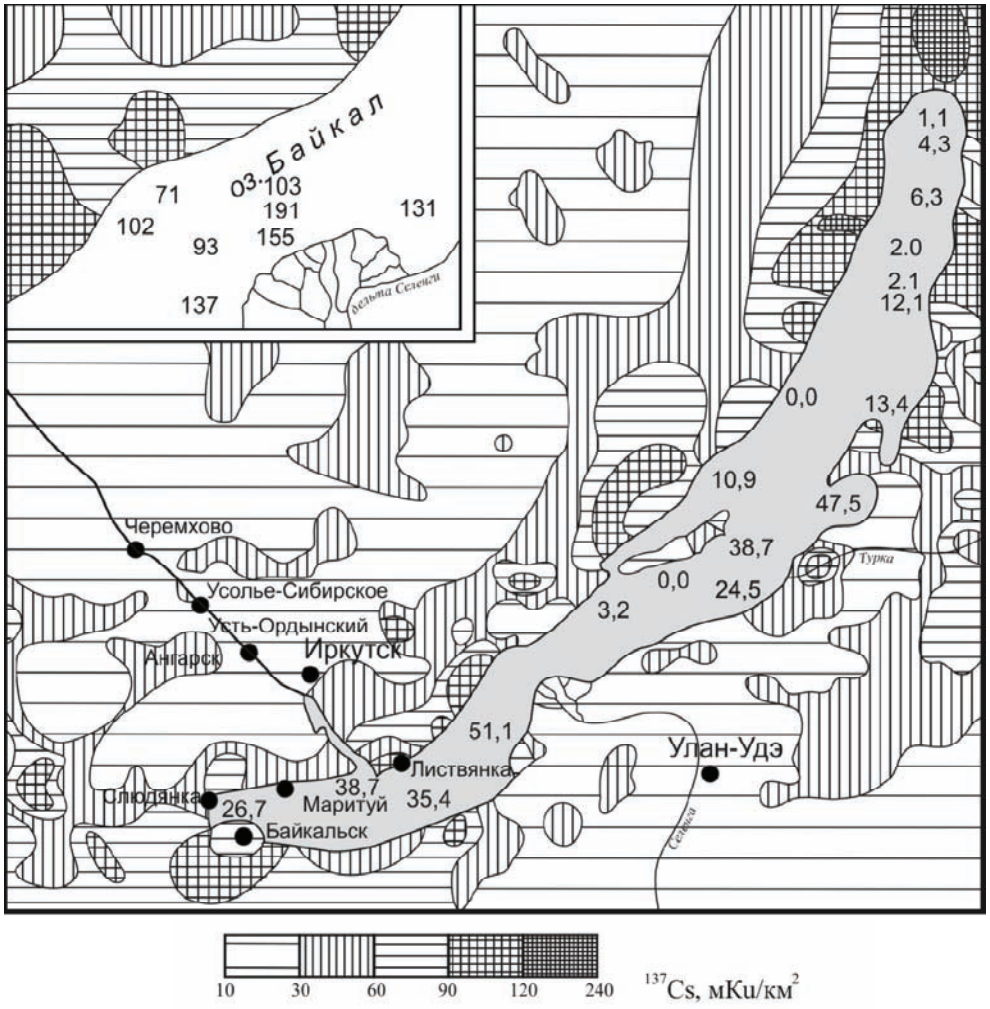


Рис. 3. *Радиационно-экологическая обстановка. Плотность загрязнения ^{137}Cs почв Байкальского региона и донных отложений оз. Байкал*

ческим методом на определение содержаний урана, тория, калия и радиоцезия-137. Массовый анализ проб почв на радиоцезий-137 и выборочно на радиостронций-90 и плутоний-239,240 обусловлен установленным фактом радиоактивного загрязнения территории юга Восточной Сибири техногенными радионуклидами вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне (рис. 3).

На данной площади проведены аэрогамма-спектрометрическая и пешеходная радиометрическая съемки; выполнено обследование на радон почвенного воздуха, источников поверхностных и подземных вод, жилых и производственных помещений в крупных населенных пунктах.

В совокупности имеющиеся радиогеохимические и радиометрические материалы позволили оценить радиационно-экологическую обстановку территории юга Восточной Сибири по следующим основным факторам (параметрам):

- мощность экспозиционной дозы (МЭД) внешнего гамма-излучения в мкР/час;
- радоноопасность – концентрации радона в почвенном воздухе (Бк/м^3), водных источниках (Бк/дм^3), и зданиях (Бк/м^3);
- содержание урана (г/т) в горных породах, почвах и донных отложениях;
- концентрации и плотности выпадения радиоцезия-137 в почвах и илах (мКu/ км^2).

В результате проведенных обобщений и комплекса полевых радиоэкологических исследований выполнено районирование территории юга Восточной Сибири. По степени радиационно-экологической опасности выделены следующие 3 категории опасности: потенциально-опасная, опасная и особо опасная. Каждая из выделенных 3 категорий опасности характеризуется широким комплексом радиационных параметров.

Литература

1. *Воробьев Е.А., Машковцев Г.А., Наумов С.С., Тен В.В. Состояние минерально-сырьевой базы и добычи урана в Российской Федерации // Мат. II Междунар. конф.. – Томск, 2004. – С.123–124.*
2. *Воробьев Е.А., Машковцев Г.А., Наумов С.С., Тен В.В. Концепции развития геологоразведочных работ на уран на терри-*

тории РФ на период 2000-2010 годы // Мат. II Междунар. конф. – Томск, 2004. – С.123–124.

3. *Миронов Ю.Б., Самович Д.А., Бузовкин С.В. Металлогения урана юга Восточной Сибири // Региональная геология и металлогения. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2007. – №32. – С.75–87.*
4. *Попов В.Г. Основные итоги деятельности государственного предприятия "Сосновгеология" // Разведка и охрана недр. – 2004. – №8–9. – С.57–59.*
5. *Попов В.Г. Никифоров О.С. История создания сырьевой базы урана в Восточной Сибири // Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М., 2005. – Вып.148. – С.36–48.*
6. *Самович Д.А. История изучения и современное состояние минерально-сырьевой базы урана Восточной Сибири // Разведка и охрана недр. – 2005. – №10. – С.7–9.*
7. *Самович Д.А. Минерально-сырьевая база урана юга Восточной Сибири // Материалы по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М., 2005. – Вып.148. – С.117–130.*
8. *Самович Д.А., Никифоров О.С. Гаврилов Л.П. и др. Минерально-сырьевая база урана Восточной Сибири. Иркутск, 2007, 140 с.*
9. *Царук И.И. Ураноносность зоны предрифейского структурно-стратиграфического несогласия на юге Сибирской платформы // Материалы по геологии месторождений урана. Редких и редкоземельных металлов. – М., 2005. – Вып.148. – С.88–105.*

РАЗВИТИЕ РАДИОГЕОЛОГИИ В РОССИИ

Г.Б. Наумов

Государственный геологический музей им. В.И. Вернадского РАН, naumov@sgm.ru

DEVELOPMENT OF RADIO-GEOLOGY IN RUSSIA

G.B. Naumov

В этом году радиогеология отмечает вековой юбилей. 100 лет тому назад, в 1909 г. по инициативе В.И. Вернадского Академией наук России совместно с Минералогическим обществом в Фергану была направлена первая радиевая экспедиция. И хотя сам термин *радиогеология* был предложен им позднее, активная работа в этом направлении началась именно тогда.

В краткой статье невозможно рассмотреть все детали развития радиогеологии в России ее роли в становлении методологии современного геологического мышления. Отметим лишь некоторые, наиболее важные моменты этой истории.

Первые шаги

В 1896 г. французский физик Антуан Беккерель обнаружил излучаемые ураном лучи [1], которые получили имя лучи Беккереля. Ученица Беккереля, Мари Кюри открыла, что торий, полоний и радий также испускает лучи Беккереля, и назвала это явление *радиоактивностью*.

Физики быстро оценили значение нового явления. Для них открылась новая область исследований. Идею о возможности определения геологического времени по радиоактивному распаду природных ядер впервые высказал Пьер Кюри. Выступая в 1902 г. на заседании Французского физического общества, он указал, что постоянство скорости радиоактивного распада дает человечеству меру времени – "эталон времени", не зависящий от процессов, протекающих на Земле.

Представители других направлений естественнонаучного знания никак не прореагировали на это событие. Первым, кто по достоинству и в полной мере оценил новое открытие, был российский ученый, академик Владимир Иванович Вернадский.

В 1908 г. на съезде Британской ассоциации наук в Дублине доклад Д. Джоли [2] о роли радиоактивности в земных процессах глубоко заинтересовал В.И. Вернадского и вдохновил на организацию работ по изучению радиоактивности земных недр России.

Уже осенью того же года он выступил в Отделении физико-математических наук с развернутым изложением своей точки зрения по этому вопросу. В следующем году он организует радиевую экспедицию в Фергану, а затем составляет обзор месторождений радиоактивных минералов и выступает на общем собрании Академии с докладом, в котором обрисовал задачи зарождающегося научного направления и удивительно точно обрисовал перспективу будущего значения радиоактивности для науки и техники [3].

"Перед нами открываются в явлениях радиоактивности источники атомной энергии, в миллионы раз превышающие все те источники сил, которые рисовались человеческому воображению" - говорил он [3, с.623]. Позднее выступая с докладом на заседании Отделения математических и естественных наук Академии, он отметил, что "науки о Земле начинают сейчас так же меняться под влиянием явлений радиоактивности, как 24 года назад менялись науки физические и химические" [3, с. 659],

"Сейчас можно и нужно говорить о новой, создающейся науке – радиогеологии, науке о радиоактивных свойствах нашей планеты, о происходящих в ней, ей свойственных, особых радиоактивных явлениях. Эта новая отрасль знания находится в быстром становлении и должна быть сейчас освоена и продумана и теоретически и практически… Она дает в руки человека новые пути и новые формы овладения природой, новую силу" (там же).

В первых экспедициях 1908–1913 гг. помимо Вернадского участвовали К.А. Ненадкевич, А.Е. Ферсман, Д.С. Белянкин, Я.В. Самойлов, Л.А. Кулик, В.И. Крыжановский, Г.И. Касперович, Е.Д. Ревуцкая и др.

По прошествии стольких лет, читая эти материалы,

невольно поражаешься его пророческому предвидению кардинальных путей развития этого направления научного знания. В то время, когда ученые мира увлечены детальным изучением свойств радиоактивных элементов и даже не задумываются над их практическом значении, Вернадский говорит о "неизбежности колоссального изменения условий человеческого существования, если только человек овладеет радиоактивными явлениями". Это были настоящие *пророчества*.

Уже в 1910 г. он говорил: "теперь в картине реальной природы выдвинуто значение радиоактивности для объяснения теплоты земного шара, для определения его возраста, для исчисления годами геологических периодов, для образования горных цепей; мы видим ее проявление в учении об атмосферном электричестве, о химических реакциях земной поверхности" [3, с. 623].

В своих дальнейших работах В. И. Вернадский указал большое число геологических вопросов, на которые коренным образом повлияло или должно повлиять учение о радиоактивности. Проблемы геохронологии, теплового баланса Земли, состояние рассеяния химических элементов и связанные с ним особенности их миграции рассеяния и концентрации в земной коре, новые радиоактивные элементы, используемые для понимания прошлого Земли и истории ее развития, радиогеохимическая карта континентов и радиогеохимия океана, металлогенические провинции и эпохи, радиоактивные элементы как индикаторы геологических процессов, радиогеохимия биосферы и ее изменение, связанное с развитием цивилизации, – это далеко не полный перечень вопросов, затронутых в его работах. Из них проблемы геохронологии и теплового баланса Земли уже к середине 30-х годов текущего столетия самым существенным образом повлияли на методологию геологического мышления. В геохронологии появились первые числовые характеристики длительности геологических явлений, а открытие радиогенных источников тепла подготовило почву для новых представлений о холодной агломерации Земли.

Радиевый институт

Из созданной в 1913 г. постоянной Радиевой экспедиции Академии наук в 1922 г. образовались Государственный радиевый институт в Ленинграде и его филиал в Москве. В то время Радиевый институт был единственной организацией по изучению природной радиоактивности, где существовало и радиогеологическое отделение. В институте работали выдающиеся ученые – академики А.И. Алиханов, В.И. Вернадский, А.П. Виноградов, П.Л. Капица, И.В. Курчатов, Б.П. Никольский, А.Е. Ферсман, В.Г. Хлопин, Д.И.Щербаков; члены-корреспонденты: В.В. Белоусов, К.А. Ненадкевич, И.Е. Старик; профессора: Э.К. Герлинг, Л.В. Комлев, и другие видные специалисты в области изучения и применения на практике явления радиоактивности.

Работы в Институте велись в двух основных направлениях:

1) распределение радиоактивных элементов в веществе Земли в целях составления радиогеологической карты земной поверхности и
2) поиски радиоактивного сырья.

В 1932 г. под председательством В.И. Вернадского была организована комиссия по определению абсолютного возраста геологических формаций радиоактивными методами.

В 1937 г. на XVII Международном геологическом конгрессе В.И. Вернадский выступил с докладом "О значении радиогеологии для современной геологии" и был избран вице-президентом Международной комиссии по геологическому времени.

Геохронология

Нам сейчас трудно себе представить, что еще совсем недавно проблема времени в геологии решалась исключительно на качественных соотношениях раньше – позже. Достаточно четкие палеонтологические реперы не могли определить длительность геологических процессов, которая оценивалась пропорционально мощности осадков или не оценивалась вовсе. Наиболее авторитетные исчисления Л. де Бюффона отводили всей геологической истории 181 000 лет. У. Томсон (лорд Кельвин) рассчитал возраст Земли по скорости ее остывания, который составил 40–60 млн лет. Понятно, что первые значения, полученные радиологами, вошли в противоречия с геологическими представлениями и не могли быть легко приняты. Только в 1931 г. профессор К. Шухерт после тщательного анализа всех данных впервые допустил 500 млн лет только до начала палеозойского времени [4].

Но дело не только в длительности геологических событий. При стратиграфическом, относительном исчислении возраста понятие интенсивности геологических процессов вообще не могло существовать, а длительность процессов оценивалась по мощности накопившихся осадков. Введение радиологической геохронологии не только дало геологу *цифру* возраста, но и изменило само геологическое мышление, о чем мы сейчас даже не вспоминаем.

Новый "эталон времени" кардинально изменил все геологическое мышление:

- стратиграфическая колонка получила числовые значения;
- появилась датировка докембрийских толщь;
- возникло понятие *интенсивность* геологических событий;
- стало возможным разделить периоды активизации и покоя;
- тектоника приобрела историчность;
- определение радиологического возраста метеоритов вывело геохронологию в космическое пространство.

Только на этом фоне появилась возможность постановки целенаправленных исследований по эволюции геологических процессов и в первую очередь процессов рудообразования. Естественно, что начались эти исследования с уранового рудообразования, несущего непосредственные возрастные метки [5].

При всем огромном значении изотопной геохронологии нельзя не отметить, что увлечение данными "абсолютной" геохронологии затмило тщательное изучение *относительной* последовательности конкретных геоло-

гических явлений. Последовательность, выраженная в виде стадийности развития геологического объекта, имеет не меньшую ценность, чем точная привязка к геохронологической шкале. Любой геологический объект, осадочный, магматический или метаморфический, имеет направленную стадийность своего развития, в которой относительная последовательность строго определенна, но одна и та же стадия может развиваться в разные моменты физического времени.

Во второй половине XX в. в связи с развитием техники масспектрометрии определение радиологического возраста вышло из узких стен специализированных лабораторий и все шире применяется в повседневной геологической практике. Насыщение геологической карты данными изотопной геохронологии становится обычным делом. Однако при этом геолог все чаще и чаще стал сталкиваться с дискордантными результатами, получаемыми по разным изотопным отношениям или по одним и тем же изотопным парам, но в разных минералах и по разным пробам, отобранным из одного и того же геологического объекта. Причем эти расхождения выходят далеко за пределы инструментальных ошибок, и дальнейшее повышение точности аналитических методик не снимает возникающих противоречий.

По мере накопления эмпирических данных становится все более ясным, что причины возникающих расхождений должны лежать в области интерпретации получаемых изотопных значений. Видимо, одно из основных требований, необходимых для надежного изотопного определения возраста,– требование закрытости системы с момента ее возникновения и до настоящего времени далеко не всегда присуще реальным геологическим телам. Появились изохронные методы, дву- и многостадийные модели, в которых возраст выводится из совокупности статистических радиологических данных с учетом наблюдаемых геологических, минералогических и геохимических соотношений распределения пород, минералов и элементов. Мы не можем быть уверены в одноактности формирования и необходимой закрытости не только массивов горных пород, но даже и отдельных минералов. Так, тщательные микрозондовые исследования распределения свинца в урановых минералах [6] показывают достаточно ощутимую его внутризерновую миграцию, зависящую не только от природы минерала-хозяина, но и от электрохимических особенностей окружающей минеральной среды. Более определенное объяснение требует дальнейших детальных исследований, однако геологическое значение такого эффекта может быть огромным.

Корень проблемы радиогенного определения возраста горных пород в ряде случаев может лежать еще глубже, затрагивать само исходное понятие возраста породы как таковой. Что считать возрастом гранита, образовавшегося в процессе гранитизации при отсутствии полного расплавления и гомогенизации первичной матрицы, – возраст исходной матрицы или процесса ее переработки? Именно с таким вопросом мы сталкиваемся при определении “возраста палингенных гранитов по цирконам, часто сохраняющим возраст исходной гранитизируемой толщи, и по полевым шпатам, образовавшимся в процессе более позднего кремнещелочного метасоматоза. Так, садонские граниты Кавказского хребта по цирконам, как и буронские гнейсы, имеют раннепалеозрйский – 400 млн лет – возраст [7], а по новообразованным полевым шпатам должны относиться к середине мезозоя [8]. Не менее редки случаи наложения на породу двух и более разновозрастных процессов, приводящих к смещению изотопных отношений [9].

В большинстве таких случаев следует отличать возраст субстрата породы и от времени ее преобразования до современного вида. В этом переходе может быть несколько разновременных критических точек.

Геотермометрия

С проблемой радиоактивности горных пород тесно связано исследование термической истории Земли и современной геотермики. Анализ потоков радиогенного тепла в пространстве и во времени сыграли не последнюю роль в становлении теории холодной агломерации планеты. По расчетам Г.В. Войткевича [10] общее количество радиогенного тепла в период акреции в пять раз превышало современный, главным образом за счет ^{235}U и ^{40}K (рис.1). Наиболее крупные исследования в этой области выполнены Е.А. Любимовой и А.А. Смысловым. Сопоставление современных тепловых потоков и распределения радиоактивных элементов на континентах и в океане не обнаружило четкой взаимосвязи между ними [11]. Плотность тепловых потоков на континентах и в океанах в среднем одинакова [12].

Поисковое направление

В первый период своего развития поисковое направление радиогеологии было сориентировано главным образом на поиски радия, который в то время являлся единственным источником радиоактивного излучения. Работами 20–30-х гг. было обнаружено большое содержание радия в высокоминерализованных пластовых водах нефтяных месторождений (В.И. Вернадский, В.И.

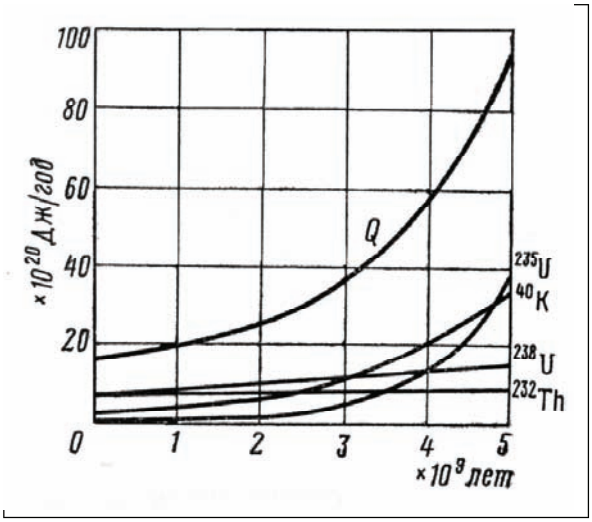


Рис. 1. *Выделение радиогенного тепла в истории земной коры (по Г.В. Войткевичу)*

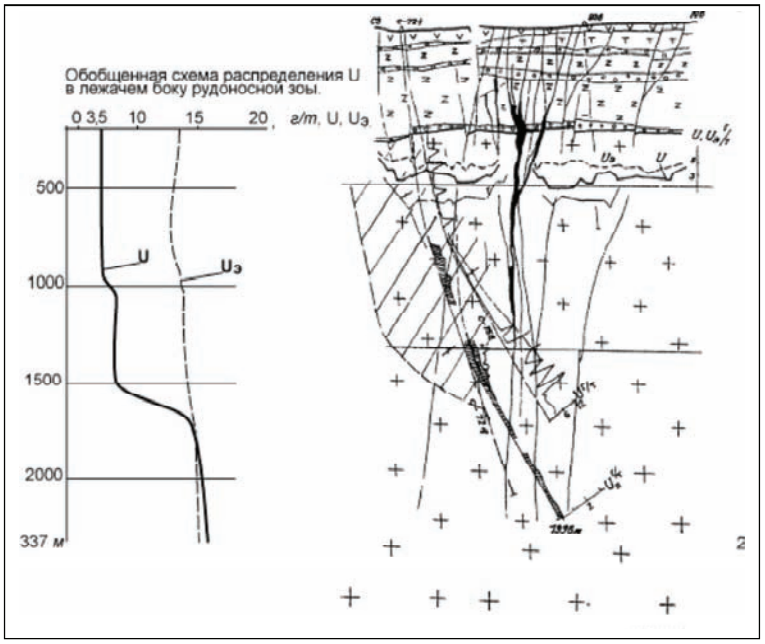


Рис. 2. *Изменение содержаний урана в современных породах (U) и его палеосодержаний (рассчитано по радиогенному свинцу – Uэ). Месторождение Антей*

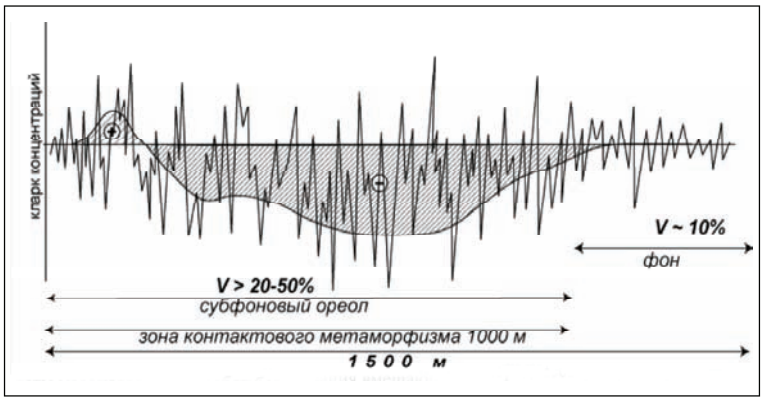


Рис. 3. *Результаты массового опробования вмещающих пород месторождения Шлема-Альберода*

В 1926 г. экспедицией Академии наук в межпластовых водах нефтяного месторождения на реке Ухта (Республика Коми) было обнаружено наличие солей радия в концентрациях, достаточных для промышленной добычи. Следствием этого явилась организация в 1931 году уникального радиевого промысла, на котором впервые в мировой практике стали извлекать радий из подземных вод.

Второй этап развития поисково-геохимического направления ядерной геохимии был связан с поисками сырья для атомной промышленности – месторождений урана. На территории СССР и стран Социалистического содружества были открыты месторождения самых различных геолого-промышленных типов. Большинство из них оказалось за пределами современных границ России. Из крупных скоплений здесь остались объекты Стрельцовской группы [13].

Большое внимание к этому виду полезных ископаемых, огромные объемы буровых и горнопроходческих работ, усиленные разносторонние научные исследования не только обеспечили успех поисковых и разведочных работ, но и способствовали продвижению многих разделов геологической теории и практики. Так на месторождении Антей (Стрельцовская группа) данные глубинного бурения показали существенное увеличение содержаний урана во вмещающих гранитах ниже уровня развития рудных тел (рис 2). Расчет по радиогенному свинцу первичных содержаний урана (**Uэ**) показало, что этот уран был вынесен из вмещающих пород в период формирования рудных тел [14]. Эти данные позволили выявить обширную область его дефицита (*заштриховано*) и, таким образом, идентифицировать его источник.

Баранов, В.В. Чердынцев и др.). На радиевом промысле в Ухте было добыто около 200 грамм радия.

Единственным известным к этому времени месторождением урана в России было Среднеазиатское месторождение Тюя-Муюн. Руда этого месторождения, по данным разных авторов, содержала 0,14–4,52% U3O8. Кроме урана, в руде находились ванадий (1,83–6,37%) и медь (3,10–10,88%). Эта руда перерабатывалась с целью извлечения ванадия, меди и урана, а в остатках содержался практически весь радий.

Организация опытного Радиевого завода была начата в 1918 году на базе содового завода в Березниках Пермской губернии. Однако по ряду причин завод был создан лишь в 1920–1921 гг. в другом месте – в селе Бондюги (ныне г. Менделеевск), где находился один из передовых химических заводов России.

На одном из крупнейших месторождений Рудных гор – Шлема-Альберода массовое радиогеохимическое опробование (более 1500 анализов) позволило выявить не только области его дефицита в пределах зоны контактового метаморфизма месторождения, но и рост дисперсии содержаний урана, его субфоновый [15] ореол (рис. 3). В его пределах и размещаются все рудные тела месторождения. Можно привести множество примеров, где использование радиогеохимические данные помогают решить научные и практические задачи.

Выяснение генезиса свинцовых руд с использованием вариаций изотопных отношений стабильного и радиогенных свинцов дает интересные результаты [16]. Здесь же следует упомянуть две обстоятельные работы Дж. Брауна [17, 18], детально проанализировавшего об-

ширный фактический материал, полученный в изотопных лабораториях всего мира. Им установлен ряд интересных общих закономерностей распределения изотопов свинца в рудах и породах разного типа, и общая линия их эволюции. Многие из этих закономерностей не укладываются в рамки традиционных осадочных и магматических гипотез. Не предлагая общего решения сложных вопросов генезиса свинцового оруденения, он все же пришел к выводу, что в свете имеющегося фактического материала "магмы нельзя считать источником большинства металлов, во всяком случае, свинца" [17 с.195].

Рудоносные провинции и эпохи

Данные радиогеологии позволяют решить многие вопросы, связанные с формированием рудоносных провинций и эпох [5, 19, 20]. Анализ новейших материалов по геохимии и ураноносности крупных регионов показывает, что формирование ураноносных провинций является результатом региональных процессов дифференциации вещества при осадконакоплении и гранитизации. Связь ураноносных провинций с осадочной дифференциацией элементов хорошо показана А.И. Тугариновым [21]. Однако, нельзя исключить и тот факт, что все известные провинции тяготеют к тем структурным элементам земной коры, где в предшествующие геологические эпохи широко были развиты процессы неоднократной тектонической активизации. Видимо, их формирование связано с разделением элементов в циклических процессах эрозии, седиментации, метаморфизма и гранитизации. Отдать полное предпочтение какому-либо одному процессу в общей схеме рудообразования было бы ошибкой. Каждый из них может приводить к накоплению в отдельных участках земной коры огромных масс рассеянного миграционноспособного урана, что может быть выявлено при анализе геохимической истории развития конкретных регионов.

Последнее обстоятельство имеет особое значение в свете новых данных по формам нахождения рассеянных элементов и должно учитываться при выделении перспективных площадей. Период появления миграционноспособных форм может не совпадать с периодом накопления валовых концентраций металла в конкретных металлоносных геологических формациях, но он всегда должен предшествовать периоду рудоотложения.

В обозначившихся ураноносных провинциях возможно проявление нескольких эпох рудонакопления, что приводит к формированию в пределах одной территории разновозрастных месторождений, часто относящихся к разным типам. Все они приурочены к периодам тектонической активизации, часто, но не всегда, сопровождающейся магматической деятельностью. С подобными примерами мы встречаемся в месторождениях Канадского щита, плато Колорадо и его скалистого обрамления, Центральной Европы, Австралии и других ураноносных провинций. Так, многочисленные радиогеологические исследования месторождений типа несогласия позволили выявить совместное влияние эндогенных и экзогенных факторов, многие их которых надо считать рудоподготовительными [22, 23].

Радиография

Радиография, с которой собственно и началось открытие радиоактивности Анри Беккерелем, явилась первым аналитическим методом радиогеологии. Авторадиография широко использовалась и тогда, когда появились более совершенные методы, поскольку позволяла выявить геометрию распределения урана в породах и минералах. Метод имел существенный недостаток: большое время экспозиции при малых концентрациях.

Положение существенно изменилось при появлении ядерно-физического метода, анализа осколков деления ядер элементов на детекторах, после воздействием на них нейтронов по реакции (n, f) – осколочная- или f-радиография, позволяющая фиксировать эти элементы в любых природных объектах с весьма высоким уровнем чувствительности (10^{-9}%). Новый метод позволил фиксировать геометрию распределения урана в породах на уровне их кларковых содержаний. Оказалось, что уран может быть сосредоточен в породообразующих минералах, находиться в межзерновом пространстве, или давать собственные точечные скопления виде микроскопических акцессорных минералах, в том числе и урановых. Подвижность каждой из этих форм различна. Микропримесь, запечатанная в минерале, остается инертной до тех пор, пока не покинет своего хозяина, а расположенная в интерстициях легко перемещается по поверхности минеральных зерен. При метаморфических и метасоматических изменениях пород меняется и форма нахождения в них микроэлементов, а, следовательно, их потенциальная миграционная способность [24, 25]. Все это существенно повлияло на развитие теории рудообразования.

Широкая применимость методов f-радиографии к любым природным объектам, в том числе и к биологическим, позволило активно его использовать для решения актуальных экологических проблем.

Искусственные радионуклиды

С появлением атомного оружия и ядерной энергетики в природную среду стали поступать новые искусственные радионуклиды. Изучение распределения и процессов миграции ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{144}Ce, Pu и других радионуклидов оказало существенное влияние на политическое решение о запрещении испытаний ядерного оружия в атмосфере. Стали анализироваться места современных и бывших производств (радиевый завод по переработке среднеазиатских руд в селе Бондюги, радиевое производство в Ухте и др).

После аварии на ЧАЭС в ближней зоне (до 30-60 км) основное количество радионуклидов поступило в природную среду с мелкодисперсными частицами неизменного топлива, вследствие чего переход их в подвижное состояние в первые годы был существенно ниже. В дальнейшем значительно возросла доля водорастворимых, обменных и подвижных радионуклидов. В результате физико-химических и микробиологических процессов, протекающих в почве, содержание одних радионуклидов становится практически таким же, как и при глобальных выпадениях (^{90}Sr), у других снижается в результате прочного закрепления в кристаллической решетке

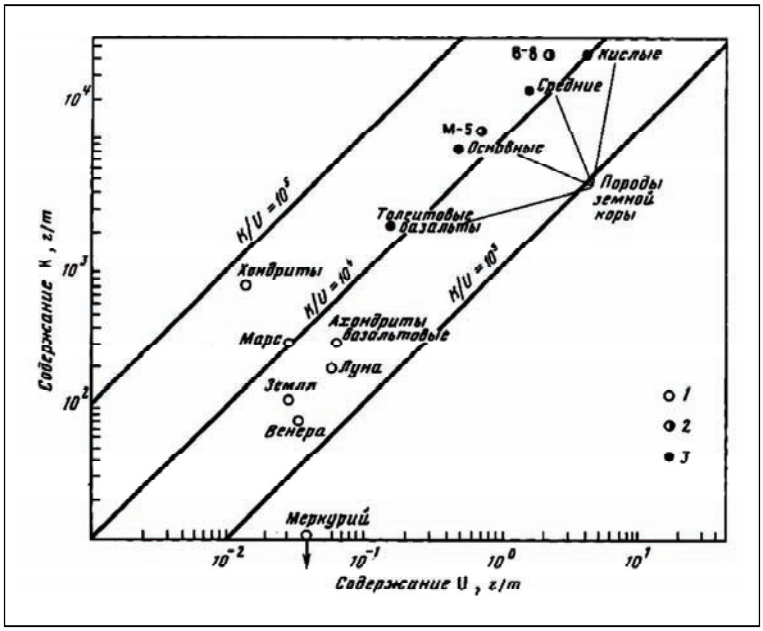


Рис. 4. *Средние содержания K и U для Луны, планет и метеоритов (1), в поверхностных породах Венеры и Марса (2) и породах земной коры (3)*

глинистых минералов (^{137}Cs) или остается без изменения (Pu) [26].

Изучение миграционных цепей устойчивых радионуклидов в [27] показало, что в состоянии рассеяния многие из них ведут себя отлично от их обычного химического поведения и могут следовать не за своим химическим аналогом, а за иным макроэлементом. Так, распределение ^{90}Sr в почвах часто обнаруживает корреляцию не с кальцием и даже не со стабильным стронцием, а с железом, что приводит к его накоплению в ожелезненных горизонтах почв. Аналогичные наблюдения сделаны для ^{137}Cs и ^{144}Ce. Они подтверждены большим фактическим материалом и являются результатом уникального эксперимента, моделирующего поведение микроэлементов в крупных природных системах. Он еще раз показал то огромное значение, которое имеет форма нахождения микроэлемента для его миграции в различных геохимических условиях.

Однако работы, связанные с распределением радионуклидов, показывают значение радиогеохимии для новых проблем естественной миграции элементов в биосфере и в наложенных техногенных заражениях. Эти проблемы возникают сейчас на каждом шагу в связи с прогрессирующей урбанизацией, развитием промышленности, интенсификацией сельского хозяйства, новыми методами разработки полезных ископаемых и захоронением отходов – со всеми теми явлениями, которые объективно вытекают из научно-технического прогресса. Все они требуют хорошего знания закономерностей миграции элементов. Этот процесс нельзя остановить, нельзя просто запретить, его нужно направить в нужное русло, используя существующие законы миграции вещества в доступной нам части земной коры. Именно эта идея, неоднократно подчеркивавшаяся В.И. Вернадским, встала на повестку дня. “Ход геологического проявления научной мысли давит создаваемыми им орудиями на косную, сдерживающую его среду биосферы” [28, с. 22]. “Биосфера в наш исторический момент геологически быстро переходит в новое состояние – в ноосферу, т. е. такого рода состояние, в котором должны проявляться разум и направленная им работа человека как новая, небывалая на планете геологическая сила” [28, с. 150]. Роль радиогеологии в исследованиях ноосферных процессов растут день ото дня.

Радиогеология и космос

Существующие сейчас методы определения радиоэлементов столь разнообразны и многомасштабны, что позволяют получать надежные количественные величины их распределения от планетных систем до отдельных атомов. Достаточно напомнить, что с помощью γ-спектрометров, установленных на космических аппаратах, получены первые числовые значения, характеризующие распределение урана, тория и калия в планетах Солнечной системы. В то же время закономерности распределения этих элементов в различных типах пород оказались достаточно устойчивыми, чтобы по этим характеристикам сделать первые заключения о типах пород, слагающих космические тела, предсказания, блестяще подтвердившиеся при последующих прямых анализах лунного вещества. Полученные данные позволили установить фундаментальную корреляционную связь между содержанием урана и калия, свойственную не только породам земной коры, но и оболочкам всех планет Солнечной системы [29].

Радиогеология теснейшим образом связывает геологические науки с науками физическими и химическими, невольно способствуют проникновению в саму суть геологического знания числа и меры, без которых уже не может развиваться современное научное мышление. Для такого сложного объекта, как Земля и ее оболочки, для процессов, длительность которых находится вне масштабов человеческой жизни, это не так просто. Геолог не может поставить такой лабораторный эксперимент, как физик, химик или биолог. Тем более ценен количественный экспериментальный материал, который по крупицам собирает радиогеология.

В краткой статье затронуты далеко не все аспекты, в которых изучение природной радиоактивности и многообразных ее продуктов влияет на развитие геологического знания. Однако, даже этот краткий перечень отчетливо показывает, что радиогеология не только не исчерпала своих возможностей, но, по существу, только сейчас может твердо стать на ноги и во всеоружии подойти к тем проблемам, которые ставит перед геологическими науками развитие цивилизации, и которые в силу универсальности и глубины своего мышления более полувека назад ставил В.И. Вернадский.

Литература

1. *Becquerel H. Comptes rendus hebdomadaires des seances de I 'Academie des sciences. – Paris. – 1896. – T.122. – P.501–503, 559–564, 688–694, 762–767, 1086–1088.*
2. *Joli J. Radioactivity and geology. – L., 1909.*
3. *Вернадский В.И. Избранные сочинения. – М. : Изд-во АН СССР, 1954. – С.570–694.*
4. *Rosholt G.N.. Prigana I., Bfoble D.C. Mobility of Uranium and Thorium in glassy and cristallized Silisis volcanic rocks // Econ. Geol. – 1971. – Vol.66, No.7. – P.1061–1069.*
5. *Казанский В. И., Лаверов Н. П., Тугаринов А. И. Эволюция уранового рудообразования. – М. : Атомиздат, 1978. – 207 с.*
6. *Павшуков В.В., Комлев Л.В., Андерсон Е.Б., Смыслова И.Г. Поведение радиогенного свинца в некоторых урановых минералах // Распределение радиоактивных элементов и их изотопов в земной коре. – М. : Недра, 1973. – С.84–95.*
7. *Тугаринов А.И., Бибикова Е.В., Грачева Т.Б. и др. Применение свинцово-изотопного метода исследования для решения вопроса о генезисе свинцовых месторождений Северо-Кавказской рудной провинции // Геохимия. – 1975. – №8. – С.1156–1163.*
8. *Афанасьев Г. Д., Абдулове Р.Ш., Багдасарян Г.П. и др. Итоги геохронологических исследований магматических горных пород Кавказа // МГК. XXI сессия : Докл. совещ. геологов. – М. : Изд-во АН СССР, 1960. – С.214–217.*
9. *Бибикова Е.В., Наумов Г.Б., Шуколюков Ю.А. Изотопное датирование процессов формирования гранитоидов. // Проблемы радиогеологии. – М. : Наука, 1983. – С.251–264.*
10. *Войткевич Г.В. Проблемы радиогеологии. – М. : Госгеолхимиздат, 1961.*
11. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – М. : Недра, 1974. – 231 с.*
12. *Любимова Е.А. Термика Земли и Луны. – М. : Наука, 1968. – 279 с.*
13. *Ищукова Л.П., Модников И.С., Сычев И.В. и др. Урановые месторождения Стрельцовского рудного поля в Забайкалье // Иркутск : Глазковская, 2007. – 260 с.*
14. *Модников И.В., Сычев И.В. Условия формирования уранового оруденения в вулканических депрессиях проседания // Геология рудн. месторожений. – 1984. – №1. – С.31–41.*
15. *Гуревич В.Л., Канцелъ А.В. Субфоновые ореолы гидротермальных урановых месторождений // Геология рудн. месторождений. – 1984. – №4. – С.65–71.*
16. *Тугаринов А.И., Бибикова Е.В., Грачева Т.Б. и др. Применение свинцово-изотопного метода исследования для решения вопроса о генезисе свинцовых месторождений Северо-Кавказской рудной провинции // Геохимия. – 1975. – №8. – С.1156–1163.*
17. *Браун Дж.С. Изотопный состав океанического свинца и генезис руд // Изотопы свинца в рудных месторождениях. – М. : Атомиздат, 1969. – С.175–195.*
18. *Браун Дж.С. Рудные свинцы и изотопы.– Там же. – С.124–174.*
19. *Кравченко С.М. Уран и торий – индикаторы магматических процессов океанических областей // Проблемы радиогеологии. – М. : Наука, 1983. – С.76–98*
20. *Афанасьев Г.В., Бузовкин С.В., Голубев Б.Б. и др. Металлогения урана континентальных блоков земной коры. – Л. : Недра, 1980. – 256 с*
21. *Тугаринов А. И. О причинах формирования рудных провинций // Химия земной коры. – М. : Изд-во АН СССР, 1963. – Т.1. – С.153–177.*
22. *Пакульнис Г.В., Шумилин М.В. Месторождения урана типа несогласия района Атабаска (Канада) // Минеральное сырье. – М. : ВИМС, 2005. – №17. – 102 с.*
23. *Ишевская Э.Г. О прогнозировании и специфике экзо-, эндопредпосылок формирования богатого и масштабного оруденения типа "несогласия" // Материалы по геологии месторождений урана и редкоземельных металлов. – Вып.151. – М., 2007. – С.83–95.*
24. *Наумов Г.Б., Цимбал Л.Ф. Метаморфогенные источники рудного вещества // Процессы и закономерности метаморфогенного рудообразования. – Киев : Наук. Думка, 1988. – С.34–44.*
25. *Наумов Г.Б., Цимбал Л.Ф. Матюшин Л.В. Коленцев В.В. Формы нахождения рудных элементов и их значение в локальном металлогеническом прогнозе. – Геохимия, 1986.*
26. *Павлоцкая Ф.И. Геохимия искусственных радионуклидов // Проблемы геохимии и космохимии. – М. : Наука, 1992. – С.148–179.*
27. *Павлоцкая Ф.И. К вопросу о специфике поведения ультрамикроколичеств вещества в природных процессах (на примере искусственных радионуклидов) // Геохимия. – 2002. – №3. – С.298–305.*
28. *Вернадский В.И. Размышления натуралиста. – М. : Наука, 1977. – 191 с.*
29. *Наумов Г.Б. Геохимия природных соединений урана // Химия урана. – М. : Наука, 1981, С.5–15.*

СОДЕРЖАНИЕ И ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ В КОЛЛОИДНОМ ВЕЩЕСТВЕ ПОДЗЕМНЫХ ВОД КАРАЧАЕВСКОГО АРЕАЛА ЗАГРЯЗНЕНИЯ

А.П. Новиков, Т.А. Горяченкова, С.Н. Калмыков, И.Е. Казинская, К.В. Барсукова, Е.А. Лавринович, Е.В. Кузовкина, В.В. Ткачев, Б.Ф. Мясоедов

Институт геохимии и аналитической химии им. В.И.Вернадского РАН, Москва, Россия, novikov@geokhi.ru

CONTENT AND FORMS OF OCCURRENS OF RADIONUCLIDES IN COLLOID MATTER GROUND WATER ZONE DISPOSED OF KARACHAY LAKE

A.P. Novikov, T.A. Goryachenkova, C.N. Kalmykov, I.E. Kazinskay, K.V. Barsykova, E.A. Lavrinovich, E.V. Kyzovkina, V.V. Tkachev, B.F. Myasoedov

Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

Abstract. *Results of studying content and forms of occurrence of radionuclides in colloid matter ground water zone of Karachay Lake are present. Basic quantities of Pu, Am and Am (40–90%) associate with colloid matter ground water, content of U and Np in colloid matter evaluate as 2–20%. At large depths actinides are to a greater extent in the fraction of larger colloid particles (200–50 nm). In colloid matter U and Np content with exchanged and easily soluble groups, the larger quantity of Pu and Am content in low-soluble forms.*

В результате многолетней работы Производственного предприятия "Маяк" в зоне его воздействия сформировались большие очаги локальных скоплений радиоактивных сбросов и загрязнений. Озеро Карачай, являющееся хранилищем среднеактивных жидких отходов радиохимического производства "Маяк", представляет собой естественный бессточный водоем. Подземные воды образуют единый водоносный горизонт мощностью до 100 м, приуроченный к трещинным зонам коренных пород и рыхлых отложений. Постоянная миграция загрязнений в водоносный горизонт происходит через ложе водоема в разных от него направлениях. В настоящее время на территории вокруг озера Карачай эксплуатируется режимная сеть скважин для наблюдения за миграцией радионуклидов с подземными водами в окружающих формациях [1]. Для понимания механизмов миграции радионуклидов в загрязненных ими подземных водах, необходимо знать не только общее содержание радионуклидов в воде наблюдательных скважин, но и содержание их в наиболее мобильных формах, а также степень изменения этих форм при последующем разбавлении загрязненных вод по мере удаления от озера Карачай. Одной из форм миграции радионуклидов в подземных водах является коллоидный перенос, причем размер и состав коллоидов оказывает существенное влияние на скорость и направленность распространения зон радиоактивного загрязнения.

Объектами исследования служили воды наблюдательных скважин, расположенных на расстоянии 2–4 км в Южном и Северо-восточном направлении от озера Карачай. Пробоотбор воды из скважин проводили с разных глубин (от 20 до 80 м) в 2006 и 2007 гг., используя пробоотборник Симонова.

Коллоидное вещество поземных вод выделяли методом микро- и ультрафильтрации с использованием ядерных фильтров с размером пор 450 нм (для отделения взвеси), 200 нм, 50 нм и мембран Millipore-10 kDa немедленно после отбора образцов на стандартных фильтрационных установках (УФМ-3.2). Микроскопические исследования коллоидного вещества проводили методами альфа-трекового анализа (АТА), Анализ морфологии и элементного состава коллоидных частиц был выполнен с применением растровой электронной микроскопии с ретгено-спектральным микроанализом (РЭМ с РСМА). и метода фотон-корреляционной спектроскопии. Эксперименты по селективному выщелачиванию радионуклидов из коллоидных фракций проводили в стандартной фильтрационной установке. Выделение отдельных форм нахождения Fe, Al, U, Pu, Np и Am в коллоидных частицах проводили с использованием следующих реагентов: водорастворимая (H_2O); обменная (0,5 M $Ca(NO_3)_2$ pH=5,5); подвижная (связанная с карбонатами) (0,5M NH_4Ac pH=4,8 (HAc)); связанная с органическим веществом (0,1 M NaOH pH=10); аморфные оксиды Fe и Al (0,18M $(NH_4)_2C_2O_4$+0,1M $H_2C_2O_4$ pH=3,5). [2].

Для определения общего содержания радионуклидов на фильтрах коллоидное вещество растворяли в 7,5 M HNO_3 при кипячении. Pu, Am и Cm выделяли из одного образца радиохимическим методом с использованием анионита ВП-1Ап [3], Am и Cm после отделения Pu сорбировали на полиарсеназо [3]. Определение U и некоторых других химических элементов проводили методом ICP-MS. Определение Np осуществляли люминисцентным методом с применением кристаллофосфоров [3]. Для выделения Sr-90 применяли хроматографию с ДЦГ18К6 [3].

Результаты и обсуждение

Исследуемые подземные воды в существенной степени загрязнены техногенными веществами. Содержание анионов в нижних горизонтах грунтовых вод вблизи Карачая колеблется в широких пределах (мг/л): NO_3^-(10–3600); HCO_3^- (1–410); Cl^- (65–350). Грунтовые воды имеют преимущественно нейтральную и слабощелочную pH (7,2–8,5). Распространение техногенных элементов от источника загрязнения, которым является оз.Карачай, протекает с преобладанием в Южном направлении по ложу водоупора. Количество радионуклидов ^{3}H, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{237}Np, и U в воде скважин с глубиной увеличивается (табл. 1).

Содержание плутония и трансплутониевых элементов (ТПЭ) в подземных водах колеблется незначительно. Это объясняется, по-видимому, низкой растворимостью актинидов в трех и четырех валентном состоянии в природных водах [4]. Уран и нептуний образуют хорошо растворимые карбонатные комплексы и в большей степени мигрируют по системе грунтовых вод. Поэтому в коллоидном веществе, выделенном из загрязненных подземных вод, относительное содержание плутония и ТПЭ гораздо больше, чем урана и нептуния (табл. 2). При

Таблица 1. *Содержание радионуклидов в воде скважин*

№ Глубина отбора, м	Бк/л							Мг/л
	^{3}H	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{238-240}Pu$	^{241}Am	^{244}Cm	^{237}Np	U
20–30	84–5980	35–8980	<0,3–13	0,7–1,8	0,2–3,1	0,1–0,3	0,003–0,1	0,01–0,4
50–80	990–65090	2430–72300	<0,3–32	0,8–4,6	0,3–2,8	0,1–1,1	0,1–9,2	0,1–35,0

Таблица 2. *Содержание химических элементов и радионуклидов на фильтрах, в % от исходного содержания в воде*

Глубина отбора, м	Fe	Eu	Mn	Th	U	Np	Pu	Am	Cm
20–30	54–68	25–55	5–54	12–91	9–22	5–24	51–61	44–59	43–56
50–80	43–79	43–79	19–89	30–90	2–45	4–34	41–82	36–79	37–83

этом содержание урана и нептуния в фильтрате возрастает с ростом общей концентрации карбонат-ионов в воде, а содержание плутония и ТПЭ на фильтрах увеличивается с ростом содержания на фильтрах коллоидного железа (рис. 1).

Установлена важная роль коллоидов в миграции радионуклидов в составе подземных вод. Основная доля Fe, Pu, Am и Cm связана с коллоидами (40–80%). U и Np в меньше степени находится в составе коллоидов (2–30%), что определяет их большую миграционную подвижность в подземных водах. (табл. 2).

Методом альфа-трекового анлиза показано, что микрораспределение альфа-излучающих радионуклидов в коллоидном веществе носит равномерный характер. В коллоидном веществе нижних горизонтов "горячие" частицы не обнаружены.

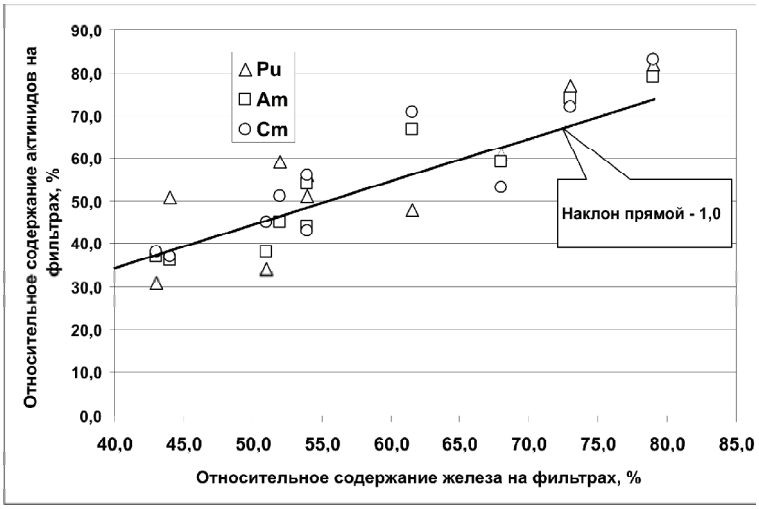


Рис. 1. *Относительное содержание плутония и ТПЭ в коллоидном веществе подземных вод в зависимости от содержания в нем коллоидного*

Методом растровой электронной микроскопии (РЭМ с РСМА) установлено, что коллоидный материал содержит значительное количество оксидов железа, кальцита, глинистых минералов и кварца. Содержание минеральных соединений в составе коллоидных частиц подземных вод изменяется в ряду: ферригидрит > глины ~ кальцит > рутил > гематит > барит > рансеит ($(Ca,Mn)Mn_4O_9\ 3H_20$) > плагиоклаз = цеолиты. В целом, особенно, в коллоидах, выделенных из нижних горизонтов, преобладают оксигидроксиды железа (ферригидрит, гетит, гематит). Эти микрочастицы способны образовывать значительные конгломераты с размерами в несколько микрометров.

Можно предполагать, что в ближней к оз. Карачай загрязненной зоне, образование и осаждение ферригидрита ($5Fe_2O_3\ 9H_2O$) и гетита (FeOOH) по мере разбавления техногенных веществ природными водами будет основным механизмом задержки плутония и ТПЭ. Это подтверждается результатами электронно-микроскопических исследований [5]

Pu и Am связаны с коллоидами разных размеров, при этом характер их распределения в коллоидном веществе практически одинаков (рис. 2). С крупными коллоидами размером от 450 нм до 200 нм связано незначительное количество актинидов (8–10%). Значительная часть Pu и Am в воде находится во фракции коллоидных частиц величиной от 200 до 50 нм (30–70%). С коллоидами меньшего размера от 10 kDa до 50 нм в воде этих горизонтов связано не более 30% Pu и Am. По мере при-

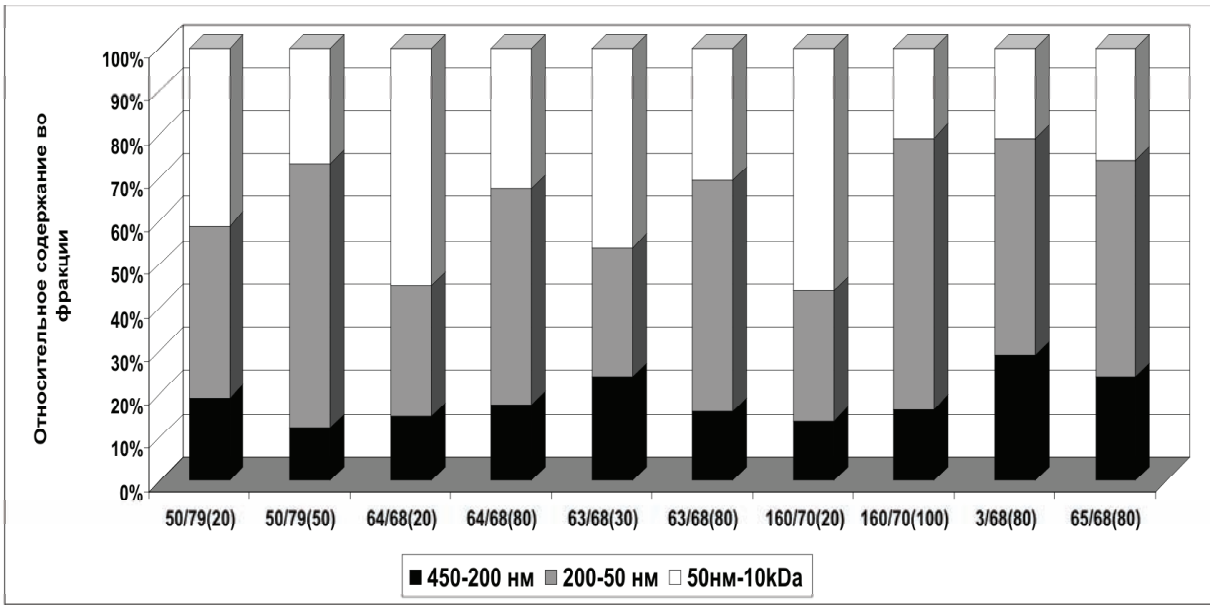


Рис. 2. *Распределение суммы Pu и Am по коллоидным частицам различного размера*

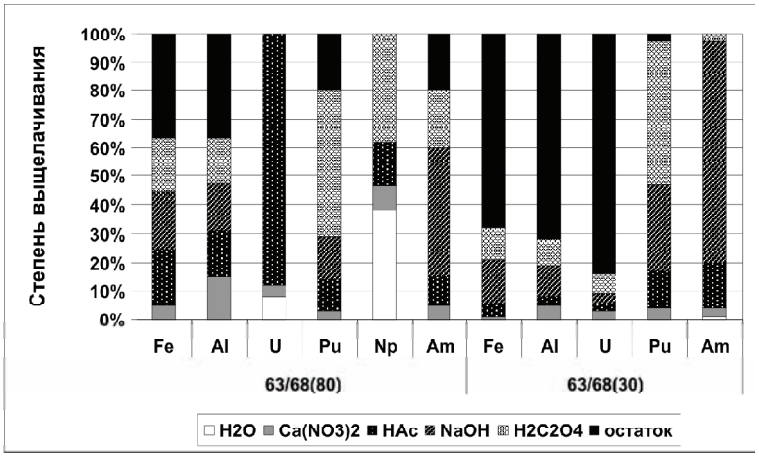


Рис. 3. *Формы радионуклидов и химических элементов в коллоидных частицах на фильтре 200 нм, в % от общего содержания*

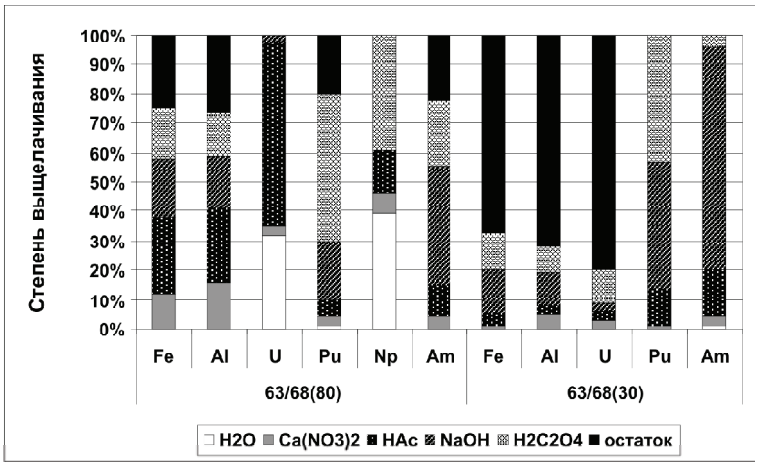


Рис. 4. *Формы радионуклидов и химических элементов в коллоидных частицах на фильтре 50 нм, % от содержания*

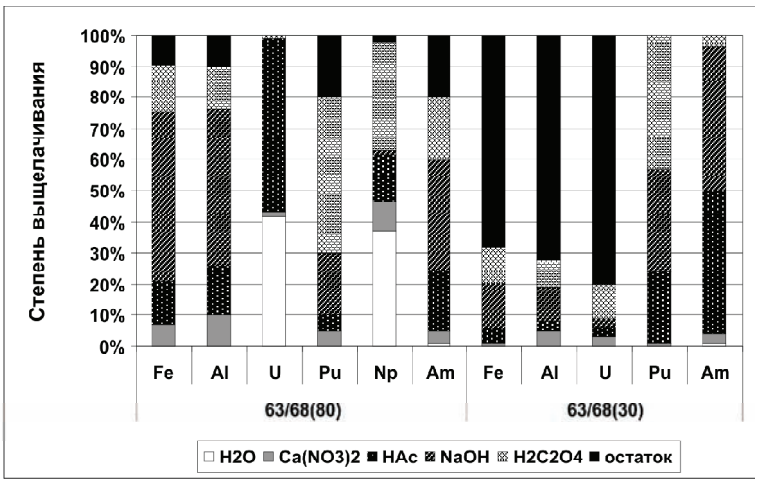


Рис. 5. *Формы радионуклидов и химических элементов в коллоидных частицах на фильтре 10 kDa, % от содержания*

ближения к поверхности увеличивается количество актинидов во фракции наночастиц 50 нм – 10kDa (до 50%).

По данным, полученным методом фотон-корреляционной спектроскопии, общее содержание коллоидного вещества в более глубоких горизонтах на порядок выше, чем в приповерхностных. Причем средний радиус частиц также увеличивается с глубиной. Это объясняется высоким содержанием техногенных нитратов в глубоких горизонтах подземных вод вблизи оз. Карачай. Поэтому можно предположить, что в более загрязненных водах происходят процессы образования крупных полимеров аморфного ферригидрита, который является коллектором актинидов в низших состояниях окисления. В водах, свойства которых приближенны к природным, увеличивается вклад в сорбцию актинидов мелкодисперсными частицами глинистых минералов [6, 7].

На рисунках 3–5 представлены результаты по формам нахождения Fe, Al, U, Pu, Np и Am на коллоидных частицах размером 450–200, 200–50 и 50 нм – 10 KDa. Коллоидный материал был отобран при последовательной фильтрации из одной пробы вод верхнего и нижнего горизонтов скважины 63/68. Установлено, что основные коллоидообразующие элементы (Fe, Al) в наибольшей степени вымываются из коллоидного материала сильнозагрязненного нижнего горизонта грунтовых вод, содержащих в большом количестве аморфные оксигидроксиды этих элементов. В коллоидном материале менее загрязненных вод, близких по свойствам к природным водам (верхний горизонт), эти элементы удерживаются значительно в большей степени. Так, в первом случае только 10–37% Fe и Al найдено в остатке, и во втором – 68–72%. Это говорит о том, что техногенные свежеобразованные коллоидные частицы менее устойчивы, чем природные.

В коллоидном материале нижнего горизонта U и Np связаны только с легкорастворимыми и подвижными группами соединений, в труднорастворимом остатке эти радионуклиды не обнаружены. В верхнем горизонте содержание нептуния на фильтре ниже предела обнаружения, а уран находится в прочносвязанном состоянии. По-видимому это объясняется тем, что в верхнем горизонте вклад природного урана в его общее содержание достаточно высок.

Природный уран в коллоидном веществе может быть представлен малорастворимыми фосфатами и содиитом ($(U0_2)_2$ ($Si0_4$):$2H_2O$).

В составе наиболее подвижной (обменной) формы, извлекаемой из коллоидов 0,5 М $Ca(NO_3)_2$, содержание химических элементов и радионуклидов колеблется незначительно от 2 до14% от общего их содержания. В нижнем горизонте скважины 63/68 наблюдается тенденция увеличения содержания обменных элементов на всех фильтрах по сравнению с коллоидным веществом, отобранного из верхнего горизонта. Содержание U и Np в обменной форме коллоидного вещества незначительно превышает обменные Pu и Am.

В коллоидном материале подземных вод плутоний и америций находятся в основном в малорастворимых формах. На долю легкорастворимых форм в коллоидном веществе приходится не более 5% Pu и Am. Однако, если америций связан (35–76%) с поверхностными органометалическими комплексами (фракции карбонатов и органического вещества) и только 3–22% – во фракции аморфных оксидов, то плутоний обнаружен главным образом во фракции аморфных оксидов (43–51%) и только 20–43% – во фракции, связанной с органическим веществом.

В целом склонность плутония и америция к образованию обменных форм (непременное условие коллоидного транспорта) увеличивается при разбавлении техногенных вод природными. Образование техногенных коллоидов оксигидроксидов железа в ближней к источнику загрязнения зоне способствует связыванию актинидов (в состояниях окисления III, IV) в малоподвижные формы, но прочность этих коллоидов не велика. При значительных степенях разбавления техногенных вод коллоидный транспорт может становиться основным механизмом транспорта этих долгоживущих радионуклидов.

Литература

1. *Алексахин А.И., Глаголев А.В., Дрожко Е.Г. и др. Водоем-9 – хранилище жидких радиоактивных отходов и воздействие его на геологическую среду. – М. ; Озерск, 2007. – 254 с.*
2. *Горяченкова Т.А., Казинская И.Е. Кларк С.Б. и др. Кл. // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №6. – С.550–555.*
3. *Мясоедов Б.Ф., Новиков А.П., Павлоцкая Ф.И. // Радиохимия. – 1998. – Т.40, №5. – С.447–452.*
4. *Новиков А.П., Калмыков С.Н., Ткачев В.В. // Журн. Рос. хим. об-ва им. Менделеева. – 2005. – Т.49, №2. – С.119–126.*
5. *Kolmykov S.N., Krivetsov V.V., Teterin Yu.A., Novikov A.P. // C. R. Chimie. – 2007. – Vol.10. – P.1060–1066.*
6. *Kersting A.B., Efurd D.W., Finnegan D.L. et al. // Nature. 1999. – Vol.397. – P.56–59.*
7. *Novikov A.P., Kalmykov S.N., Utsunomiya S. et al. // Science. – 2006. – Vol.341. – P.638–641.*

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ПРОТЕРОЗОЙСКИХ КОЛЛИЗИОННЫХ И ВНУТРИПЛИТНЫХ ГРАНИТОИДАХ

А.Д. Ножкин

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, nozhkin@uiggm.nsc.ru

RADIOACTIVE ELEMENTS IN PROTEROZOIC COLLISIONAL AND INTRAPLATE GRANITOIDS

A.D. Nozhkin

Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, nozhkin@uiggm.nsc.ru

Abstract. *The paper presents data on the concentrations of radioactive elements on Proterozoic collisional and intraplate granitoids from the south-western margin of the Siberian Craton (Yenisey Range, Sayan and Baikal areas), as well as from the Aldan, Anabar, and Ukrain shields and Kursk-Voronezh massif. The Early and Late Neoproterozoic collisional orogens are characterized by extensive multi-pulse granitoid magmatism. The granite-gneissic domes and granitoid plutons contain enormous amounts of U and Th, which are redeposited in sedimentary units and deposits of other genetic types.*

Основной привнос радиоактивных элементов (РАЭ) – U, Th, и K в верхнюю оболочку коры связан с эпохами дискретного проявления кислого, существенно натрий-калиевого магматизма и гранитообразования. Высокорадиоактивные калиевые магматические породы – продукты наивысшей степени геохимической дифференциации земного вещества. Они завершают крупные этапы формирования коры, становление и кратонизацию суперконтинентов.

Раннепротерозойские гранитоиды

Аккреция архейских блоков континентальной коры 1,95–1,9 млрд лет назад, обусловившая образование раннепротерозойского суперконтинента Пангея I [15], сопровождалась метаморфизмом и интенсивным гранитообразованием в коллизионных орогенах. Раннепротерозойские коллизионные гранитоиды широко представлены в выступах фундамента платформ Евразии: на Украинском, Анабарском и Алдано-Становом щитах, а также вдоль юго-западной окраины Сибирского кратона. Они образуют протяженные пояса, образованные доминирующими посттектоническими микроклиновыми гранитами, подчиненными тоналитами, гранодиоритами и кварцевыми сиенитами преимущественно натрий-калиевой известково-щелочной магматической серии. Характерная их особенность – обогащенность крупноионными и высокозарядными элементами, легкими лантаноидами, ураном и особенно торием. Важным следстви-

Таблица 1. *Радиоактивные элементы в раннепротерозойских коллизионных гранитоидах (1,9–1,84 млрд лет)*

Массив, порода		n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
Ассоциация гнейсовидных низкощелочных гранат- и кордиеритсодержащих гранитов, гранодиоритов и плагиогранитов						
Таракский массив, краевая зона (Южно-Енисейский кряж)						
	Гнейсограниты, гранодиориты гранат-биотитовые ± Корд.	21	1,8±0,3	14±1,0	3,0±0,3	9
	Плагиограниты гранат-биотитовые	15	18±0,2	9,5±1,2	27±0,4	5,5
	Те же гранитоиды с порфиробластами микроклина	36	1,8±0,3	32±3,8	4,1±0,3	12
Ассоциация порфировидных гранитов, гнейсогранитов, плагиогранитов и субщелочных лейкогранитов						
Таракский (Южно-Енисейский кряж)	Граниты биотитовые	66	2,7±0,3	29±2,4	3,9±0,3	7,5
	Граниты биотитовые порфировидные субщелочные	15	4,3±0,9	60±0,2	4,3±4	14
	Лейкограниты	15	4,2±0,2	24±1,8	4,1±0,2	5,5
Массивы Присаянья						
Нерсинский	Гнейсограниты порфировидные	9	4,8±0,5	41±1,5	4,4±0,2	9
	Лейкограниты субщелочные	10	6,4±2,0	32±4,0	4,6±0,4	5
Удинский	Граниты	15	2,5±0,3	14±0,4	4,6±0,3	6
	Граносиениты, кварцевые сиениты	10	3,5±0,3	24±0,7	5,4±0,3	7
Агаповский	Гнейсограниты порфировидные субщелочные	9	4,0±0,6	26±4,0	4,9±0,25	7
	Граниты аплитовидные	8	3,2±1,0	9,5±3	4,5±0,1	3
Малиновский	Гнейсограниты биотитовые, порфировидные	7	2,4–4,0	25–31	4,3–4,8	10
	Лейкограниты субщелочные	8	6,5±1,5	27±5	5,1±0,3	5
Туманшетский	Тоналиты, кварцевые диориты	12	0,7±0,1	4,3±1,0	1,9±0,1	6
Грядинский	Плагиограниты	10	0,7±0,1	6,8±2,0	2,3±0,6	10
Массивы Прибайкалья						
Шумихинский	Граниты ортитоносные	2	6,9–7,2	40–45	3,6–4,2	6
	Граниты биотит-амфиболовые	5	3,4±1,8	17±5	3,4±0,2	5
	Плагиограниты	3	0,4–0,7	7,5–12,3	1,3–1,4	18
Приморский	Граниты порфировидные	8	2,4±0,6	25,4±5	3,5±1	13
Ассоциация биотитовых и двуслюдяных гранитов, лейкогранитов и редкометалльных пегматитов (Присаянье)						
Слюдянский	Граниты, биотитовые лейкограниты	18	4,5±0,7	22±1,3	4,1±0,2	5,5
Павловский	Граниты порфировидные биотитовые (± рог. об.)	10	3,5±0,7	24±1,3	3,9±0,5	7
	Граниты, лейкограниты, гранит-порфиры	14	3,3±0,5	12,4±1,8	4,3±0,3	4
	Плагиограниты биотит-роговообманковые, диориты	12	2,5±0,4	10±1,9	1,7±0,4	4
Большереченский	Граниты биотитовые и двуслюдяные	20	4,5±0,7	31±4,0	3,7±0,3	7
	Граниты, лейкограниты мусковит-турмалиновые	7	3,3±0,2	6,6±0,4	3,5±0,2	2
	Плагиограниты	2	2,7	4,3	1,3	1,6
Переберенский	Граниты биотитовые порфировидные	7	2,7±0,5	23±2,0	3,7±0,2	6
Мальхонский	Граниты и лейкограниты двуслюдяные	10	2,5±0,4	9,2±0,6	4,1±0,2	7

ем этого мощного процесса гранитообразования явилась дальнейшая сиализация коры, усиление степени ее геохимической дифференцированности – зрелости.

Протяженный пояс раннепротерозойских гранитоидов маркирует выступы фундамента Сибирского кратона вдоль современной юго-западной и южной окраины, прослеживаясь в структурах Енисейского кряжа, Присаянья, Прибайкалья и Алдано-Станового щита. Формирование пояса знаменовалось первым, наиболее мощным в истории данного сегмента Земли, проявлением натрий-калиевого гранитоидного магматизма и происходило в возрастном интервале 1,9–1,75 млрд лет. Гранитообразование обусловлено аккреционно-коллизионными и, как установлено в последнее время, последующими внутриплитными процессами.

Одним из самых крупных среди раннепротерозойских гранитоидных плутонов на юго-западе Сибирского кратона является Таракский массив, расположенный в ЮВ части Енисейского кряжа. Массив имеет сложное строение, обусловленное развитием трех ассоциаций гранитоидов, пространственно совмещенных в контурах одного плутона. Эти ассоциации занимают разную тектоническую позицию, различаются по петрогеохимическому составу и возрасту, а также геодинамическим условиям формирования.

Первая ассоциация распространена в западной кра-

Таблица 2. *Радиоактивные элементы в раннепротерозойских внутриплитных гранитоидах (1,75 млрд лет)*

Массив, порода	n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
Ассоциация натрий-калиевых субщелочных гранитов					
Телькунский (Южно-Енисейский кряж)					
Граниты биотитовые, порфировидные, субщелочные	10	6,2±1,2	90±5	5,1±0,3	16
Пегматиты ториеносные, редкометалльные	3	27	227	3,9	8,4
Кварц-полевошпатовые жильные породы, редкометалльные	10	4,7±1,0	95±9	6,3±0,7	21
Подпорогский (Присаянье)					
Граниты биотитовые, порфировидные, субщелочные, с флюоритом	10	4,7±1,3	67±15	5,3±0,2	5
Граниты и гранодиориты биотитовые гнейсовидные, граниты двуслюдяные ± Гр, субщелочные	53	2,8±0,2	41±3,0	4,6±0,4	16

евой зоне массива шириной в 3–4 км. Представлена она гнейсовидными гранат- и кордиеритсодержащими низкощелочными гранитами и плагиогранитами, нередко связанными постепенными переходами с вмещающими породами внешней экзоконтактовой зоны. Гранитоиды явно автохтонные, S-типа, являются самыми ранними – синколлизионными, близкими по времени формирования к региональному метаморфизму (~1,9 млрд лет). Петрохимический их состав соответствует низкожелезистым пералюминиевым разностям со слабо фракционированным спектром редкоземельных элементов (РЗЭ). Содержание радиоактивных (табл. 1), щелочноземельных (Ba, Sr) и ряда редких (La, Ce, Nd, Sm, Eu, Zr, Y) элементов отвечает диапазону концентраций во вмещающих гнейсах. Следовательно, для этих автохтонных гранитоидов, становление которых происходило по существу на уровне зарождения расплава, отчетливо прослеживается унаследованность ими редкоэлементного состава субстрата – мигматизированных гнейсов и гранулитов.

Вторая ассоциация гранитоидов слагает основную часть массива и представлена массивными равномернозернистыми и порфировидными биотитовыми гранитами и лейкогранитами главной фазы плутона с U-Pb возрастом циркона 1837±3 млн лет [5]. По ряду геолого-структурных признаков эти граниты являются явно посттектоническими (позднеколлизионными). Жилы и линзы таких гранитов и лейкогранитов пересекают мигматизированные гнейсы и гнейсовидные гранитоиды краевой и экзоконтактовой зоны. Становление гранитов второй ассоциации произошло на 60 млн лет позднее формирования мигматитов и синколлизионных гранитоидов. Граниты средне- крупнозернистые, нередко с крупными (до 1,5х3 см) таблитчатыми выделениями микроклина. В составе акцессорных минералов: циркон, монацит, апатит, гранат, ильменит, флюорит, а также самородное железо [1], присутствие которого наряду с особенностями состава газово-жидких включений (наличие N_2, CH_4, H_2, C_2H_2, CO_2) в гранитах свидетельствует о восстановительных условиях минералообразования. Данные гранитоиды отличает повышенная (0,75–0,9) железистость, нормальный, реже субщелочной с преобладанием калия над натрием (K_2O/Na_2O=1,2–2,8) состав, метаалюминиевый или пералюминиевый характер. В сравнении с гранитоидами первой ассоциации они заметно (до 1,5–2 раз) обогащены K, U, Th (табл. 1), РЗЭ (La = 60–80 г/т; Sm = 8–12 г/т), Zr (180–220 г/т), Hf, а в спектре РЗЭ более резко выражена отрицательная аномалия Eu (Eu/Eu* = 0,2–0,4). Петрогеохимические признаки свидетельствуют о принадлежности гранитов к А-типу.

Третья ассоциация в наиболее типичном виде представлена в северной части Таракского массива (верховья рек Шилка, Телькун), где развиты розовато-серые порфировидные биотитовые граниты с крупными (до 2х5 см) таблитчатыми выделениями калиевого полевого шпата. Эти граниты отличаются высокой радиоактивностью, обусловленной повышенным содержанием K, U и особенно Th, содержащегося в монаците. В минеральном составе данных гранитов (р.р. Телькун, Веснина) резко преобладает калиевый полевой шпат (35–40%) – микропертит, обычно без ясно видимой микроклиновой решетки. Характерно повышенное содержание акцессорных минералов – циркона, апатита, ильменита, флюорита, граната и особенно монацита, представленного сравнительно крупными (до 0,3 мм) округлыми зернами, включенными в плагиоклаз, биотит. В верховьях р.Шилка в ассоциации с этими гранитами отмечены двуслюдяные редкометалльные пегматиты и кварц-полевошпатовые метасоматиты, образующие в гранитах линзы и жилообразные тела. Среди пегматитов развиты альбитизированные разности с повышенным содержанием монацита, циркона, ураноторита, флюорита и касситерита. Данные граниты высокожелезистые (0,86–0,9), преимущественно субщелочные (Na_2O+K_2O = 7,9–8,6%), калиевые (K_2O/Na_2O = 2,2–3,0). Они существенно обогащены радиоактивными и редкими элементами (в г/т): U – до 13; Th – до 140 (табл. 2); Rb = 290–370; Zr = 460–740; Hf = 10–17; La = 80–150; Ce = 120–320; Sm = 14–4; Yb = 3–7; Y = 25–80, а также F (0,3–0,4%) и P (P_2O_5 = 0,26–0,36%). В сравнении с низкощелочными гранитами краевой зоны содержание U и Th в них в 3,5–5,5, Rb, Zr, Hf, легких РЗЭ – 2–3,5 и F в 10 раз выше. Для них характерны высокие Th/U (12–17), (La/Yb)n (12–25), Rb/Sr (3,5–7,5) отношения и резко отрицательная Eu аномалия (Eu/Eu* = 0,12–0,25). На мультиэлементных спектрах гранитов отчетливо проявлены минимумы по Ba, Ta, Sr, и Ti. Все эти черты являются характерными для анорогенных гранитов А-типа. U-Pb возраст этих ториеносных гранитоидов, определенный по циркону и монаци-

ту, совпадает и составляет 1746±5 млн лет. Следовательно, формирование их произошло почти на 100 млн лет позже позднеколлизионных, что является одним из важных критериев различия внутриплитного этапа от коллизионного. Редкоэлементный состав и результаты Sm-Nd изотопных исследований показали, что данные граниты, также как и коллизионные, были образованы преимущественно из коровых источников с позднеархейским модельным возрастом, согласно $T_{Nd}(DM–2st)$ = 2,5–2,6 млрд лет, ε_{Nd} = –2,8 и –4,5. Одним из главных источников гранитного расплава могли быть вмещающие гнейсы канского комплекса, обогащенные Th, РЗЭ, другими некогерентными элементами.

Формирование ториеносных калиевых гранитов коррелирует по возрасту с гиперстен-ортоклазовыми гранитами с U-Pb возрастом циркона 1734±4 млн лет [3], которые известны как аллохтонные чарнокиты (кузеевиты) [4] развитые в виде секущих тел и жил среди гранулитов канского комплекса. Эти гиперстен-ортоклазовые граниты, по существу одновозрастные с ториеносными калиевыми гранитами, резко обеднены U (≤0,2 г/т) и Th (0,5–0,7 г/т) [6]. Их можно рассматривать как корни глубинного гранитообразования этой эпохи со следами слабого перемещения гранитоидных выплавок, но интенсивного удаления U и Th. Продвижение расплава с концентрацией U, Th, других редких элементов могло происходить на более высокие уровни коры, где и осуществлялось становление ториеносных субщелочных гранитов выше рассмотренной третьей ассоциации. Это тем более вероятно, что разнофациальные гиперстен-ортоклазовые и ториеносные калиевые граниты размещены в разных блоках (пластинах), существенно различающихся по P-T параметрам метаморфизма гранулитов.

Весьма характерно, что становление субщелочных ториеносных гранитов по времени совпадает с аналогичными по составу внутриплитными калиевыми гранитами А-типа Подпорогского массива (1747,5±4,2 млн лет), расположенного в Присаянье [14]. Эти граниты тоже субщелочные и в сравнении с коллизионными гранитами существенно обогащены РАЭ и особенно Th (табл. 2). Внедрение их произошло после образования коллизионных гранитоидов тоналит-трондьемитовой серии (возраст

Таблица 3. *Радиоактивные элементы в раннепротерозойских гранитоидах щитов*

Щит, блок, порода	n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
Алданский щит					
Чаро-Олекминский					
Граниты (кодарские)	210	4	22	3,8	6
Граниты (чародоканские)	15	2,5	18	3,6	8
Граниты радиогеохимически аномальные	490	4–18	40–80	4,2–4,6	4–10
Нимнырский, Чугинский					
Гнейсограниты	104	2,5	21	3,4	9
Граниты, лейкограниты	75	4	38	4,5	10
Сеймский, Холболокский					
Гнейсограниты	47	1,5	12	3,1	9
Граниты, лейкограниты	15	3,0	35	4,1	12
Суннагинский, Сутамский					
Гнейсограниты	10	3	19	3,5	7
Учуро-Гонамский, Тырканский					
Гнейсограниты	10	3,4	34	4,3	12
Лейкограниты	16	1,5	16	4,1	11
Батомгский					
Граниты, лейкограниты	58	2,6	23	4,6	9
Анабарский щит					
Гнейсограниты, мигматиты	120	3,0	15	4,3	6
Гранодиориты, граносиениты	150	4,4	26	–	7
Украинский щит					
Ассоциация микроклиновых гранитов					
Граниты Пержинской зоны	128	7,4	38	–	2,7
Сиениты, граносиениты этой же зоны	15	15	66	–	3,1
Габбро-анортозит-гранитовая ассоциация					
Граниты рапакиви Корсунь-Новомиргородского массива	360	3,5	15,0	–	4,3
Габбро-диорит-гранитовая ассоциация					
Граниты Клессовско-Рокитнянского района	132	2,5	13	–	–
Ассоциация микроклиновых аплит-пегматитоидных гранитов					
Граниты аплитовидные, пегматоидные центральной части щита	670	3,2	16	–	6
Ассоциация плагиоклаз-микроклиновых гранитов					
Кировоградский массив	260	4,4	30	–	7
Вознесенский массив	48	3,2	31	–	10
Новоукраинский массив	540	2,2	24	–	11
Красногорский массив	54	5,2	44	–	–
Курско-Воронежский массив					
Гранит-аляскитовая ассоциация					
Лейкограниты, аляскиты	21	17	21	4,0	1,5
Граниты	14	2,3	15	3,9	6,5
Мигматит-гранитовая ассоциация					
Пегматоидные граниты	4	13	17	2,2	1,4
Лейкограниты	3	1,5	21	3,5	14
Гнейсограниты	23	3,2	18	4,1	5,7

Таблица 4. *Радиоактивные элементы в позднепротерозойских гранитоидах Енисейского кряжа*

Гранитогнейсовые купола, массивы	n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
1	2	3	4	5	6
Синколлизионные гранитоиды (тейский комплекс, 1,0–0,95 млрд лет)					
Гранитогнейсовые купола					
Центральный блок Заангарья					
Западная зона					
Купола					
Верхнегаревский	17	2,8	17,0	3,0	6
Тисско-Гаревский	102	3,7	28,2	4,27	8
Приенисейский	24	2,6	20,4	4,34	7
Вятский	32	3,5	23,1	5,25	6,5
Приангарский	16	5,9	37,5	3,35	6
Абалаковский	41	3,9	30,5	4,81	8
Восточная зона					
Тейский	300	3,8	33,4	4,39	9
Гнейсограниты:					
Первого этапа	150	4	25	3,5	
Второго этапа	160	5,5	43	4,7	
Верхнеисаковский	24	3,8	22,0	3,34	3,5
Верхнечапинский	14	3,2	28,0	4,21	9
Ангаро-Канский блок					
Пискуновский	25	2,1	26,4	4,69	13
Ягодинский	12	2,3	15,0	3,98	8
Посольненский	65	2,9	30,4	4,0	10
Позднеколлизионные гранитоиды (880–860 млн лет)					
Каламинский комплекс					
Массивы					
Каламинский	81	2,1	11,9	3,03	6
Нойбинские	42	1,6	11,3	2,93	7
Среднетырандинский	5	3	23	2,9	8
Рязановский	46	4,5	28,7	3,64	7
Комплекс рапакивиподобных гранитов					
Троеусовский	17	2,3	18,7	4,52	8,5
Чернореченский	27	4,5	36,2	5,28	8
Гусянковский	14	4,6	42,6	4,28	10
Внутриплитные гранитоиды					
Аяхтинский комлпекс (750–760 млн лет)					
Массивы					
Чиримбинский	127	2,8	21,2	3,75	7
Аяхтинский	34	3,9	22,8	3,77	6
Глушихинский комплекс (720–750 млн лет)					
Лендахский	186	7,2	17,6	4,18	2,5
Глушихинский	14	8,5	29,8	5,13	4
Вятский	5	6,8	19,0	4,13	3
Верхнекиликейский	13	9,2	16,8	4,45	2
Гремихинский	74	7,3	16,6	4,19	3
Гаревский	73	7,8	46	4,7	6
Савинский	38	4,4	18,4	4,22	4,5
Осиновский	35	5,4	27,7	4,51	6
Куликовский	15	2,7	14,7	4,4	5
Рассохинский	13	3,8	25,4	4,66	6
Стрелковский	29	2,5	26,9	5,2	11
Кутукасский (гурахтинский) комплекс (690–700 млн лет)					
Хребтовый	31	6,3	59,0	4,81	10
Верхнеисаковский	19	6,3	53,6	4,64	12
Верхнесурнихинский	10	7,9	47,0	4,1	6
Нойбинские	36	5,3	48,6	4,4	9
Тырадинский	27	5,9	52,5	4,31	9
Ногатинский	15	4,2	48	3,9	13
Гурахтинский	15	4,4	27	4,1	6
Чистопольский	14	5,6	25,6	4,15	5
Рудиковский	21	4,5	34	4,4	4
Татарский комплекс (630–650 млн лет)					
Татарский	112	4,5	28	4	4
Хариузихинский	43	28	100	4	14

1860–1870 млн лет назад) и более широко представленных в структуре пояса натрий-калиевых гранитов.

В таблице 1 показано распределение РАЭ в целом ряде массивов коллизионных гранитоидов Присаянья и Прибайкалья. По составу они объединены в две ассоциации: 1) порфировидных гранитов, гнейсогранитов, плагиогранитов и субщелочных лейкогранитов и 2) биотитовых и двуслюдяных гранитов, лейкогранитов и редкометалльных пегматитов. В той и другой ассоциации развиты породы преимущественно двух (I и A) петролого-геохимических типов. Тоналиты, плагиограниты, диориты соответствуют I-типу. Они характеризуются низкой железистостью, повышенным содержанием CaO и Sr, фракционированным распределением РЗЭ ((La/Yb)n=11-42), пониженными концентрациями РАЭ. По изотопным данным их формирование связано с плавлением позднеархейского корового (тоналит-диорит-гнейсового) источника при вкладе от 25 до 70% ювенильного материала [13]. Доминирующие гранитоиды A-типа обладают повышенной железистостью, высокими концентрациями высокозарядных элементов, Th, РЗЭ и отчетливым Eu-минимумом. Изотопный состав Nd гранитоидов свидетельствует об участии в магмообразовании древних (ранне- и позднеархейских) коровых источников и ювенильного мантийного материала от 0 до 50%.

Максимальные концентрации РАЭ, особенно Th, присущи субщелочным порфировидным гранитам А-типа, обычно формирующихся на заключительных этапах становления гнейсогранитных куполов. Они отличаются повышенным (до 10–14) Th/U. Минимальные содержания РАЭ присущи плагиогранитам и диоритам I-типа.

Ассоциация биотитовых и двуслюдяных гранитов, лейкогранитов и редкометалльных пегматитов слагает серию интрузивных плутонов (Слюдянский, Павловский и др.) в пределах Тагул-Бирюсинского горста, на большей части перекрытого позднерифейскими отложениями Присаянского прогиба. Для них характерны нормальные (4–7) Th/U, повышенные значения Rb, Cs, Pb, Li, Sn, Be.

Представление об уровне содержаний РАЭ в коллизионных гранитоидах разных блоков Алданского щита можно получить из анализа таблицы 3. Среди них есть весьма крупные плутоны – типа Кодарского, прорывающего нижнепротерозойские отложения удоканской серии, Чародоканского, размещенного среди плагиогнейсов тоналит-трондьемитовой серии и возможно относящемуся к позднеархейскому коллизионному этапу. В пределах этих массивов широко развиты ареалы радиогеохимически аномальных гранитоидов, обычно с повышенной щелочностью и содержанием U до 18–20 г/т, Th – до 80 г/т. Гранитоиды других массивов развиты преимущественно в коллизионных зонах по границам блоков. Поздние фазы, представленные лейкогранитами, обычно с повышенными содержаниями РАЭ.

Гранитоиды Анабарского щита размещены в коллизионных (разломных) зонах по границам гранулито-гнейсовых террейнов [11]. Здесь устанавливается отчетливый рост U и Th от автохтонных гнейсогранитов и мигматит-гранитов к интрузивным фазам гранодиоритов и граносиенитов (табл. 3).

На Украинском щите (табл. 3) наиболее обогащены ураном и торием раннепротерозойские коллизионные и внутриплитные микроклиновые граниты Пержинской зоны и Днепровского блока – Кировоградский, Новоукраинский, Вознесенский массивы [2]. Среди них распространены радиогеохимически аномальные граниты, вмещающие урановое оруденение.

Позднепротерозойские гранитоиды

Поздний протерозой (рифей) – один из крупнейших этапов развития Земли. С ним связано формирование эпикарельского чехла кратонов, деструкция и распад суперконтинента Пангеи-I и развитие энсиматических подвижных поясов. В раннем рифее на территории Северной Евразии происходит заложение внутриконтинентальных рифтогенных структур, а на периферии платформ образование авлакогенов и перикратонных прогибов.

На западе Сибирского кратона деструкция континентальной коры привела к заложению Преденисейского перикратонного прогиба (складчатая система Енисейского кряжа) и формированию осадочных последовательностей общей мощности от 10 до 14 км. В конце среднего – начале позднего рифея осадочные толщи в связи с гренвильской орогенией (1,0–0,95 млрд лет) были подвержены метаморфизму и гранитизации. В эту эпоху произошло формирование двух протяженных поясов синколлизионных гранитогнейсовых куполов и сопряженных ареалов регионально метаморфизованных пород низких давлений от зеленосланцевой до амфиболитовой фации. Связь этих процессов с гренвильской орогенией (960–1050 млн лет) подтверждена новыми $^{40}Ar/^{39}Ar$ изотопными данными амфиболов из внешнего ореола гранитогнейсовых куполов. Гранитогнейсовые купола данной эпохи общей площадью до 2000 км^2 (Тейский купол) представлены серыми порфиробластическими микроклиновыми гнейсами и гранитогнейсами и подчиненными натрий-калиевыми и существенно натриевыми гнейсогранитами. Они сопровождаются многочисленными роями пегматитовых жил зонального типа.

В позднеколлизионный этап формируются гранитоидные плутоны с четкими интрузивными контактами, сложенные плагиогранитами, гранодиоритами и низкощелочными калий-натровыми гранитами. К ним относятся Каламинский, Среднетырадинский и др. массивы (табл. 4). В эту же эпоху происходит реоморфизм и дальнейший рост гранитогнейсовых куполов, представленных ассоциацией розово-красных порфиробластических микроклиновых гнейсов, гранитогнейсов и существенно калиевых гнейсогранитов, реже слабо гнейсовидных лейкогранитов и пегматоидных гранитов. U-Pb возраст циркона вышеназванных гранитиоидных плутонов и гнейсогранитных куполов второго этапа один и тот же и составляет 860-880 млн лет [10]. Если гранитоидные плутоны имеют явно магматическое происхождение, то для первого и второго этапов развития гранитогнейсовых куполов ведущим процессом является метасоматическая гранитизация в форме высокотемпературного кремнещелочного метасоматоза, переходящего в плавление. Преобразование вмещающих пород осуществлялось как за счет флюида, так и межгранулярного расплава, появление которого обеспечивало текучесть минерального вещества, рост куполов II порядка, сложенных гнейсогранитами. В ряду пород от порфиробластических гнейсов к гранитогнейсам и гнейсогранитам, т.е. с усилением метасоматической гранитизации и перерастанием ее в плавление, увеличивается содержание K и кремнезема, резко возрастает – U, Th, Rb, а также Zr, Sn, легких TR, уменьшается – Ti, Al, Ca, Mg, элементов группы железа [9].

В таблице 4 показаны усредненные значения РАЭ для гранитогнейсовых куполов преимущественно первого – синколлизионного этапа. В качестве примера для Тейского купола приведены содержания этих элементов в гранитоидах первого и второго этапов, откуда видно, что гнейсограниты второго этапа в 1,5–2 раза обогащены РАЭ. Позднеколлизионные палингенные гранитоиды преимущественно калий-натриевого типа отличаются заметно пониженными величинами РАЭ, примерно на уровне их содержаний в исходных раннепротерозойских терригенных толщах. Исключение представляет комплекс рапакивиподобных порфировидных натрий-калиевых гранитоидов с повышенной концентрацией U и Th.

В позднерифейскую постколлизионную эпоху формируется ряд рифтогенных прогибов и происходит внутриплитный магматизм [10]. Наиболее интенсивно внут-

риконтинентальный рифтогенный магматизм проявился в пределах зон влияния Ишимбинского и Татарского разломов. Результаты исследований позволяют в пределах этих зон выделить четыре эпохи формирования рифтогенных структур, сопровождающихся внутриплитным магматизмом на рубежах: 780, 750, 700 и ~670 млн лет. Продукты вулканизма этих эпох представлены плагиориолит-базальтовой (возраст 780 млн лет), риолит-базальтовой (750 млн лет), трахибазльт-трахитовой (700 млн лет) и щелочно-ультраосновной (щелочно-пикритовой) (670 млн лет) ассоциациями. Проявление вулканизма и сопутствующего интрузивного магматизма (дайки и штоки кварцевых порфиров, габбро-долеритов, щелочных сиенит-порфиров, камптонитов, щелочных пикритов и др.) происходило синхронно с накоплением терригенных отложений ряда серий. Вуканогенно-осадочные комплексы этих уровней формировались в узких приразломных прогибах-грабенах, носящих явные признаки рифтовых структур. В пределах обрамляющих поднятий, образованных метаморфическими толщами палео- и мезопротерозоя, одновременно с процессами рифтогенза и внутриплитного вулканизма происходило становление гранитоидных интрузий аяхтинского (760–750 млн лет), глушихинского (720–750 млн лет), кутукасского (690–700 млн лет), татарского 630–650 млн лет) комплексов. Гранитоиды представлены натрий-калиевыми гранитами, субщелочными гранитами и лейкогранитами, реже сиенитами. По геохимическим признакам они отвечают А-гранитам. Становление их происходило примерно через 120 и 170 млн лет после коллизионного события. Близость по возрасту ко времени рифтогенеза и внутриплитного вулканизма свидетельствует о связи этих гранитоидов с обстановками растяжения.

Содержания РАЭ во внутритплитных гранитоидах разных комплексов существенно различаются. Повышенные содержания U (6–10 г/т) и низкие (2–6) Th/U отношения характерны для лейкогранитов глушихинского комплекса, слагающих гипабиссальные интрузии [7]. Устанавливается устойчивое увеличение концентрации U, Sn, F (в 2–4 раза) и Li, Rb (до 1,5 раз) в вертикальном разрезе интрузивов от главной к прикровельной фации, что объясняется эманационной дифференциацией расплава. По геохимическим признакам эти граниты сопоставимы с типом плюмазитовых редкометалльных гранитов [12]. Выделяется два радиогеохимических типа гранитных массивов: низкоториевые (Th=15–20 г/т) и с повышенной ториеносностью (Th=25–30 до 40 г/т). Первые сосредоточены в Ангаро-Тисском прогибе с фемически-сиалическим типом коры, а вторые – в Приенисейском поднятии – сиалическом, геохимически дифференцированном блоке.

Интрузии субщелочных лейкогранитов кутукасского комплекса размещены среди раннепротерозойских метатерригенных толщ в северной части Центрального сиалического блока, который по геохимическим признакам аналогичен гранулито-гнейсовому Ангаро-Канскому, отличающемуся высокой ториеносностью. Субщелочные и щелочные калиевые лейкограниты данного комплекса характеризуются высоким (до 8–9%) содержанием щелочей, Th (40–60 г/т), повышенными (9–13) Th/U, а также F, Zr, Be, Sn, редких земель, особенно цериевой группы, наличием резкой отрицательной аномалии Eu [8]. Формирование этих гранитоидов происходило за счет интенсивно гранитизированного раннедокембрийского источника. Это подтверждается тем, что некоторые интрузии (Ногатинский, Индольский) завершают формирование гранитогнейсовых куполов с проявлением двухэтапной гранитизации.

Самые поздние, среди внутриплитных, граниты и субщелочные лейкограниты Татарского комплекса характеризуются повышенными фоном и ареолами U, Th, F, РЗЭ, Y, Nb, Ta, Zr, Be, Sn. Такая геохимическая специфика с проявлениями редкометалльной минерализации особенно присуща гранитоидам Хариузихинских массивов на севере Енисейского кряжа.

Таким образом, в пределах Енисейского кряжа в позднем рифее (~780–650 млн лет назад) неоднократно и весьма интенсивно проявился внутриплитный гранитоидный магматизм, отличающийся редкометалльной геохимической спецификой, высоким содержанием урана, а в субщелочных лейкогранитах кутукасского и татрского комплекса и тория. Предполагается, что неопротерозойский рифтогенез и внутриплитный магматизм связаны с проявлением плюмовой активности, обусловившей распад суперконтинента Родиния. Это согласуется со временем проявления рифтогенных и внутриплитных процессов в Присаянье, Олокитском грабене, Алданском щите и других континентальных блоках Родинии – Лаврентии, Южном Китае, Индии, Австралии [10] Эти литосферные блоки в конце мезо- и в неопротерозое могли быть связаны друг с другом, представляя отдельные части этого суперконтинента.

Заключение

Приведенные данные показывают, что ранне- и позднепротерозойские коллизионные орогены характеризуются массовым и неоднократным проявлением гранитоидного магматизма. В гранитогнейсовых куполах и гранитоидных плутонах сосредоточены колоссальные количества U и Th, которые являются источниками этих элементов в протерозойских и фанерозойских осадочных толщах и месторождениях разных генетических типов.

Формирование гранитоидов обусловлено рециклингом – внутрикоровым прогрессирующим плавлением гранулитовых и гранитогнейсовых толщ коры, сопровождающимся привносом K, U, Th, РЗЭ, Rb, Zr, Hf в процессе разрастания палингенного магматического очага и особенно при формировании внутриплитных гранитоидов и субщелочных лейкогранитов. Высокие концентрации в них РАЭ и редких элементов (РЭ) не могут быть объяснены увеличением степени плавления субстрата, а также кристаллизационным фракционированием расплава, которое должно приводить к относительному накоплению U, иттриевых редких земель и Y. Следует предполагать значительный привнос Th, РЗЭ и других редких элементов совместно с K глубинными флюидами. Существенным подтверждением этому является рост Th в гранитоидах при наложении микроклинового порфиробластеза (калиевого метасоматоза) на ранние фазы гранитоидов и резкое повышение РАЭ и РЭ в рифтогенных

и внутриплитных гранитоидах и ассоциирующих щелочных породах.

Концентрации урана и образованию месторождений предшествуют эпохи его перераспределения, перевода в подвижную форму в корах выветривания, при площадных гидротермально-метасоматических и других преобразованиях. Последующие тектоно-магматические или экзогенные процессы при соответствующих благоприятных физико-химических условиях могут приводить к формированию рудных концентраций. Так формируются уникальные месторождения урана типа несогласий, метасоматические в альбититах, инфильтрационные в роллах среди терригенных осадков и др. Протяженный (более 2500 км) пояс раннепротерозойских гранитоидов совместно с Акитканской зоной вулканоплутонизма в пределах юго-западной и южной окраины Сибирского кратона хранит в себе колоссальные запасы РАЭ и РЭ. Потенциальные возможности этих и других коллизионных орогенов по существу еще не раскрыты.

Работы выполнена при финансовой поддержке РФФИ, проекты №04-05-64301, 08-05-00521.

Литература

1. *Арбузов С.И., Новоселов С.В. Самородное железо в гранитах Таракского комплекса Южно-Енисейского кряжа // Зап. Всерос. минералог. общ-ва. – 1995. – Ч.CXXIV. №1. – С.75–78.*
2. *Белевцев Я.Н., Егоров Ю.П., Титов В.К., Сухинин А.Н. и др. Средние содержания урана и тория в главнейших типах пород Украинского щита // Геологический журн. – 1975. – Т.35, Вып.4. – С.96–117.*
3. *Бибикова Е.В., Грачева Т.В., Козаков И.К., Плоткина Ю.В. U-Pb возраст гиперстеновых гранитов (кузеевитов) Ангаро-Канского выступа (Енисейский кряж) // Геология и геофизика. – 2001. – Т.42, №5. – С.864–867.*
4. *Кузнецов Ю.А. Петрология докембрия Южно-Енисейского кряжа. – Новосибирск : Наука, 1988. – 220 с.*
5. *Ножкин А.Д. Изотопно-геохронологические исследования (U-Pb, Ar-Ar, Sm-Nd) субщелочных порфировидных гранитов Таракского массива Енисейского кряжа // Геология и геофизика. – 2003. – Т.44, №9. – С.879–889.*
6. *Ножкин А.Д., Туркина О.М. Геохимия гранулитов канского и шарыжалгайского комплексов. – Новосибирск : ОИГГМ СО РАН. – 1993. – 223 с.*
7. *Ножкин А.Д., Туркина О.М. Геохимия и оловоносность лейкогранитовой формации (Енисейский кряж) // Геохимия редких, редкоземельных и радиоактивных элементов в породо- и рудообразующих процессах. – Новосибирск : Наука, 1989. – С.37–67.*
8. *Ножкин А.Д., Туркина О.М., Бобров В.А. Геохимические типы и вопросы генезиса протерозойских гранитоидов на основе данных по фракционированию лантаноидов, урана и тория / / Геохимические ассоциации редких и радиоактивных элементов в рудных и магматических комплексах. – Новосибирск : Наука, 1991. – С.4–21.*
9. *Ножкин А.Д., Туркина О.М., Петров Ю.М., Малясова З.В. Геология и радиогеохимия Тейского гранитогнейсового купола // Уран и торий в магматическом и метаморфическом петрогенезисе. – Новосибирск : Наука, 1983. – С.5–66.*
10. *Ножкин А.Д., Туркина О.М., Баянова Т.Б. и др. Неопротерозойский рифтогенный и внутриплитный магматизм Енисейского кряжа как индикатор процессов распада Родинии // Геология и геофизика. – 2008. – Т.49, №7. – С.666–688.*
11. *Розен О.М., Федоровский В.С. Коллизионные гранитоиды и расслоение земной коры. – М. : Научный Мир, 2001. – 186 с.*
12. *Таусон Л.В. Геохимические типы и потенциальная рудоносность гранитоидов. – М. : Наука, 1977. – 280 с.*
13. *Туркина О.М., Ножкин А.Д., Баянова Т.Б. Источники и условия образования раннепротерозойских гранитоидов юго-западной окраины Сибирского кратона // Петрология. – 2006. – Т.14, №3. – С.282–303.*
14. *Туркина О.М., Бибикова Е.В., Ножкин А.Д. Этапы и геодинамические обстановки раннепротерозойского гранитообразования на юго-западной окраине Сибирского кратона // Докл. АН. – 2003. – Т.388, №6. – С.779–783*
15. *Хаин В.Е. Тектоника континентов и океанов. – М. : Научный мир, 2001. – 606 с.*

РАДИОГИДРОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ВОД ГЛУБОКИХ ГОРИЗОНТОВ ЮГО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ЗАПАДНО-СИБИРСКОГО МЕГАБАССЕЙНА

А.Ю. Озерский

ОАО "Красноярская горно-геологическая компания" (ОАО "Красноярскгеология"),
г. Красноярск, Россия, ozerski@krasgeo.ru

RADIOLOGICAL AND HYDROCHEMICAL FEATURES OF DEEP AQUIFERS GROUND WATERS WITHIN SOUTH WESTERN PART OF THE WESTERN SIBERIAN MEGABASIN

A.Yu. Ozerskiy

JSC "Krasnoyarskaya Mining Geological Company" (JSC "Krasnoyarskgeologia"), Krasnoyarsk, Russia

Abstract. *Results of hydrogeological investigations of deep jurassic aquifers indicate that alpha-particle activity exceed the Russian Maximum Contaminant Level (MCL) of drinking water. It has been shown that alpha-particle activities exceeded MCL in water samples from 70.6 percent of 17 samples. It has been concluded that source of alpha-particle activities is likely radon, while sources of beta-particle activities are radium-228 and potassium-40. A statistically significant correlation between alpha-particle activity and concentration of hydrogen ions indicates that alpha-particle activity has one more source, which remains uncertain.*

Введение

Геологические структуры Западно-Сибирского мегабассейна обычно связываются с огромными ресурсами углеводородного сырья, составляющими основу топливно-энергетического комплекса России. Но, вместе с тем, крайняя юго-восточная часть Западной Сибири одновременно также является северо-западным окончанием крупнейшего в мире Канско-Ачинского угольного

бассейна. Здесь, в осадочных юрских отложениях залегают мощные пласты бурого угля, являющиеся топливно-энергетическими ресурсами для будущих поколений. Общие геологические ресурсы углей в этой части бассейна достигают 100 млрд т [3].

В 1980-х гг. нами проводилось изучение гидрогеологических условий Канско-Ачинского бассейна в связи с государственной программой его ускоренного освоения и создания на его базе Канско-Ачинского топливно-энергетического комплекса (КАТЭКа). При анализе гидрогеологического разреза юрской угленосной формации мы обратили внимание на большую стратиграфическую мощность слоев юрских песчаников, их слабую литификацию, а также на высокие значения их открытой пористости. Эти признаки позволяли предполагать наличие крупных ресурсов подземных вод в подугольных горизонтах.

Горизонты юрских песчаников образованы фациями руслового аллювия, хорошо промытыми пресной речной водой еще при их образовании. Это свидетельствует о том, что подземные воды в пределах юрских отложений должны быть пресными до очень больших глубин. Постседиментационное формирование химического состава подземных вод в горизонтах песчаников происходило в типичных условиях атмогенного этапа инфильтрационного цикла [7], что также служит признаком низкой минерализации подземных вод и их пригодности для питьевых целей.

Наша гипотеза нашла первое подтверждение, когда стали известными гидрогеологические данные, полученные в 1980-х гг. специалистами ПГО "Гидроспецгеология" при проведении изысканий под новую площадку захоронения жидких радиоактивных отходов севернее Красноярска. Скважины, пробуренные "Гидроспецгеологией", показали, что пресные подземные воды распространены на всю мощность юрских осадочных пород. При этом химический состав подземных вод, вскрытых на глубинах 500–800 м, в основном удовлетворял питьевым нормативам, а производительность глубоких скважин позволяла использовать их для водоснабжения.

Основываясь на высказанных выше соображениях ОАО "Красноярскгеология" в 2000–2004 гг. провело поисково-оценочные работы на подземные воды для водоснабжения г. Ачинска, в результате которых в глубоких горизонтах было открыто Белоярское месторождение подземных вод, характеризующееся большими ресурсами подземных вод исключительно хорошего качества.

В 2005 году возник вопрос о резервном водоснабжении Красноярска, который снабжается водой из инфильтрационных водозаборов, расположенных на островах реки Енисей и являющихся незащищенными от загрязнения. Чрезвычайные события, произошедшие в этом году в районе Хабаровска [4], позволили считать данный негативный сценарий возможным и для красноярских водозаборов. В рамках реализации федеральной программы изучения недр в 2005–2006 гг. нами была проведена оценка существующих глубоких скважин в Сухобузимском районе Красноярского края, завершившаяся открытием Сухобузимского месторождения подземных вод. Однако, качество подземных вод глубоких горизонтов в этой структуре оказалось далеко не безупречным, причем во многих случаях проблемы качества воды были обусловлены радиохимическими факторами.

Методика исследований

Возможность резервного водоснабжения Красноярска в период чрезвычайной ситуации оценивалась в 2005–2006 гг. путем испытаний и гидрогеохимического опробования уже существующих глубоких гидрогеологических скважин, пробуренных в 1979–84 гг. к северу от г. Красноярска в рамках специальных гидрогеологических исследований площадки XXVII для захоронения жидких радиоактивных отходов. Всего было обследовано 30 глубоких скважин, в 12 из которых были проведены фильтрационные опыты. При проведении фильтрационных опытов и мониторинговых наблюдений из глубоких скважин было отобрано 40 проб воды на различные виды анализов, в том числе в 17 пробах были выполнены радиологические анализы на α- и β-активность, а в 4 пробах были выполнены радиохимические анали-

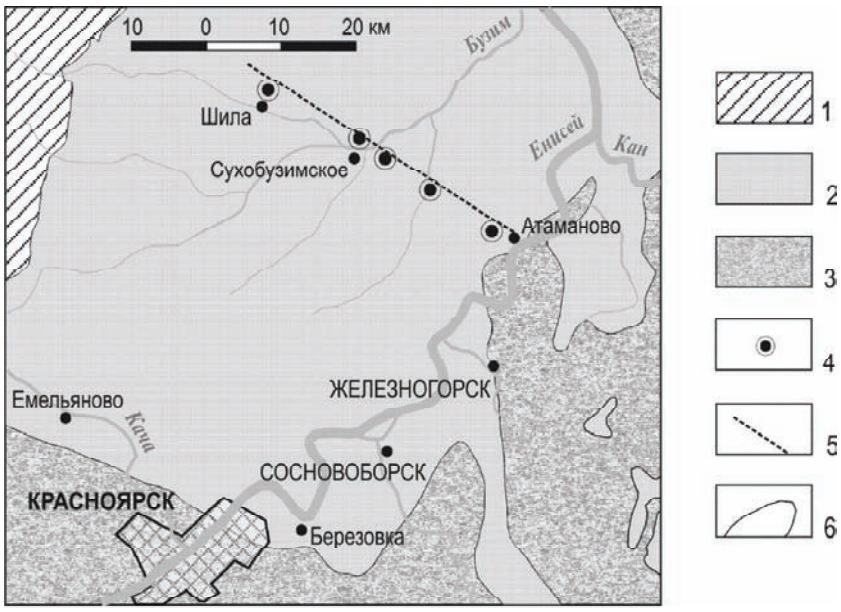


Рис. 1. *Обзорная гидрогеологическая схема. Условные обозначения: 1 – меловой водоносный комплекс; 2 – юрский водоносный комплекс; 3 – доюрские водоносные зоны трещиноватости; 4 – скважины, в которых изучались радиационные показатели; 5 – линия схематического гидрогеологического разреза; 6 – границы гидрогеологических подразделений*

зы на ^{137}Cs; ^{210}Pb; ^{210}Po; ^{226}Ra; ^{228}Ra; ^{90}Sr; ^{228}Th; ^{230}Th; ^{232}Th; ^{234}U; ^{238}U. Лабораторные радиологические анализы были выполнены в Центральной лаборатории ОАО "Красноярскгеология", а отбор проб на радон и радиохимические анализы проводились специалистами Испытательного лабораторного центра Федерального государственного учреждения здравоохранения "Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае". Наряду с радиационными анализами упомянутыми лабораториями также выполнялись химические и микробиологические анализы на большой комплекс компонентов, нормированных действующим СанПиН 2.1.4.1074-01 [6]. Обе использовавшиеся нами лаборатории аккредитованы Федеральным агентством по техническому регулированию и метрологии и выполняли анализы в соответствии с действующими методиками. Обработка радиохимических и гидрогеохимических данных выполнена с применением программного пакета компании StatSoft® STATISTICA 6.

Результаты и их обсуждение

Общая гидрогеологическая ситуация юго-восточной окраины Западно-Сибирского мегабассейна определяется преобладающим распространением юрского водоносного комплекса. На юге и востоке этот комплекс ограничивается более древними сильно литифицированными породами, а на северо-западе он погружается под меловые отложения (рис. 1). По вертикали юрский водоносный комплекс распространен от земной поверхности до складчатых метаморфических пород фундамента, вскрываемых на глубинах от 200–300 м на востоке до 700–800 м на западе. В вертикальном разрезе юрского водоносного комплекса выделяется несколько водоносных горизонтов слабых песчаников (рис. 2). Верхние горизонты не представляют практического интереса для хозяйственно-питьевого водоснабжения из-за высокой цветности воды и ее загрязнения компонентами природного генезиса.

Продуктивными для хозяйственно-питьевого водо-

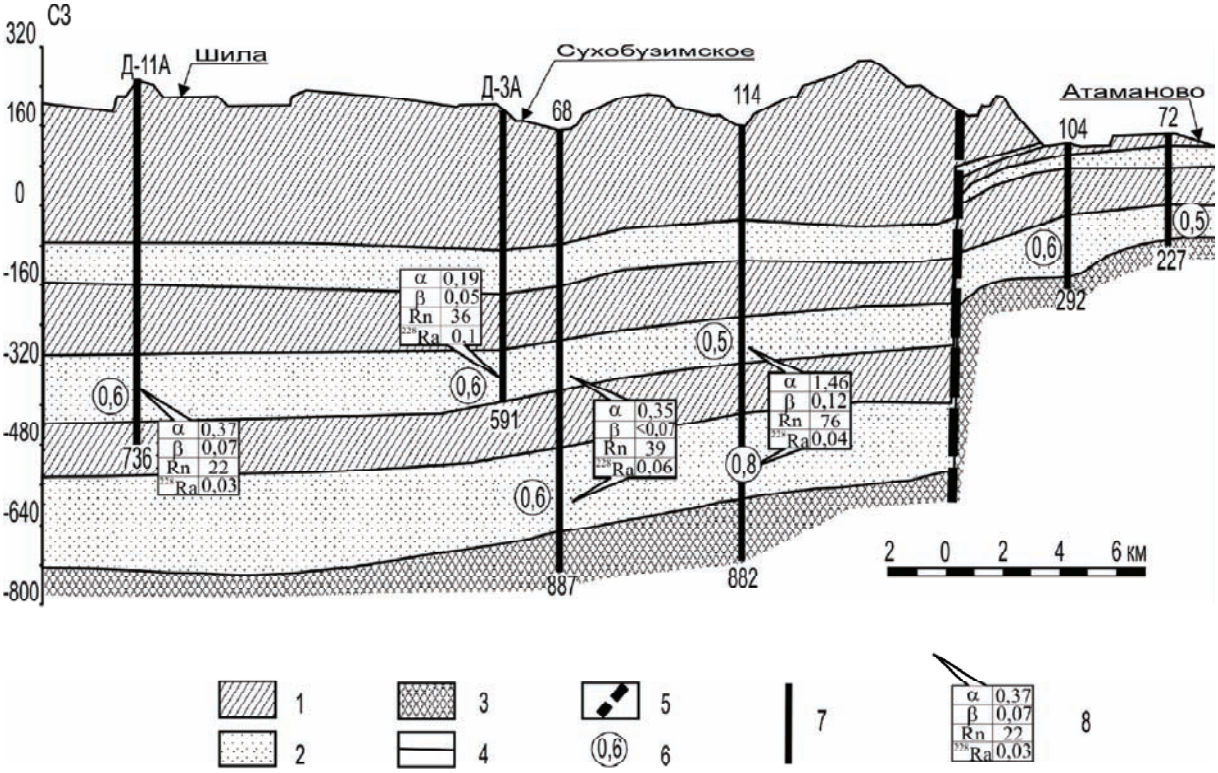


Рис. 2. Схематический гидрогеологический разрез. Условные *обозначения: 1 – юрские относительно водоупорные горизонты алевропелитов; 2 – юрские водоносные горизонты слабых песчаников; 3 – докембрийский фундамент; 4 –границы горизонтов; 5 – глубинный разлом; 6 – минерализация подземных вод, г/дм3; 7 – скважины, вверху – номер, внизу – глубина, м; 8 – радиологические сведения; сверху вниз: α-активность, Бк/л; β-активность, Бк/л; содержание радона, Бк/кг; активность 228Ra, Бк/кг.*

Таблица 1. *Средние гидродинамические параметры глубоких водоносных горизонтов*

Наименование – индекс горизонта	Глубина кровли горизонта, м	Статический уровень, м	Мощность горизонта, м	Водопроводимость, м^2/сут	Пьезопроводность, м^2/сут	Минерализация, г/дм^3
Второй – J_2it_1 (II)	412	35	85,6	29,8	$2{,}5\cdot10^5$	880
Первый – J_1mk (I)	525	28,2	129,5	39,8	$2{,}1\cdot10^5$	960

снабжения здесь являются два наиболее глубоких водоносных горизонта, нижний из которых приурочен к нижнеюрским базальным песчаникам, залегающим на породах фундамента. Верхний водоносный горизонт приурочен к песчаникам нижней части среднеюрских отложений. Горизонты разделены относительно водоупорным горизонтом нижнеюрских алевропелитов мощностью 100–120 м. По результатам работ ПГО "Гидроспецгеологии" за горизонтами исторически закрепились названия: "первый" (I) – для нижнего горизонта и "второй" (II) – для верхнего (рис. 2).

Оба продуктивных горизонта характеризуются относительно выдержанными мощностями, высокими величинами гидростатических напоров при относительно небольших значениях водопроводимости. Вместе с тем, значения пьезопроводности по величине соответствуют средним значениям данного показателя для напорных вод (табл. 1). По химическому составу подземные воды обоих горизонтов гидрокарбонатные натриевые ("содовые") [5], со средней величиной водородного показателя равной 8,5. Более высокими минерализацией и концентрациями нормируемых компонентов отличается вода "первого" горизонта.

Радиационная характеристика подземных вод была получена по 17 пробам α- и β-активности. Значимые уровни α-активности, превышающие чувствительность анализа, были выявлены в 14 пробах (встречаемость 82,4%), при этом в 12 пробах (70,6%) был превышен норматив (ПДУ) СанПиН [6]. В отличие от α-активности, значения β-активности ни в одной пробе не превысили норматива, а значимые уровни активности были зарегистрированы в 7 пробах (41,2%). Поэтому исследуемые подземные воды полностью соответствуют требованиям санитарных норм в отношении β-активности (табл. 2).

Высокие значения α-активности и значительная частота превышений над ПДУ потребовали проведения анализа содержания естественных и искусственных радионуклидов и оценки уровней их вмешательства. Из перечисленных выше радионуклидов в значимых и достоверных содержаниях были обнаружены Rn и ^{228}Ra (табл. 3). Активность остальных перечисленных выше радионуклидов оказалась ниже аналитической чувствительности.

Таким образом, вероятным источником α-активности является радон, а β-активность обеспечивается распадом ^{228}Ra. Некоторая часть β-излучения также создается распадом изотопа ^{40}K. Средняя концентрация иона калия в подземных водах равна 1,24 мг/дм^3, при этом 0,01% всей массы калия, или 1,24x10^{-4} мг/дм^3, представлена калием-40 [2]. Расчет показывает, что этой массовой концентрации калия-40 соответствует активность, равная 0,03 Бк/дм^3.

Радон – инертный радиоактивный газ, продукт распада радия. Допустимый уровень радона (60 Бк/кг) превышен только в одной скважине 114, вскрывшей "первый" водоносный горизонт, залегающий на кристаллических породах докембрия. Выше по разрезу, во "втором" горизонте содержания радона не превышают ПДУ, варьируя в пределах 22–39 Бк/кг.

Таблица 2. *Показатели распределения α- и β-активности в подземных водах, Бк/л*

Показатель	ПДУ	Среднее арифм.	Стандартное отклонение	Минимум	Максимум
α-активность	0,1	0,539	0,906	<0,01	3,759
β-активность	1,0	0,064	0,098	<0,02	0,3245

Таблица 3. *Показатели распределения радионуклидов, обнаруженных в подземных водах, Бк/кг*

Радионуклиды	ПДУ	Среднее арифм.	Стандартное отклонение	Минимум	Максимум
Rn	60	43	23	22	76
^{228}Ra	0,2	0,06	0,03	0,03	0,1

Таблица 4. *Коэффициенты корреляции радиологических и гидрохимических показателей (n=17; p<0,01; значимые коэффициенты корреляции отмечены *)*

Показатель	H^+	SO_4^{2-}
α-активность	0,65*	–0,23
β-активность	0,31	–0,60*

Поскольку в составе природного радона доминирует ^{222}Rn, можно сделать вывод о том, что α- и β-активность подземных вод имеют различное радиохимическое происхождение. Первая относится к радиоактивному семейству урана-238, а вторая – к радиоактивному семейству тория.

Несмотря на указанное генетическое различие α- и β-активность несомненно взаимосвязаны, что выражаются в высоком коэффициенте их парной корреляции, равном 0,77 (n=17; p<0,0005). Эта взаимосвязь может быть объяснена радиевой (щелочноземельной) ионной природой обоих излучений.

Генетические различия α- и β-активностей подземных вод подчеркивает корреляционный анализ между этими показателями и показателями химического состава подземных вод. Показатели радиоактивности не проявляют статистически значимой корреляции с большинством компонентов химического состава, включая Al, Ba, B, Cl, Cr, Cu, F, Fe, Hg, Pb, Si, Sr, Zn, а также нефтепродукты, нитраты, фосфаты, перманганатную окисляемость ($ХПК_{Mn}$), жесткость и минерализацию. При этом α-активность и β-активность проявляют корреляцию с различными гидрохимическими компонентами (табл. 4).

Альфа-активность проявляет положительную корреляцию с ионом водорода. Ярко выраженная связь с этим катионом может косвенно свидетельствовать о том, что основной α-излучатель в подземных водах также имеет катионную природу, а не является растворенным в воде

Таблица 5. *Результаты факторного анализа гидрохимических и радиологических показателей (значимые факторные нагрузки отмечены *)*

Показатели	Факторы		
	I	II	III
H^+ (10^{-pH})	0,81*	–0,08	0,01
Минерализация	0,72*	–0,08	–0,09
Жесткость	–0,06	–0,29	0,00
$ХПК_{Mn}$	–0,17	0,07	0,80*
Al	–0,15	0,86*	–0,12
Ba	–0,04	0,35	0,07
B	0,57	0,39	0,08
Fe	0,09	–0,22	0,71*
NO_3^-	–0,18	–0,73*	–0,48
Sr	0,08	0,13	–0,10
SO_4^{2-}	–0,06	–0,73*	–0,58
F^-	0,65	0,18	0,10
Cl^-	0,66	0,12	–0,05
Zn	–0,15	0,04	0,01
Si	0,34	0,75*	–0,06
PO_4^{3-}	–0,27	0,84*	–0,13
α-активность	0,77*	–0,03	0,43
β-активность	0,53	0,21	0,73*
Дисперсия, %	20	20	14

инертным газом. По-видимому, нам не удалось найти и идентифицировать этот изотоп.

Бета-активность характеризуется отрицательной корреляцией с анионом сульфата, что также говорит об ионном генезисе этого излучения. Отрицательный знак коэффициента корреляции показывает, что сульфаты, вероятно, сдерживают миграцию радия-228, так как растворимость сульфата радия очень низка (0,0021 г/л при 20 °С [1]).

Выводы, полученные из корреляционного анализа, хорошо дополняются результатами факторного анализа. В факторном анализе использовался метод главных компонент с варимаксным вращением корреляционной матрицы.

Альфа- и бета-активность обособились в различных факторах, порядок дисперсий которых соответствует порядкам активности и встречаемости этих показателей (табл. 5).

Альфа-активность в первом факторе объединена с концентрацией водородных ионов и с минерализацией. Последняя также еще раз говорит о том, что ведущий излучатель α-частиц вероятно находится в виде ионов в истинном растворе, а не в форме растворенного газа.

Бета-активность связана в третьем факторе с катионами железа и анионами органического вещества. Вероятно, органическое вещество способствует водной миграции ^{228}Ra наряду с Fe в виде комплексных ионов.

Полученные результаты говорят о том, что нам не удалось исчерпывающе полно раскрыть секреты радиоактивности подземных вод Сухобузимского месторождения и однозначно выявить все источники их ?-активности. Поэтому эту задачу мы считаем приоритетной при дальнейшем изучении и при детальной разведке этого водного объекта.

Литература

1. *Вдовенко В.М., Дубасов Ю.В. Аналитическая химия радия. – Л. Наука, 1973. – С.34–5.*
2. *Вредные химические вещества в окружающей среде. Радиоактивные вещества : справ.-энц. изд. / под ред. И.Я. Василенко и др. – СПб. : Профессионал, 2007. – 334 с.*
3. *Гаврилин К.В., Озерский А.Ю. Канско-Ачинский угольный бассейн. – М. : Недра, 1996. – С.121–139.*
4. *Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации, 22 ноября 2005 г. (18:32) [Электронный ресурс]: Интернет-сайт, режим доступа: http://www.mnr.gov.ru/part/?act=print&id=1290&pid=11#.*
5. *Озерский А.Ю. Гидрогеохимические условия глубоких горизонтов юго-восточной окраины Западно-Сибирского артезианского бассейна // Гидрогеохимия осадочных бассейнов : тр. Российской научной конф. / под ред. А.Э. Конторовича, В.И. Осипова и др. – Томск : НТЛ, 2007. – С.125–131.*
6. *СанПиН 2.1.4.1074-01. Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества. – М., 2001. – 100 с.*
7. *Шварцев С.Л. Геохимия и формирование состава подземных вод инфильтрационного цикла // Основы гидрогеологии. Гидрогеохимия. – Новосибирск : Наука, 1982. – С.148–180.*

МЕТАБОЛИЧЕСКИЕ МЕХАНИЗМЫ УСТОЙЧИВОСТИ МЕЛКИХ МЛЕКОПИТАЮЩИХ НА ТЕРРИТОРИИ ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКОГО РАДИОАКТИВНОГО СЛЕДА (ВУРС)

Н.А. Орехова[1], Л.Н. Расина[1,2]

[1]Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, orehova@ios.uran.ru
[2] Институт органического синтеза им. И.Я. Постовского УрО РАН, Екатеринбург, Россия, rasina@ios.uran.ru

THE METABOLIC MECHANISMES RADIORESISTANCE OF THE SMALL MAMMALS AT TERRITORY OF EAST URAL RADIOACTIVE TRACE (EURT)

N.A. Orehova[1], L.N. Rasina[1,2]

[1]Institute of Plant and Animals Ecology, Ural Department Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia
[2]Institute of Organic Syntesis, Ural Department Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *The metabolic mechanismes of the radioresistance are permit at Ellobius talpinus Pall living on the territory of the East Urals Radioactive Trace. The response of metabolic homeostasis by chronic radiation conditions characterized by heterogeneity of the level and direction changes and depend on accumulation ^{90}Sr in the bone tissue of mammals. The adaptation strategy of organism difference: stess-realising by more low-concentrations ^{90}Sr in the bone tissue, hypobiotic strategy – by more high-concentrations ^{90}Sr.*

Изучение механизмов устойчивости организма, популяции, видов к радионуклидному загрязнению среды обитания служит основой для решения фундаментальных проблем адаптации, радиоэкологического мониторинга, практических мер реабилитации окружающей среды и защиты здоровья человека. Объектом исследования является обыкновенная слепушонка (*Ellobius talpinus Pall*), отличающаяся от наземных, активно мигрирующих видов грызунов, подземно-колониальным образом жизни и ограниченной способностью к перемещению на большие расстояния [7]. Изолированные поселения на территории ВУРСа позволяют более четко, по сравнению с мигрирующими видами, выделить радиационный фактор длительного, на протяжении ряда поколений, давления среды обитания и изучать механизмы радиоадаптации как на организменном, так и на популяционном уровнях.

Стронций-90, относящийся к остеотропным радионуклидам [19, 20], является основным источником радиоактивного загрязнения территории ВУРСа [15] и как бета-излучатель обусловливает основную дозовую нагрузку на организм [1]. Метаболический гомеостаз, как состояние энергетических и пластических основ радиоустойчивости организма, у слепушонок территории ВУРСа не изучался. Исследования гемопоэза, иммунной системы не выявили патологических сдвигов у животных, а также признаков генетической нестабильности популяции в головной части ВУРСа с наиболее высоким уровнем радионуклидного загрязнения почвы, что авторы рассматривают как результат закрепления радиоадаптивных признаков на протяжении ряда поколений [5, 6, 13].

Цель данной работы – исследование метаболических механизмов устойчивости организма и популяции обыкновенной слепушонки к радиационному фактору.

Материал и методы

Исследования проведены на животных, отловленных в головной части ВУРСа с плотностью загрязнения почвы по ^{90}Sr 37 МБк/м^2 (1000 Ки/км^2) и на чистой территории (Кунашакский р-н, Челябинская обл.), принятой за контроль, с фоновой плотностью 7,4 кБк/м^2 (0,2 Ки/км^2).

Эксперименты проведены на самцах и самках, которые были откалиброваны по физиологическому возрасту, репродуктивному статусу, году отлова, времени содержания в виварии.

Изучали общепринятыми методами биохимические характеристики метаболических процессов по уровню:

Таблица 1. *Стандартные отклонения средних значений показателей метаболического гомеостаза обыкновенной слепушонки контрольной и радиационно-загрязненной (ВУРС) территорий*

Показатели	Ткани	Значение стандартного отклонения	
		Контроль	ВУРС
		(n=15)	(n=18)
Концентрация общих липидов	Печень	2,76	**9,38**
	Плазма крови	70	**118**
Содержание гликогена	Печень	0,98	1,53
Концентрация МДА	Печень	3,81	**14,60**
	Миокард	5,31	**14,20**
Концентрация общего белка	Печень	29,4	**58,8**
	Плазма крови	0,10	**0,26**
	Головной мозг	10,6	**23,6**
	Селезенка	20,0	**66,7**
Активность каталазы	Эритроциты	150	**409**
Содержание метгемоглобина		0,09	**0,54**
Содержание гемоглобина		0,38	**2,39**

Примечание: жирным шрифтом выделены статистически значимые различия с контролем ($p<0,05$).

– углеводного обмена путем определения содержания гликогена печени [2];
– липидного обмена, учитывая концентрацию общих липидов [9] и вторичных продуктов их перекисного окисления (ПОЛ) – малонового диальдегида (МДА) [17], в печени, миокарде и плазме периферической крови;
– белкового обмена, определяя концентрацию общего белка [2] в печени, головном мозге, селезенке и плазме крови;
– кислородного обеспечения функциональной активности тканей, учитывая в эритроцитах содержание гемоглобина и метгемоглобина [2], активность каталазы[10].

Статистическая обработка данных проведена с использованием пакетов прикладных программ STATISTICA и STATGRAPHICS.

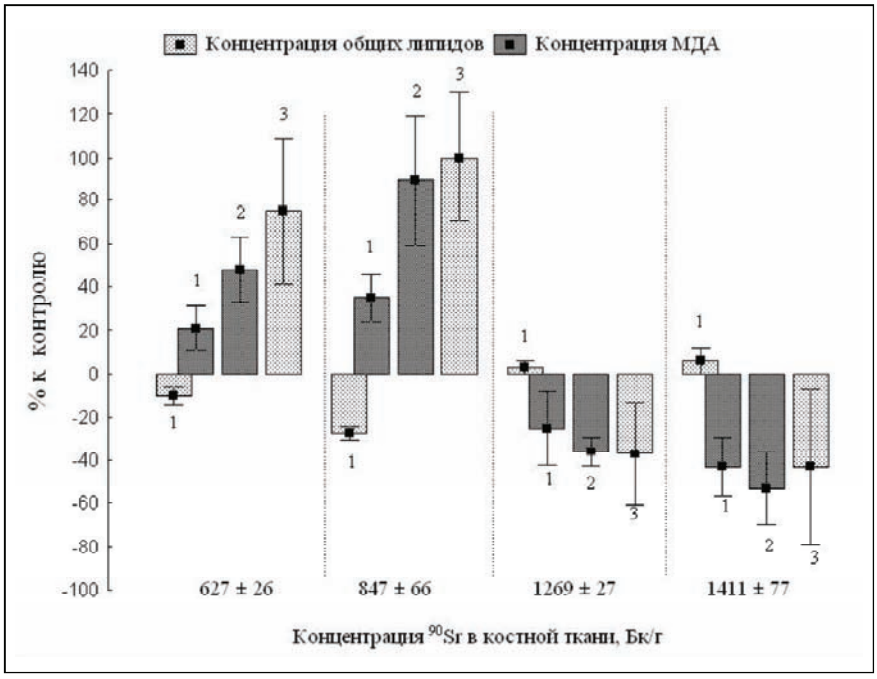


Рис.1. *Изменение показателей липидного обмена в организме обыкновенной слепушонки региона ВУРСа; 1 – печень, 2 – миокард, 3 – плазма крови. Приведены средние значения и их 95%-ные доверительные интервалы*

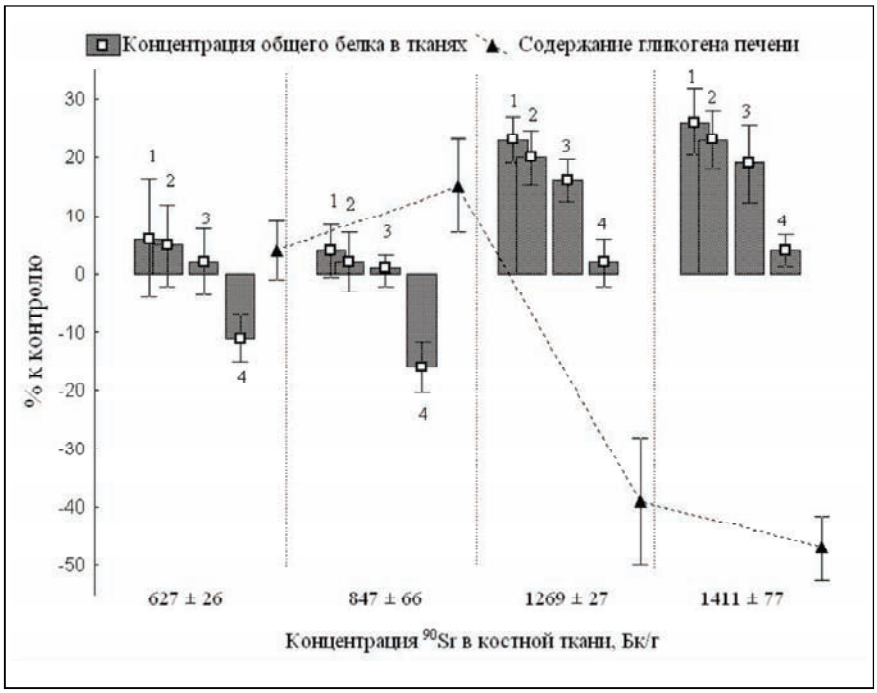


Рис. 2. *Изменение содержания гликогена печени и концентрации общего белка в тканях печени (1), головного мозга (2), плазмы периферической крови (3), селезенки (4) обыкновенной слепушонки региона ВУРСа. Приведены средние значения и их 95%-ные доверительные интервалы*

Результаты и обсуждение

Ответная реакция метаболического гомеостаза на длительное обитание в радиационной среде ВУРСа характеризуется гетерогенностью уровня и направленности изменений, что установлено по увеличению, относительно контроля, стандартных отклонений средних значений большинства показателей (табл. 1).

Гетерогенность ответной метаболической реакции коррелирует с уровнем накопления радионуклида в костной ткани животных. Концентрация ^{90}Sr была определена В.И. Стариченко на тех же особях, представлена существенно различающимися средними значениями в соответствии с посемейной организацией поселений и отчасти взаимосвязана, по мнению автора, с неоднородностью загрязнения почвы [18].

Взаимосвязь изменений метаболических процессов с уровнем накопления радионуклида в нашей работе рассмотрена в диапазоне концентраций ^{90}Sr от 627 до 1411 Бк/г и представлена для четырех групп животных – 627±26, 847±66, 1269±27, 1411±77 Бк/г.

Таблица 2. *Биохимические характеристики кислород-транспортной функции эритроцитов периферической крови обыкновенной слепушонки контрольной и радиационно-загрязненной (ВУРС) территорий*

Показатели, ед. измерения	Контроль (n=15)	ВУРС			
		Концентрация ^{90}Sr в костной ткани, Бк/г			
		627±26 (n=6)	847±66 (n=4)	1269±27 (n=4)	1411±77 (n= 4)
Активность каталазы, мкКат/мг гемоглобина	725±83	**1081±64**	**1482±141**	**545±127**	**478±104**
Содержание метгемоглобина, 10^{-12} г/эритроцит	0,43±0,08	**0,34±0,03**	**0,14±0,06**	**0,95±0,36**	**1,48±0,16**
Содержание гемоглобина, 10^{-12} г/эритроцит	16,1±0,24	**18,8±0,60**	**22,2±1,02**	16,4±1,20	16,5±1,62

Примечание: приведены средние значения и их 95%-ные доверительные интервалы; жирным шрифтом выделены статистически значимые различия с контролем $p<0,05$.

Липидный обмен, в зависимости от уровня накопления радионуклида, характеризуется двумя типами ответной реакции: при концентрации ^{90}Sr от 627 до 847 Бк/г установлено повышение вклада липидов в окислительный метаболизм, при концентрации ^{90}Sr от 1269 до 1411 Бк/г – ограничение участия липидов в окислительных процессах. Первый тип отличается повышением уровня общих липидов в плазме крови и снижением их в печени на фоне роста концентрации МДА, второй тип ответной реакции имеет противоположную направленность изменений (рис. 1). В результате, при более низких концентрациях радионуклида изменения липидного обмена направлены на рост субстратной основы энергообразующих процессов в тканях, что взаимообусловлено активацией секреторной функции печени, транспортной – плазмы крови, сократительной – миокарда; при более высоких концентрациях – на снижение потребности в липидных источниках энергии, взаимосвязанной с ограничением функциональной активности тканей.

Основополагающим механизмом для функциональной активации является окислительный синтез АТФ, зависящий от кислородного обеспечения. Кислородное обеспечение тканей также изменяется в соответствии с концентрацией радионуклида в костной ткани: от 627 до 847 Бк/г наблюдается его повышение как результат увеличения в эритроцитах уровня гемоглобина и активности каталазы, снижения метгемоглобина (табл. 2); от 1269 до 1411 Бк/г – напротив, его снижение в результате повышения метгемоглобина и снижения активности каталазы как показателей более низкого, чем в контроле, парциального давления кислорода в эритроцитах и ограничения интенсивности оксигенации гемоглобина [3,11]. В результате, в интервале более низких концентраций ^{90}Sr создается более высокий, относительно контроля, уровень аэробного окислительного метаболизма, обеспечивающий функциональную активацию тканей и органов; в интервале более высоких – более низкий уровень, ведущий к снижению функциональной активности.

Пластическое обеспечение функциональной активности тканей определяется уровнем биосинтеза белка, зависящего от гликолитических процессов как источника промежуточных продуктов для синтеза структурных и ферментных белков [8,14]. Субстратом гликолитических процессов в функционирующих тканях и органах является гликоген печени, служащий углеводным резервом в организме [4].

Взаимозависимые изменения концентрации общего белка в тканях и содержания гликогена печени характеризуют недостаточность биосинтетических процессов в тканях в более низком диапазоне концентраций ^{90}Sr вследствие ограниченного вклада углеводных резервов в окислительный метаболизм, и рост биосинтетических процессов в тканях на фоне усиления расхода углеводных резервов при более высоких концентрациях радионуклида (рис. 2).

В целом, ответная реакция организма на длительное, на протяжении ряда поколений, радионуклидное воздействие в настоящий период может характеризовать:

- стресс-реализующую стратегию адаптации в интервале более низких концентраций ^{90}Sr в костной ткани животных (627–847 Бк\г), направленную на повышение уровня аэробного окислительного метаболизма с преимущественным вкладом липидов в энергетический гомеостаз, как источника функциональной активации;
- гипобиотическую стратегию в интервале более высоких концентраций ^{90}Sr (1269–1411 Бк/г), основанную на понижении уровня аэробного окислительного метаболизма и вклада липидов в энергопродукцию, с преимущественной активацией анаэробного “гликолитического” пути окисления, как источника субстрата биосинтетических процессов [12, 14, 16].

Стресс-реализующая стратегия адаптации, с ее направленностью на увеличение энергообеспечения функциональной активности клеток и тканей и недостаточностью уровня биосинтетических процессов позволяет рассматривать ее как основу истощения функциональных резервов и преждевременного старения организма. Гипобиотическая стратегия адаптации с направленностью на увеличение уровня биосинтетических процессов, напротив, обеспечивает рост функциональных резервов в организме, способствующих поддержанию стабильности гомеостаза.

Гипобиотическая стратегия адаптации организма в результате большей продолжительности жизни особей при меньшей их функциональной активности формирует радиорезистентность популяции как устойчивость к техногенному фактору, при этом снижается устойчивость популяции к природным факторам среды, как результат использования филогенетически более древних,

в эволюционном плане менее прогрессивных, путей приспособления биоты.

Стресс-реализующая стратегия адаптации в результате меньшей продолжительности жизни вследствие чрезмерного функционирования организма формирует менее эффективную радиорезистентность популяции, но более устойчивую к природным факторам среды.

Сохранность в радиогенной популяции особей с различными стратегиями адаптации свидетельствует о проявления дизруптивной формы отбора, обеспечивающей жизнеспособность популяции к действию как антропогенных, так и естественных факторов среды.

Результаты являются базой для формирования адекватных средств и методов коррекции физиологического состояния организма человека в условиях техногенного и, прежде всего, радиационного воздействия с учетом различных стадий и уровней адаптации популяции.

Работа выполнена при поддержке Программы Президиума РАН “Фундаментальные науки – медицине”.

Авторы выражают благодарность сотрудникам института экологии растений и животных Григоркиной Е.Б., Захаровой Е.Ю., Любашевскому Н.М., Чибиряку М.В., сотруднику ФГУП ПО “Маяк” Тарасову О.В. за предоставленный полевой материал, Евдокимову Н.Г., Синевой Н.В. за отлов и определение возрастной, посемейной структуры обыкновенных слепушонок.

Литература

1. *Бетенков Н.Д., Ипатова Е.Г., Баушева О.П., Любашевский Н.М. // Проблемы экологии и охраны окружающей среды : тез. докл. науч.-практ. семинаров на междунар. выставке “Уралэкология-96”. – Екатеринбург, 1996. – С.193–194.*
2. *Биохимические методы исследования в клинике / под ред. А.А. Покровского. – М. : Медицина, 1969. – 651 с.*
3. *Блюменфельд Л.А. Гемоглобин и обратимое присоединение кислорода. – М. : Советская наука, 1957. – 139 с.*
4. *Гепатоцит. Функционально-метаболические свойства / под ред. Л.Д. Лукьяновой. – М. : Наука, 1985. – 267 с.*
5. *Гилева Э.А. Хромосомная изменчивость у грызунов с территории ВУРСа: межвидовые сравнения // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2002. – Т.42, №6. – С.665–668.*
6. *Григоркина Е.Б., Пашнина И.А. К проблеме радиоадаптации мелких млекопитающих (экологическая специализация вида, радиорезистнтность, гемопоэз, иммунитет) // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2007. – Т.47, №3. – С.371–378.*
8. *Евдокимов Н.Г. Популяционная экология обыкновенной слепушонки. – Екатеринбург : Изд-во ИЭРиЖ УрО РАН, 2001. – 144 с.*
9. *Евтодиенко Ю.В., Теплова В.В. Биологическое значение и механизмы реализации эффекта Кребти в быстро пролиферирующих клетках. Роль ионов Ca^{2+}// Биохимия. – 1996. – Т.61, №11. – С.1995– 2004.*
10. *Кейтс М. Техника липидологии. – М. : Мир, 1975. – 322 с.*
11. *Королюк М.А., Иванова Л.И., Майорова И.Г., Токарев В.Е. Метод определения активности каталазы // Лабораторное дело. – 1988. – №1. – С.16–19.*
12. *Крайнев С.И. О формах каталазы в эритроцитах человека // Биохимия. – 1970. – Т.35, №4. – С.662–669.*
13. *Кулинский В.И., Ольховский И.А. Две адаптационные стратегии в неблагоприятных условиях – резистентная и толерантная. Роль гормонов и рецепторов // Успехи современной биологии. – 1992. – Т.112, №5–6. – С.697–714.*
14. *Любашевский Н.М., Стариченко В.И., Гилева Э.А. и др. Новые материалы по популяционно-генетической радиоадаптации мелких млекопитающих на ВУРСе // Экологические проблемы горных территорий : мат. междунар. научной конф. – Екатеринбург : Академкнига, 2002. – С.244–249.*
15. *Меерсон Ф.З. Адаптация, стресс и профилактика. – М. : Наука, 1981. – 278 с.*
16. *Никепелов Б.В., Романов Г.Н., Булдаков Л.А. Радиационная авария на Южном Урале в 1957 г. // Атомная энергия. – 1989. – Т.67, Вып.2. – С.74–80.*
17. *Панин Л.Е. Биохимические механизмы стресса. – Новосибирск : Наука, 1983. – 216 с.*
18. *Современные методы исследования в биохимии / под ред. В.Н. Ореховича. – М. : Наука, 1964. – 371 с.*
19. *Стариченко В.И. Накопление 90Sr в костной ткани обыкновенной слепушонки, обитающей в головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Радиационная биология. Радиобиология. – 2004. – Т.44, №3. – С.346–350.*
20. *Трегубенко И.П., Семенов Д.И. Влияние комплексонов (производных аминокислот, этилендиаминтетрауксусной кислоты и тиомочевины) на поведение стронция, иттрия и церия в организме // Комплексоны (синтез, свойства, применение в биологии и медицине). – Свердловск : Урал. Филиал АН СССР, 1958. – С.96–102.*
21. *Фрадкин Г.Е. К вопросу о механизмах процессов накопления в организме и выделения из него радиоактивных изотопов щелочноземельных, редкоземельных и тяжелых элементов // Мед. радиология. – 1957. – Т.2, №2. – С.13–18.*

ХАРАКТЕРИСТИКИ ПРОЦЕССОВ ОБРАЗОВАНИЯ И АТМОСФЕРНОГО ПЕРЕНОСА РАДИОАКТИВНЫХ ПРОДУКТОВ ВЕТРОВОЙ ЭРОЗИИ ПОЧВ НА ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫМИ ВЫПАДЕНИЯМИ ТЕРРИТОРИЯХ

А.Ю. Осинцев[1], М.С. Панин[2]

[1]Институт радиационной безопасности и экологии
Национального ядерного центра РК, г. Курчатов, Республика Казахстан, ossintsev@nnc.kz;
[2]Семипалатинский государственный педагогический институт,
Семей, Республика Казахстан, pur@sgpi.kz

CHARACTERISTICS FOR FORMATION PROCESSES AND ATMOSPHERIC TRANSFER OF RADIOACTIVE PRODUCTS OF WIND SOIL EROSION AT THE CONTAMINATED AREAS WITH RADIOACTIVE FALLOUTS

A.Yu. Ossintsev[1], M.S. Panin[2]

[1]Institute of Radiation Safety and Ecology of the National Nuclear Center RK;
[2]Semey State Pedagogical Institute

Abstract. *This paper presents the characteristics of formation processes and atmospheric transfer of radioactive products of wind soil erosion at the contaminated areas with radioactive fallout. Analysis for resuspension models (secondary wind rising) at radioactive contamination of surface layer of soil, calculation on surface radionuclide concentration on the basis of resuspension factor, as well as a method for calculation of surface radionuclide concentration through content of soil dust in air is given. Presented information will assist to obtain the notion about possible inhalation uptake of artificial radionuclides in organisms of people living and managing economical activity at the regions located nearby from the nuclear test conducting areas.*

Интенсивность ветрового подъема долгоживущих радионуклидов с подстилающей поверхности (далее – интенсивность ветрового подъема) зависит от многих параметров, важнейшими из которых являются: уровень радиоактивного загрязнения поверхностного слоя почвы, физико-химические характеристики почвы, растительный покров, микрометеорологические параметры. К настоящему времени зависимость интенсивности ветрового подъема от перечисленных выше параметров изучена недостаточно. Анализ имеющейся научной литературы по данной проблеме позволяет отметить лишь некоторые выявленные особенности ветрового подъема радионуклидов, которые могут быть полезны при исследовании радиоактивного загрязнения приземной атмосферы в районе СИП и прилегающих областях.

Получены оценки вклада ветрового подъема ^{137}Cs в глобальное загрязнение атмосферы ^{137}Cs для зон пустынь и полупустынь Казахстана и Средней Азии, пахотных земель Казахстана и в среднем по СССР в течение 1963–1978 гг. [1]. При этом концентрация ^{137}Cs, поступающего в атмосферу за счет ветрового подъема (q_α), определялась через концентрацию ^{137}Cs в поверхностном слое почвы и весовую концентрацию поднятой в воздух пыли. Затем оценивалось отношение ветрового компонента концентрации ^{137}Cs в атмосфере к глобальной концентрации ^{137}Cs (q_α/q). Среднегодовая величина вклада ветрового подъема (q_α/q) в течение всего периода для полупустынь Средней Азии и Казахстана варьировала в пределах от 1 до 24%. В 1976 г. наблюдалось максимальное значение величины q_α/q – 24,4%. Полученные оценки [1] показали, что с учетом ошибок измерения величины глобальной концентрации ^{137}Cs в приземной атмосфере практическое значение эффект ветрового подъема радиоактивной пыли с подстилающей поверхности имеет только для зоны полупустынь. Анализ годового хода ветрового компонента концентрации ^{137}Cs показал [1], что максимальные значения q_α в зоне полупустынь наблюдаются в конце лета, минимальные – зимой, когда поверхность почвы бывает покрыта снегом и пылеобразование затруднено.

Получена эмпирическая зависимость интенсивности ветрового подъема радионуклидов α ($с^{-1}$) от шероховатости z_0 (см) подстилающей поверхности для типичных погодных условий при скорости ветра от 2 до 6 м/с на высоте 10 м [2]:

$$\alpha = 2{,}5 \times 10^{-9}/z_0^{1{,}4} \text{ при } z_0 \geq 0{,}4 \text{ см} \qquad (1)$$

Шероховатость z_0 в рассматриваемом случае является параметром, характеризующим степень развития травяного покрова.

Получены оценки суточных вариаций интенсивности ветрового подъема радионуклидов α ($с^{-1}$) при обычных погодных условиях, которые могут достигать четырех порядков с максимумом в 13 часов и минимумом ночью [3]. Показано, что суточные вариации а связаны с суточными изменениями устойчивости стратификации приземного слоя атмосферы.

Как показали исследования, проведенные в [1, 3], сезонные вариации интенсивности ветрового подъема α ($с^{-1}$) тоже могут достигать нескольких порядков и, в основном, обусловлены сезонными изменениями состояния подстилающей поверхности. Сезонные выпадения осадков в виде дождя и снега, а также развитие растительного покрова существенно снижают интенсивность пылеобразования.

Оценки [1, 3] показали, что вклад ветрового подъема в глобальное радиоактивное загрязнение атмосфе-

ры ^{137}Cs и ^{90}Sr в средней полосе бывшего СССР незначителен и не превышает нескольких процентов.

Модели ресуспензии (вторичного ветрового подъема) при радиоактивном загрязнении поверхностного слоя почвы

В рамках работы проведен обзор международного опыта моделирования ресуспензии радионуклидов при загрязнении поверхностного слоя почвы.

Ресуспензией называется вторичный переход радионуклидов из поверхностного слоя почвы в приземный воздух под действием ветра и антропогенных факторов. Основное уравнение, характеризующее изменение плотности загрязнения поверхностного слоя почвы за счет ресуспензии в приземный слой воздуха (Till, Meyer, 1983):

$$dC_S/dt = v_g C_a(t) - \alpha C_S \quad (2)$$

где C_s – плотность загрязнения поверхностного слоя почвы (Бк/м^2); t – время, с; C_a – концентрация радионуклида в воздухе за счет ресуспензии (Бк/м^3); v_g – скорость оседания радионуклида, м/с; α – коэффициент, или скорость ресуспензии; 1/с – параметр, характеризующий интенсивность перехода частиц почвенной пыли в воздух.

Метод расчета приземных концентраций радионуклида на основе фактора ресуспензии

Отношение между плотностью загрязнения поверхностного слоя почвы и концентрацией радионуклида в приземном слое воздуха:

$$C_a/C_S = K(t), \quad (3)$$

где K(t) – фактор ресуспензии (1/м). Фактор ресуспензии является динамической величиной (зависит от времени, прошедшего с момента загрязнения почвы), он максимален в начальный период загрязнения при наличии условий для пылеобразования, затем снижается за счет фиксации и заглубления радионуклидов в почве.

К настоящему времени разработано несколько эмпирических формул, позволяющих количественно оценить динамику фактора ресуспензии при различных условиях загрязнения.

Формула Линсли (Linsley)

$$K(t) = K_0 \exp(-0{,}01t) + 10^{-9}, \quad (4)$$

где t – время, сут; K_0 – начальное значение фактора ресуспензии (Linsley, 1975).

Формула Лэсси (Lassey) включает в себя вторую экспоненциальную составляющую:

$$K(t) = K_0 \exp(-0{,}6769t) + K_1 \exp(-5{,}776t) + 10^{-9}, \quad (5)$$

где t выражено в годах, $K_0=10^{-5}$ 1/м, K_1=9Ч10^{-5} 1/м. Добавление второго экспоненциального члена увеличивает оценку вклада ресуспензии в загрязнение воздуха в ранний период после выпадений, что может иметь значение для короткоживущих радионуклидов, например ^{131}I (Lassey, 1980).

Формула Энспо (Anspaugh):

$$K(t) = K_0 e^{-\sqrt{t}} + 10^{-9}. \quad (6)$$

где $K_0=10^{-4}$ 1/м, эмпирически была получена для фактора ресуспензии в условиях пустынных и полупустынных почв (Anspaugh et.al, 1975).

В отличие от многих авторов, использовавших различные варианты экспоненциальных зависимостей, Гарланд (Garland) в серии экспериментов в условиях контролируемой скорости ветра в аэродинамической трубе для травянистых и открытых почв получил гиперболическую зависимость фактора ресуспензии от времени после выпадений (Garland, 1982):

$$K(t) = K_0 t^{-1}, \quad (7)$$

где $K_0=1{,}2x10^{-6}$ 1/м, t – время в сутках.

Сходную зависимость получил Хетцль (Hoetzl) путем эмпирической аппроксимации данных о загрязнении ^{137}Cs воздуха в районе Мюнхена (Германия) в течение по крайней мере 40 месяцев после чернобыльских выпадений 1986 г. (Hoetzl et.al, 1992):

$$K(t) = K_0 t^{-1{,}07}, \quad (8)$$

где $K_0=2{,}67x10^{-6}$ 1/м, t – время после выпадений, сут.

Е.К. Гаргер на основе обработки данных чернобыльских выпадений на Украине также предложил гиперболическую аппроксимацию (Garger et. al, 1997):

$$K(t) = K_0 t^{-1{,}4}, \quad (9)$$

где K_0 – константа, характеризующая фактор ресуспензии при t=0, t – время после выпадений, сут.

Формулы (8)–(10) могут быть использованы только для относительно краткосрочного периода времени (месяцы) после радиоактивного загрязнения территории. Это обусловлено тем обстоятельством, что базовая формула Гарланда была получена в эксперименте. Для долгосрочного прогноза динамики фактора ресуспензии была предложена комбинация формулы Гарланда и долгосрочного компонента из формулы Линсли (Walsh, 2002):

$$K(t) = K_0 t^{-1} + K_L. \quad (10)$$

где $K_0=1{,}2x10^{-6}$ 1/м; t – время после выпадений, сут; $K_L=10^{-9}$ 1/м – долгосрочный (равновесный) фактор ресуспензии. Данное значение равновесного фактора ресуспензии подтверждено данными наблюдений в работах многих авторов (Muller et. al, 1999; Garger et. al, 1999). С учетом радиоактивного распада, модифицированная формула Гарланда имеет вид:

$$K(t) = (1{,}2x \cdot 10^{-6} t^{-1} + 10^{-9}) \exp(-\lambda t), \quad (11)$$

где λ – постоянная радиоактивного распада, 1/сут.

В работах специалистов Центрального исследовательского института физики Венгрии (KFK and NRPB, 1991) на основе анализа чернобыльских данных учтена зависимость долгосрочной компоненты фактора ресуспензии от времени:

$$K(t) = K_0 \cdot \exp(-0{,}0073t) + K_L \cdot \exp(-0{,}00046t), \quad (12)$$

где $K_0=1{,}04x10^{-7}$ 1/м; t – время после выпадений, сут; $K_L=6{,}5x10^{-9}$ 1/м – долгосрочный фактор ресуспензии, значение которого предполагается экспоненциально снижающимся со временем.

Двухэкспоненциальная зависимость фактора ресуспензии от времени используется в публикации Международного агентства по атомной энергии (IAEA, 1982):

$$K_{в.п} = K^0_{в.п} \cdot \exp[-(\lambda + \lambda_1)t] + K^{\infty}_{в.п} \cdot \exp[-(\lambda + \lambda_2)t], \quad (13)$$

где $K_{в.п}^0$, $K^{\infty}_{в.п}$ – соответственно начальный и равновесный (спустя 20–100 лет после загрязнения) коэффициенты ветрового подъема, $м^{-1}$; λ – константа радиоактивного распада, $год^{-1}$; λ_1, λ_2 – соответственно константы скорости снижения ветрового подъема для начального и равновесного периода, $год^{-1}$. Значения коэффициентов ветрового подъема в различные сроки после загрязнения зависят от состояния подстилающей поверхности и физико-химических характеристик выпавшего радиоактивного вещества. В целом полагают, что $K^0_{в.п}$ находится в пределах 10^{-4}–10^{-6} $м^{-1}$ со средним значением 10^{-5} $м^{-1}$, которое, экспоненциально уменьшаясь, достигает через два года значения 10^{-9} $м^{-1}$. Равновесный $K^{\infty}_{в.п}$ найден в пределах 10^{-8}–10^{-10} $м^{-1}$ рекомендованное его среднее значение 10^{-9} $м^{-1}$. Предпочтительными значениями λ_1 и λ_2 являются 4,6 и 0,007 $год^{-1}$, что соответствует периодам полураспада 0,15 и 100 лет.

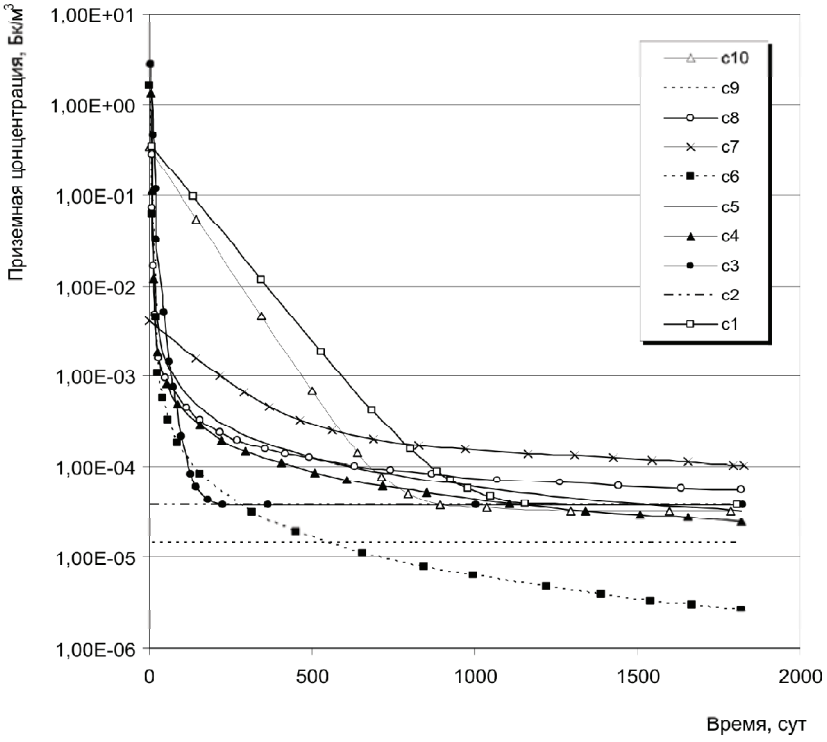


Рис. 1. *Изменение приземной концентрации ^{137}Cs в воздухе, рассчитанное с помощью различных моделей ресуспензии: кривая С1 – приземная концентрация в воздухе, рассчитанная на основе формулы для фактора ресуспензии Линсли (5); С2 – расчет по формуле Лэсси (6); С3 – расчет по формуле Энсло (7); С4 – расчет по формуле Гарланда (8); С5 – расчет по формуле Хетцля (9); С6 – расчет по формуле Гаргера (10); С7 – расчет по формуле Центрального исследовательского института физики Венгрии (13); С8 – расчет по модифицированной формуле Гарланда (12); С9 – приземная концентрация в воздухе, рассчитанная через содержание почвенной пыли по формуле (15); концентрация пыли в воздухе предполагалась равной 25 мкг/м³; С10 – приземная концентрация в воздухе, рассчитанная по формуле IAEA (14)*

Метод расчета приземных концентраций радионуклида через содержание почвенной пыли в воздухе

Вторичный переход радионуклидов из поверхностного слоя почвы в приземный воздух также может быть оценен через содержание почвенной пыли в воздухе:

$$C_a(Bq/m^3) = C_S(Bq/kg)\cdot S_D(kg/m^3) \qquad (14)$$

где C_s – концентрация радионуклида в поверхностном слое почвы (Бк/кг); C_a – концентрация радионуклида в воздухе (Бк/м³); S_D – концентрация пыли в приземном воздухе (кг/м³). Данный модельный подход предполагает, что радионуклид равномерно распределен в верхнем слое почвы.

Характерные значения концентрации пыли в воздухе в сельской местности находятся в пределах 5–50 мкг/м³, в городах 100–800 мкг/м³ (Walsh, 2002). В засушливых районах пылеобразование может идти гораздо более интенсивно. Исследования, проводившиеся в Австралии, показали, что содержание пыли в воздухе может достигать $6{,}5x10^4$ мкг/м³ при проезде транспорта и $2x10^3$ мкг/м³ на детской игровой площадке (Haywood, Smith, 1990). В США проводились измерения пылеобразования при вспахивании почвы и других типах сельскохозяйственной деятельности. Значения концентрации пыли в приземном воздухе находились в пределах 10^3–$5Ч10^5$ мкг/м³ для условий полупустыни (USEPA, 1977). В Великобритании рекомендованное значение концентрации пыли в приземном воздухе при вспахивании составляет 10^4 мкг/м³ (Wilkins, 1994).

На рисунке 1 показаны результаты расчетов динамики приземной концентрации ^{137}Cs в воздухе, выполненных с использованием некоторых вышеизложенных моделей ресуспензии. При расчетах было взято значение плотности поверхностного загрязнения почвы $3{,}7\cdot10^4$ Бк/м².

Из рисунка 1 можно сделать вывод, что большинство расчетных формул для фактора ресуспензии адекватно предсказывают достижение равновесия между содержанием ^{137}Cs в системе “поверхностный слой почвы – приземный воздух” через 3 года после радиоактивных выпадений. Равновесные значения концентрации радионуклида в приземном воздухе через 5 лет после выпадений, рассчитанные по разным моделям, различаются не более чем на порядок величины. Значение равновесного долгосрочного фактора ресуспензии находится в диапазоне от 10^{-8} $м^{-1}$ для пустынных и полупустынных почв с интенсивным пылеобразованием до 10^{-9} $м^{-1}$ для лесостепных почв с более развитым растительным покровом.

Выводы

Представленные характеристики процессов образования и атмосферного переноса радиоактивных продуктов ветровой эрозии почв на загрязненных радиоактивными выпадениями территориях помогут получить данные о возможном ингаляционном поступлении техногенных радионуклидов в организм населения, проживающего и ведущего хозяйственную деятельность в регионах, расположенных вблизи от мест проведения ядерных испытаний. Эти данные необходимы для проведения расчетов радиационных рисков и их оценки. И хотя данные методы являются упрощенным подходом к оценке содержания радионуклидов в приповерхностном атмосферном слое, использование более сложных расчетных моделей не оправдывается в связи с наличием множества неконтролируемых факторов и погрешностей.

Литература

1. *Махонько К.П. К вопросу о загрязнении приземной атмосферы цезием-137 // Метеорология и гидрология. – 1980. – №9. – С.48–53.*
2. *Махонько К.П. Ветровой захват пыли с подстилающей поверхности, покрытой травой // Метеорология и гидрология. – 1986. – №10. – С.61–65.*
3. *Махонько К.П. Вторичное поступление в атмосферу пыли, осевшей на землю // Изв. АН СССР. Физика атмосферы и океана. – 1979. – Т.15, №5. – С.568–570.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ МОНИТОРИНГ ПОДЗЕМНЫХ ВОД МЕСТОРОЖДЕНИЯ УГЛЯ “КАРАЖЫРА” (СЕМИПАЛАТИНСКИЙ ИСПЫТАТЕЛЬНЫЙ ПОЛИГОН)

М.С. Панин, Е.Н. Артамонова

Семипалатинский государственный педагогический институт, Семей, Казахстан, pur@sgpi.kz

RADIOECOLOGICAL MONITORING OF UNDERGROUND WATERS OF THE KARAZHYRA COAL DEPOSIT (SEMIPALATINSK TESTS SITE)

M.S. Panin, E.N. Artamonova

Semey State Pedagogical Institute, Semey, Kazakhstan

Abstract. *Analysis of the present activity level of natural and artificial radionuclides in underground waters of Karazhyra coal deposit gives sufficient reason to consider that there is no radiation danger now. Insufficient pollution of underground waters with the wide range of radionuclides, ^{40}K and ^{152}Eu being major of them, has been proved by the investigation. Results made in possible not only quantitatively describe underground waters radionuclides migration to the Karazhyra deposits open cut colliery and the development of radiation situation for water-bearing horizons in near future.*

Разработка угольного месторождения “Каражыра” осуществляется с 1991 г. на испытательной площадке “Балапан” – одной из самых значительных площадок Семипалатинского испытательного полигона (СИП) по объему и масштабности проведенных испытаний. Она была предназначена для осуществления в вертикальных горных выработках – скважинах испытаний ядерного оружия максимальной пороговой мощности – до 150 кт, всего здесь было произведено более 130 подземных ядерных испытаний [2]. Радиационная обстановка в районе месторождения определяется наличием 43 “боевых” скважин, ближайшая из которых – скв. 1071 находится в 4 км от контура первоочередной отработки карьера.

Основной целью наших научных исследований, осуществляемых с 1994 г., является изучение содержания естественных и техногенных радионуклидов в подземных водах месторождения и процессов их миграции при отработке карьера. Определение радионуклидов выполнено гамма-спектрометрическим методом, трития – бета-спектрометрическим методом.

Поскольку одним из основных факторов, влияющих на химический состав подземных вод, является особенность химического состава водовмещающих пород, нами были изучены покровные и угленосные отложения месторождения. Породы представлены алевролитами (30,2%), углями (26%), песчаниками (20,7%), аргиллитами (12,9%), конгломератами (2,6%), углистыми образованиями (1,6%), гравелитами (1%), гранитами (0,6%), а также глинами, суглинками и супесями (4,3%).

В таблице 1 показано содержание естественных радионуклидов и их удельная эффективная активность $A_{эфф}$ ($A_{эфф}=A_{Ra}+1{,}31A_{Th}+0{,}085A_{K}$) в водовмещающих породах месторождения.

Отчетливо просматривается тенденция возрастания содержания радионуклидов в ряду: гравелиты < песчаники < алевролиты < аргиллиты < граниты < глины (за исключением низкого содержания ^{226}Ra в аргиллитах).

Содержание ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K в породах месторождения ниже их кларков в земной коре [1]. Кларки концентрации Кк составляют 0,4; 0,5; 0,4 соответственно.

$A_{эфф}$ проанализированных пород колеблется от 42 Бк/кг (гравелиты) до 125 Бк/кг (глины) при среднем значении 64 Бк/кг. Согласно классификации типов месторождений твердых полезных ископаемых по степени радиационной опасности, водовмещающие породы месторождения являются радиационно-безопасными ($A_{эфф}$<100 Бк/кг), за исключением потенциально опасных глин ($A_{эфф}$=100-1000 Бк/кг), что объясняется их большой сорбционной способностью.

Изучение содержания радионуклидов в подземных

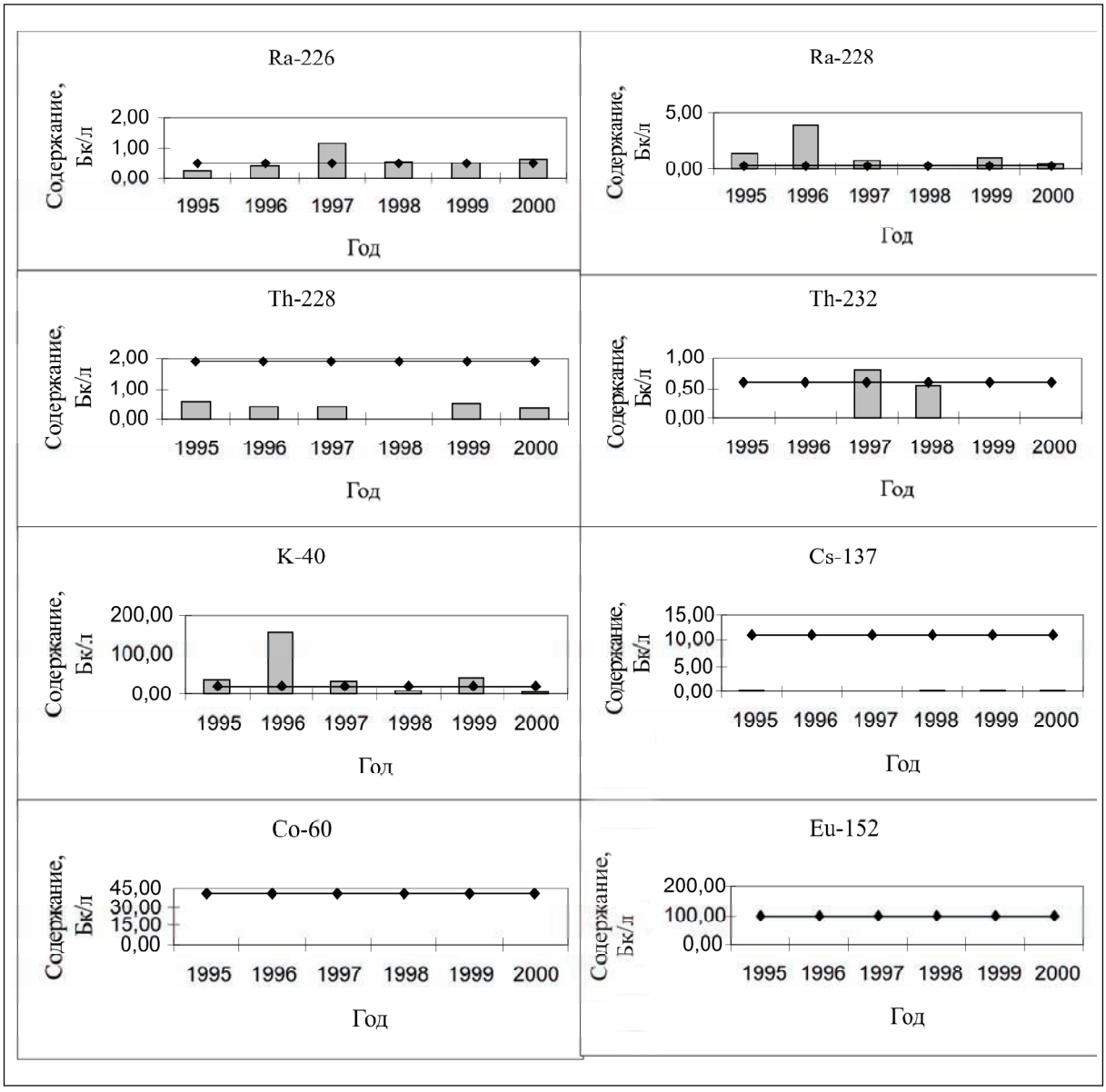


Рис. 1. *Среднее содержание радионуклидов в подземных водах месторождения "Каражыра" в сравнении с нормами радиационной безопасности*

водах месторождения показало, что помимо изотопов, соответствующих продуктам радиоактивного распада естественных радионуклидов (^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{232}Th, ^{40}K), в воде присутствуют долгоживущие радионуклиды техногенного происхождения (^{137}Cs с периодом полураспада $T_{1/2}$=30,15 года, ^{60}Co с $T_{1/2}$=5,27 года, ^{152}Eu с $T_{1/2}$=13,2 года, ^{3}H с $T_{1/2}$=12,26 года).

На рисунке 1 представлено содержание радионуклидов в подземных водах "Каражыры". Сравнение полученных результатов с допустимой среднегодовой удельной активностью $ДУА^{вода}_{нас}$ [4] показало, что в воде повышено содержание таких естественных радионуклидов, как ^{226}Ra в 1,1–2,3 раза (1998 г., 1997 г.), ^{228}Ra в 2,1–19,5 раза (2000 г., 1996 г.), ^{232}Th в 1,3 раза (1997 г.), ^{40}K в 1,6–43,3 раза (1995 г., 1997 г.). Среднее за изученный период содержание этих радионуклидов также выше установленных норм радиационной безопасности (НРБ): незначительно ^{232}Th и ^{40}K (в 1,2 раза), в 1,4 раза ^{226}Ra и наиболее существенно – ^{228}Ra (в 4,6 раза). Данное превышение объясняется спецификой угольных месторождений, так как все угли содержат радионуклиды уранового и ториевого рядов распада [6–9, 11]. Из изученных естественных радионуклидов лишь содержание ^{228}Th соответствует установленным нормам (1,9 Бк/л).

Ни по одному из представленных на рисунке 1 техногенному радионуклиду не обнаружено концентраций выше среднегодовых НРБ, которые для ^{137}Cs, ^{60}Co и ^{152}Eu составляют 11, 41 и 99 Бк/л соответственно [4].

В последние годы основное внимание мы уделили изучению ^{3}H, который широко используется в качестве индикатора при рассмотрении процессов миграции техногенных радионуклидов в подземных водах, так как

Таблица 1. *Содержание радионуклидов в водовмещающих породах месторождения «Каражыра», Бк/кг*

Порода	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	$A_{эфф}$
Алевролит (n=16)	1–36 (11)	1–24 (13)	1–424 (256)	50
Аргиллит (n=8)	1–22 (6)	1–29 (13)	158–347 (256)	45
Глина (n=2)	26–42 (34)	25–39 (32)	568–576 (572)	125
Гравелит (n=4)	1–16 (8)	1–18 (9)	203–310 (255)	42
Гранит (n=1)	18	16	521	99
Песчаник (n=6)	1–43 (9)	1–22 (11)	148–435 (317)	50
Среднее	1–43 (14)	1–39 (17)	1–576 (320)	64

Примечание: в скобках – среднее значение.

практически не сорбируется горными породами [8, 12]. В радиоэкологических наблюдениях, проводимых на территории СИП [10], отмечено, что первым из радионуклидов в воде появляется именно ^{3}H. Затем обнаруживаются ^{90}Sr, ^{137}Cs и др. Но содержание данных нуклидов остается на уровне десятков Бк/л, тогда как концентрации ^{3}H могут достигать уже нескольких тысяч Бк/л. Следовательно, по увеличению концентрации ^{3}H можно прогнозировать ориентировочное время поступления к карьеру подземных вод, загрязненных другими искусственными радионуклидами [13].

Данные обследования, проведенного в 2002–2003 гг., представлены в работе [5]. Установлено, что в 2002 г. концентрация ^{3}H колеблется в пределах 31–136 Бк/л при среднем содержании 54 Бк/л. Максимальные концентрации ^{3}H обнаружены в скв. 539 и 540 (136 и 97 Бк/л соответственно), находящихся на значительном удалении от ближайших "боевых" скважин, в которых проводились подземные ядерные взрывы. В скв. 507 и 509, расположенных в непосредственной близости от "боевых" скважин 1066 и 1355, концентрация ^{3}H не превышает 40 Бк/л. Среднее содержание ^{3}H в 2003 г. составило 31 Бк/л (пределы колебания 7–575 Бк/л). Максимальная концентрация ^{3}H (575 Бк/л) обнаружена в скв. 538, в остальных точках отбора она колеблется незначительно – от 7 до 46 Бк/л. По сравнению с 2002 г., в 2003 г. произошло понижение средней концентрации ^{3}H (с 54 до 31 Бк/л).

В 2004 г. исследования по изучению содержания и миграции ^{3}H были продолжены, результаты представлены в таблице 2.

Максимальная концентрация ^{3}H также обнаружена в воде скв. 538 (543 Бк/л – весной и 572 Бк/л – осенью). По сравнению с предыдущими годами исследования, в изученные сезоны 2004 г. года увеличилось среднее содержание ^{3}H (67 Бк/л – весной и 63 Бк/л – осенью).

В 2004 г. дополнительно введены три гидрогеологические скважины 544, 545, 546, однако содержание ^{3}H в них не превышает 50 Бк/л, поэтому требуется дальнейшее уточнение путей поступления радионуклида к скв. 538.

В целом, за изученный период не выявлено превышение уровней вмешательства, установленных для ^{3}H в 7700 Бк/л [4]. Но в настоящее время ^{3}H является главным дозообразующим компонентом подземных вод месторождения. Геохимическая структура подземных вод имеет следующий вид:

$$^{3}H>^{40}K>^{152}Eu>^{228}Ra>^{232}Th>$$
$$^{226}Ra>^{228}Th>^{137}Cs>^{60}Co.$$

Таким образом, в результате регулярных многолетних исследований установлено, что ни по одному из изученных техногенных радионуклидов не наблюдается превышение норм.

Невысокое содержание радионуклидов в подземных водах угольного месторождения, располагающегося на территории бывшего ядерного полигона, можно объяснить образованием при взрыве нерастворимого в воде стеклообразного материала, ионообменными свойствами горных пород и природой водного потока в мелкораздробленном материале, что исключает из обмена большую часть суммарной активности продуктов взрыва.

Однако это не означает, что обстановка на территории СИП благоприятна для любой хозяйственной деятельности. Процессы миграции любого вещества с водой, формирование и движение подземных вод зависит от многих факторов и происходит в течение длительного времени. Очень низкие водопроводящие свойства вмещающих очаги загрязнения пород, чередование водоносных горизонтов и монолитных палеозойских пород, значительная глубина эпицентров взрывов (300–1500 м), скудное инфильтрационное питание обусловили крайне замедленный водообмен в районе месторождения. Но в условиях, когда геологические структуры начинают подвергаться интенсивному техногенному воздействию, каковым является открытая угледобыча, картина может совершенно измениться.

В ближайшие годы в результате отсутствия тренда на повышение норм радиационной безопасности мы не прогнозируем увеличения содержания радионуклидов в подземных водах месторождения. Но с расширением и углублением углеразреза будет увеличиваться депрессионная воронка осушения, и постепенно в сферу ее влияния попадут участки с "боевыми" скважинами полигона. При этом уклоны пьезометрической поверхности трещинных и трещинно-жильных вод возрастут в десятки раз, по сравнению с естественными, что вызовет усиление процессов миграции и движения подземных вод в сторону карьера. Этому будет способствовать наличие южных региональных разломов. Известна значительная роль разломов, выступающих как водоподводящие, водоотводящие, водовыводящие каналы и др. [3]. Именно они могут оказаться наиболее короткими путями для миграции радионуклидов с подземными водами. Поэтому результат загрязнения подземной гидросферы на сопредельных с "боевыми" скважинами участках может проявиться через десятки, сотни и даже тысячи лет.

Таким образом, проведенным исследованием было установлено загрязнение подземных вод широким спектром естественных радионуклидов. Анализ современного уровня активности техногенных радионуклидов в под-

Таблица 2. *Содержание трития в подземных водах угольного месторождения «Каражыра», Бк/л*

Место отбора	2003 г.	2003 г.	Май 2004 г.	Сентябрь 2004 г.
Скважина 463	–	10	35	35
Скважина 468	31	8	35	36
Скважина 470	36	7	34	34
Скважина 472	50	8	–	35
Скважина 473	–	10	35	35
Скважина 475	33	7	–	–
Скважина 476	67	8	–	–
Скважина 481	60	7	–	36
Скважина 482	42	8	–	35
Скважина 493	67	9	–	–
Скважина 500	31	–	–	80
Скважина 501	–	7	36	37
Скважина 507	38	8	–	36
Скважина 509	31	8	35	35
Скважина 510	–	11	–	–
Скважина 515	–	–	–	90
Скважина 518	–	9	34	36
Скважина 520	–	8	33	35
Скважина 529	–	8	35	35
Скважина 535	–	8	–	–
Скважина 536	–	8	–	–
Скважина 537	65	8	36	36
Скважина 538	–	575	543	572
Скважина 539	136	46	35	37
Скважина 540	97	10	–	–
Скважина 541	36	9	–	36
Скважина 543	–	–	–	35
Скважина 544	–	–	–	40
Скважина 545	–	–	–	47
Скважина 546	–	–	–	50
Зумпф 2	–	–	35	–
Карьер 1	36	7	35	–
Карьер 2	63	9	35	–
Пруд-испаритель	47	8	35	38
Среднее	54	31	67	63

Примечание: прочерк означает отсутствие данных.

земных водах угольного месторождения “Каражыра” позволяет считать, что в настоящее время они не представляют радиационной опасности. Результаты многолетнего обследования дали возможность не только количественно описать радионуклидный состав подземных вод, но и позволили спрогнозировать развитие радиационной обстановки водоносных горизонтов в ближайшем будущем.

Литература

1. *Беус А.А. Геохимия литосферы. – М. : Недра, 1972. – 296 с.*
2. *Лукашенко С.Н., Агеева Т.И., Солодухин В.П. и др. Выявление возможных путей миграции радионуклидов в блоках пород, вмещающих полости подземных ядерных взрывов (ПЯВ) по геофизическим и геохимическим данным (на примере площадки Балапан и объекта Лира) // Ядерная и радиационная физика : матер. 3-й междунар. конф. – Т.3. – Алма-Ата : ИЯФ НЯЦ РК, 2001. – С.87–126.*
3. *Мирзаев С.Ш., Иманкулов Р. Гидрогеологическое значение разломов. – Ташкент : Фан, 1984. – 117 с.*
4. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). СП 2.6.1.758-99. – М. : Энергоатомиздат, 1999. – 115 с.*
5. *Панин М.С., Артамонова Е.Н. Тритий, цезий и плутоний в подземных водах месторождения угля “Каражыра” // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. 2-й междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.460–464.*
6. *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – 772 с.*
7. *Арбузов С.И., Ершов В.В., Поцелуев А.А. и др. Редкие элементы в углях Кузнецкого бассейна. – Кемерово, 1999. – 248 с.*
8. *Рихванов Л. П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
9. *Луянене Г., Луянас В., Шпиркаускайте Н. и др. Физико-химические свойства искусственных и космогенных радионуклидов в окружающей среде // Журн. экологической химии. – 1993. – №2. – С.97–102.*
10. *Черепнин Ю.С. Радиационное загрязнение территории Семипалатинского испытательного полигона // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : матер. междунар. конф. – Семипалатинск, 2000. – С.135–145.*
11. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П., Мерц А.В. Элементы-примеси в ископаемых углях. – Л. : Наука, 1985. – 239 с.*
12. *Ogard A.E. et al. Migration of Clorine-36 and tritium from an underground nuclear test // Radiochem. Acta. – 44/45. – P.213–217.*
13. *Panin M.S., Artamonowa H.N. Tritium in the underground waters of the Karazheera coal deposit // 3rd International Conference “Nuclear and radiation physics” : Abstracts. – Alma-Ata, 2001. – P.407–408.*

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ УРАНОВОГО ХВОСТОХРАНИЛИЩА КОШКАРАТА

В.А. Пасысаев, П.Г. Каюков, И.А. Шишков

АО "Волковгеология", г. Алматы, Казахстан, pasisaev@mail.ru

RADIATION MONITORING OF URANIUM TAILING POND KOSHKARATA

V.A. Pasysaev, P.G. Kayukov, I.A. Shishkov

JSC "Volkovgeologia", Almaty, Kazakhstan

Abstract. *One of the sharpest ecological problems of the peninsula Mangyshlak – uranium tailing pond Koshkarata – is considered in the article. JSC "Volkovgeologia" carry out radiation monitoring over the pond. There are its outcomes. The basic result is that the tailing pond is real dangerous for population of Aktau city and near disposed settlements and it requires continuing of monitoring survey and making decision for recovery of the pond.*

1. Состояние проблемы

Урановое хвостохранилище Кошкарата расположено в одноименной естественной, бессточной впадине в 8 км восточнее побережья Каспийского моря и в 4–5 км от северных микрорайонов г. Актау (бывший г. Шевченко) и является одной из острейших экологических проблем полуострова Мангышлак, в целом, и города Актау с его прилегающими поселками, в частности (рис. 1).

С 1965 г. бессточная впадина Кошкарата использовалась в качестве хранилища отходов Химико-горнометаллургического завода (ХГМЗ), Сернокислотного завода (СКЗ), а также неочищенных хозяйственно-бытовых сточных вод, поступающих с северных микрорайонов города Актау. В южной части хвостохранилища ХГМЗ до мая 1994 г. проводил захоронение твердых радиоактивных отходов.

По состоянию на 01.01.1999 г. общий объем накопленных твердых отходов составлял 104,8 млн тонн, в том числе радиоактивных отходов 51,8 млн тонн. В течение всего периода эксплуатации хвостохранилища объем сточных вод превышал его испарительную способность, что привело к увеличению зеркала водной части и общей площади хранилища. По своей площади 77,18 км^2 (по состоянию на апрель 1992 г.) хранилище не имеет аналогов в мире.

С прекращением производства на ХГМЗ и СКЗ в 1994 г. сброс отходов производства, разбавленных морской водой, практически прекратился, а испарения с водной поверхности хвостохранилища продолжались, что привело к значительному уменьшению водной поверхности, которая в 2005 г. составляла 33,76 км^2, т.е. уменьшилась практически вдвое. В связи с этим в южной части хвостохранилища обнажилась значительная поверхность высохших пульпоотходов, образовав "пылящие пляжи", которые при ветровом переносе токсической пыли представляют собой потенциальную опасность для населения близлежащих поселков и г. Актау.

2. Методика мониторинга и его результаты

Мониторинговые исследования проводились по разработанной и согласованной с заказчиками *Рабочей программе*. Целью работ являлось проведение радиоэкологического мониторинга за пылением радиоактивных и токсичных отходов в районе хвостохранилища с определением приоритетных загрязняющих элементов, областей распространения этих элементов в почвах и приземном слое атмосферы, а также оценкой степени влияния пыления на население близлежащих поселков и города Актау.

В предполевой период было выполнено дешифрирование КФС масштаба 1 : 25 000 с составлением экологической карты; в полевой период *Рабочей программой* было предусмотрено выполнение следующих видов работ:

- проведение экологических маршрутов с радиометрическим сопровождением, намеченных по результатам дешифрирования;
- отбор проб почв и грунтов;
- отбор проб воды;
- отбор проб растительности;
- отбор образцов пыли (воздушных аэрозолей) на фильтры с использованием пробоотборного устройства ПВП-04А;

В камеральный период выполнялись лабораторные аналитические исследования, анализ всей полученной мониторинговой информации и написание отчета.

2.1. Дешифрирование КФС. Всего на карте дешифрирования выделено 18 объектов, которые были ранжированы по степени деградации и результаты сведены в таблицу 1. Основными объектами для мониторинга являются первые шесть объектов.

Наиболее пылящими объектами являются пляжи в северо-западном обрамлении хвостохранилища и зона распространения черных песков (у восточной границы хвостохранилища), а также так называемое "огарковое поле", карьеры по добыче стройматериалов, новостройка, массив частной застройки. И хотя перечисленные объекты являются основными источниками пыления (степень деградации на них – от 30 до 80%), они не столь опасны по сравнению с самим хвостохранилищем.

Доля пылящих площадей в пределах хвостохранилища не велика (3–7%), однако, учитывая тот факт, что оно является вместилищем радиоактивных отходов (РАО), хвостохранилище представляет угрозу здоровья населения, проживающего в г. Актау и близлежащих поселках.

2.2. Результаты изучения загрязнения почв. Основными источниками загрязнения приземного слоя ат-

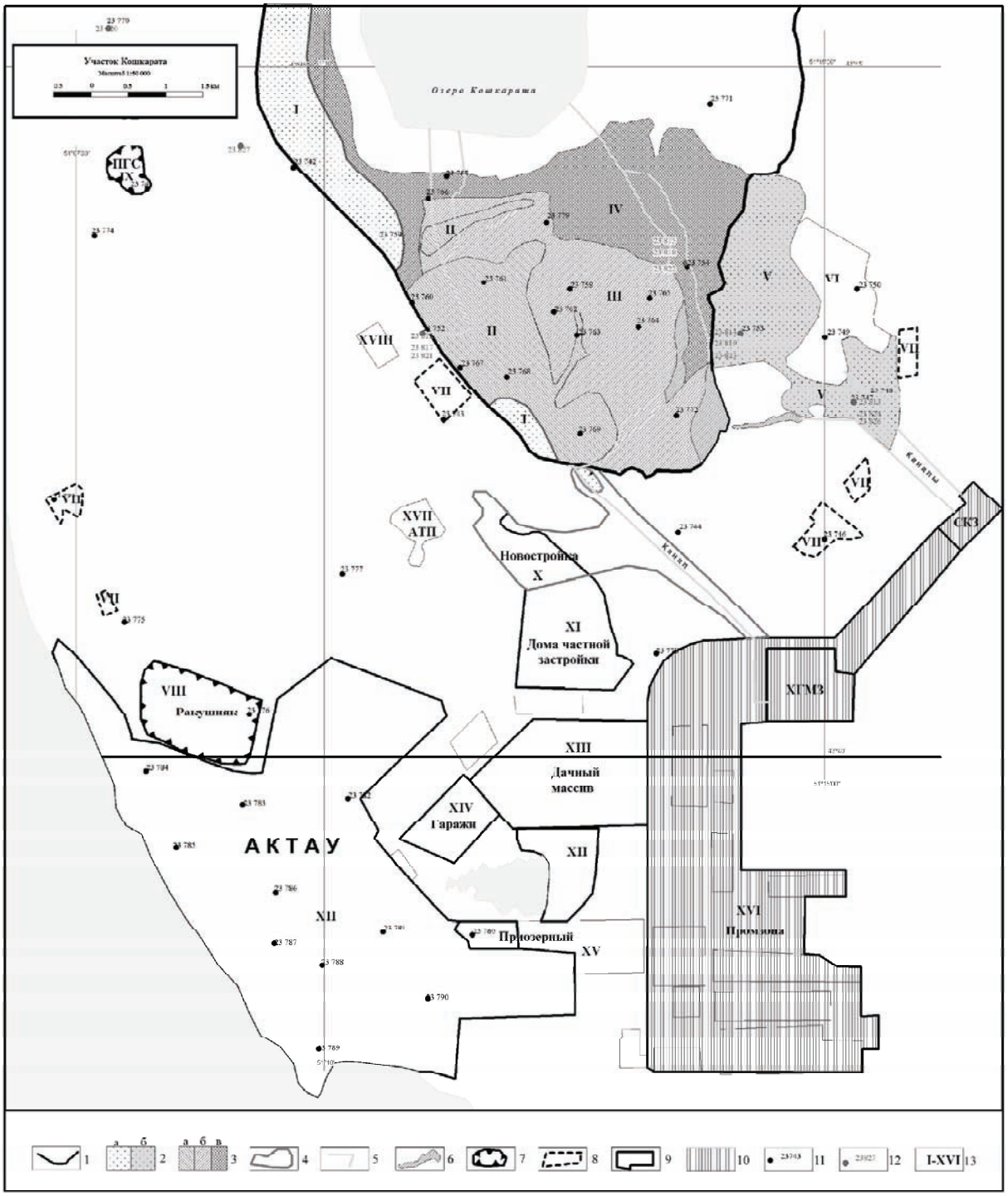


Рис. 1. *Карта дешифрования космофотоснимка района работ: 1 – контур хвостохранилища Кошкарата ("старая" береговая линия); 2 – "пляжные" мелкозернистые пески: а – светлые, буровато-желтые; б – темно-коричневые (участок огаркого поля); 3 – корка, покрывающая дно хвостохранилища: а – существенно гипсо-солевая, белого цвета; б – солее-гипсо-фосфатная, светло-серой окраски; в – гипсо-фосфатная, серой окраски; 4 – контуры объектов интенсивного пыления; 5 – ручьи, каналы; 6 – болота и заболоченные участки; 7 – карьеры строительных материалов; 8 – контуры городских свалок; 9 – контуры жилых и дачных массивов, новостроек, гаражей и пр.; 10 – контуры промышленной зоны; 11 – точки отбора литохимических проб и их номера; 12 – точки отбора проб аэрозолей установкой ПВП-04А и их номера; 13 – номера контуров по результатам дешифрования*

мосферы являются деградированные поверхности почв и грунты, образованные при сбросе отходов. Пробы грунта и почв были сгруппированы в соответствии с зонами дешифрирования. По каждой группе были рассчитаны средние значения концентраций химических элементов, определенных масс-спектрометрией и рентге-

Таблица 1. *Результаты дешифрирования по степени деградации и уровня пыления*

№ контура	Названия контура дешифрирования	Площадь контура, км^2	Процент пылящих площадок, %	Степень деградации
I	«Пляжные» пески, светлые	2,80	80	высокая
II	Солевая корка	3,94	3	слабая
III	Гипсо-солевая корка	6,18	5	слабая
IV	Гипсо-фосфатная корка	6,23	7	средняя
V	Пески коричневато-бурые до чёрного	3,91	80	высокая
VI	«Огарковое» поле	1,70	30	высокая
VII	Свалки – 6 шт.	1,11	10	средняя
VIII	Карьер ракушечника	1,58	50	высокая
IX	Карьер ПГС	0,27	50	высокая
X	Новостройки	0,83	60	высокая
XI	Частный жилой сектор	1,79	30	высокая
XII	г. Актау	17,86	15	повышенная
XIII	Дачный массив	2,92	7	средняя
XIV	Гаражи	0,78	20	повышенная
XV	п. Приозёрный	1,27	15	повышенная
XVI	Промзона в целом	13,95	10	средняя
XVII	АТП	0,32	40	высокая
XVIII	Разрушенное предприятие	0,18	15	повышенная

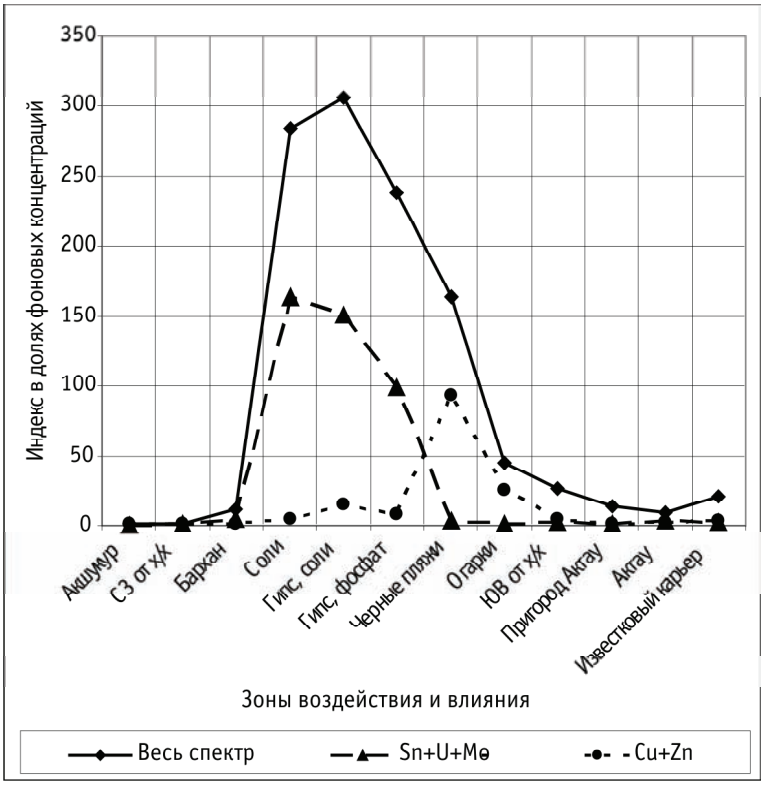


Рис. 2. *Индекс загрязнения почв, грунтов основными химическими элементами*

носпектральным флуоресцентным анализом, суммарной удельной альфа- и бета-активности радиометрическим анализом и активности радионуклидов гамма-спектрометрическим анализом.

Аномальные проявления химических элементов увереннее выделяются при сравнении с их фоновыми значениями. При сопоставлении концентраций химических элементов для разных зон определено, что наиболее устойчиво низкими значениями в исследуемом районе являются концентрации в точках отбора на северо-восточном направлении от хвостохранилища. В дальнейшем все осредненные концентрации каждого химического элемента по каждой зоне воздействия и влияния были соотнесены к средней концентрации соответствующего химического элемента в северо-восточной зоне от хвостохранилища. По каждому химическому элементу находилось максимальное отношение $C_i/C_{фi}$, а затем все ряды химических элементов ранжировались по возрастанию найденных максимальных отношений. По каждой зоне в каждой группе рассчитывался коэффициент концентрирования (загрязнения) по формуле:

$$I_{ij} = \Sigma(C_{ij}/C_{фi}) - (n - 1),$$

где n – количество химических элементов, входящих в группу, *i* – порядковый номер химического элемента в группе, j – порядковый номер зоны воздействия и влияния.

Аналогично был рассчитан индекс концентрации (загрязнения) химических элементов для всего набора химических элементов, и построены графики индекса, как для каждой группы химических элементов, так и для всего набора химических элементов (рис. 2). На графиках четко видно, что в показатель загрязнения максимальный вклад вносят концентрации олова, урана и молибдена, а также медь и цинк, индекс загрязнения составил 118, 89 и 79, 53 и 41 соответственно. В целом, контуры участков загрязнения контролируются повышенными значениями радиоактивности и МЭД, обусловленными, в основном, распределением урана и его продуктами распада. Контуры участков загрязнения контролируются низкими значениями водородного показателя – pH водных вытяжек из почв и грунтов. Минимальные значения pH совпадают с максимальными значениями радиоактивности и МЭД. Они достигают величин 3,47 и 3,61 соответственно для за-

падной и восточной частей южного сора Кошкарата.

Таким образом, хвостохранилище является основным источником загрязнения окружающей среды. Основными загрязняющими химическими элементами являются олово, уран, молибден, медь и цинк. Среди значимых загрязнителей следует отметить редкоземельные и редкие (La, Ce, Y, Sm), халькофильные (Pb, Se), сидеритовые (Fe, Co, Ni) и радиоактивные (Ra) элементы.

2.3. Результаты изучения загрязнения вод. Вторым источником загрязнения окружающей среды в исследуемом районе являются сбросные воды и воды Кошкараты. В ходе настоящих исследований были отобраны – проба воды у западного берега Кошкараты и в канале сточных вод сернокислотного завода. Пробы были проанализированы химическими методами в лаборатории химической аналитической партии ЦОМЭ и на масс-спектрометре Нацбанка Казахстана.

Концентрация солей в водах Кошкараты достигла уровня рассола, из которых соли выпадают в осадок. Дальнейшее сокращение объема сбросных вод усилит этот процесс.

Сбрасываемые воды сильно загрязнены нитратами и таллием. Уровень загрязнения этих вод в 25,5 раза ниже уровня загрязнения вод Кошкараты, среди основных загрязнителей которых наблюдаются таллий, молибден, никель, бор и кобальт.

2.4. Результаты изучения загрязнения растительности. Были отобраны 3 пробы на гипсово-солевой корке и одна на гипсово-фосфатной корке. По результатам анализа был рассчитан коэффициент перехода радиоактивности и урана из грунта в растительность или коэффициент биологического поглощения (Кбп).

Коэффициент биологического поглощения радиоактивности растительностью составляет в среднем 0,08 для грунта, состоящего из соли и гипса. Эта величина является рядовой и не отличается сильно от коэффициентов биологического поглощения обычными грунтами. Коэффициенты биологического поглощения для грунтов, обогащенных фосфатами, являются повышенными относительно аналогичных коэффициентов для обычных почв, и составил в среднем 0,28.

2.5. Результаты измерений проб воздушных аэрозолей. Было намечено 7 пунктов для забора воздуха по профилю с СЗ на ЮВ через хвостохранилище. В каждом из 7 пунктов наблюдений было выполнено до 3 заборов воздуха объемом до 46 м^3. Максимальное содержание пыли в приземном слое атмосферы отмечается на черных пляжах, затем в поселке Акшукур и станции Мангышлак. Примечательно, что среднее направление ветра плавно изменяется от 105 до 340°, основное изменение происходит в районе хвостохранилища, имеющего форму региональной депрессионной воронки. И результатом такого изменения направления ветра является формирование гряды песков вдоль юго-западного берега сора Кошкарата.

Определено, что основной вклад в загрязнение приземного слоя атмосферного воздуха вносит пыль, уровень индекса загрязнения от пыли составляет не менее 80,6% уровня загрязнения от всего спектра. Причем степень загрязнения не превышает 1 ПДК (0,5 мг/м^3). Обращает внимание то, что в населенных пунктах пылевой фактор также основной и достигает 85,9% уровня всего спектра для станции Мангышлак и 95,5 – для поселка Акшукур.

Основными химическими загрязнителями являются фоновые химические элементы кальций и магний. Максимальная величина индекса загрязнения кальцием и магнием составляет 0,2 для черных пляжей и 0,09 для населенных пунктов. Причем этот уровень в населенных пунктах выше, чем на прилегающих к ним территориях, т.е. опять сказывается фактор деградации почв и грунтов самих населенных пунктов.

Уран и другие химические загрязнители вносят незначительный вклад в загрязнение атмосферы, менее 0,0015 ПДК

Выводы

Воздействие Кошкараты на окружающую среду следует рассматривать с позиции развития соровых бассейнов. После того, как объем сбросов сильно сократился, возобновились прежние процессы солеобразования и выдувания песчано-глинистых частиц к бортам сора. При этом наблюдается дифференциация солей в южной части сора от бортов к понижениям: фосфаты, сульфаты и хлориды. Дальнейшее сокращение сбросов усилит эти процессы и охватит всю площадь сора.

Наблюдения за загрязнением приземного слоя на самом хвостохранилище также подтверждает автономность процессов, происходящих на хвостохранилище. В центре южной части сора скорость ветров минимальна и возрастает к бортам, формируя песчаные гряды. При этом уровень химического загрязнения песков не превышает 30–40% фоновых значений концентраций на прилегающей территории к северо-западу.

Хвостохранилище является основным источником загрязнения окружающей среды. Основными загрязняющими химическими элементами являются олово, уран, молибден, медь и цинк. Среди значимых загрязнителей отмечаются редкоземельные и редкие (La, Ce, Y, Sm), халькофильные (Pb, Se), сидеритовые (Fe, Co, Ni) и радиоактивные (Ra) элементы. По уровню загрязняющих веществ хвостохранилище может быть условно отнесено к экологическо-бедственной зоне.

В юго-восточном направлении почвы и грунты испытывают наибольшее воздействие со стороны хвостохранилища. При этом не исключается остаточное проявление химического загрязнения от бывшей деятельности сернокислотного завода и Прикаспийского горно-металлургического комбината.

В пределах жилых массивов наблюдается высокий уровень деградации почв и грунтов. Часто прилегающие к жилым массивам участки земель нарушены большим количеством дорог, которые при скудном растительном покрове, характерном для данного района, являются источником пыления. Уровень пыления в пределах жилых массивов достигает 20–30%. Расчеты показывают, что общая масса переносимых частиц на условно чистых площадях сопоставима с массой переносимой пыли на условно загрязненных площадях.

ДОЗИМЕТРИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПРИРОДНОГО КВАРЦА И ВОЗМОЖНОСТИ ЕГО ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ВОЗРАСТА ЧЕТВЕРТИЧНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ

А.В. Перевалов[1], В.С. Шейнкман[2], В.П. Лютоев[3], А.Б. Цыденов[1]

[1]Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия, perevalov@gin.bscnet.ru
[2]Хакасский государственный университет, Абакан, Россия, vlad.sheinkman@mail.ru
[3]Институт Геологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, Vlutoev@geo.komisc.ru

DOSIMETRIC PROPERTIES OF NATURAL QUARTS AND POSSIBILITY OF HIS USE FOR DATING OF QUARTERNARY SEDIMENTS

A.V. Perevalov[1], V.S. Sheinkman[2], V.P. lutoev[3], A.B. Tsydenov[1]

[1]Geological Institute, SB RAS, Ulan-Ude, Russia
[2]State University of Khakassia, Abakan, Russia
[3]Geological Institute, Komi SC, Ur, B RAS, Syktyvkar, Russia

Abstract. *The parameters of luminescence centers of quartz from different regions are determined. The crystal-chemical features of samples of quartz influencing their thermoluminescence are established. Radiothermoluminescent technique is successfully applied to dating of anthropogenic deposits without calibration of specimens in the field of an artificial source of emission.*

Введение

Относительная простота, по сравнению с изотопными методами, определения абсолютного возраста четвертичных отложений, способствует широкому применению методов датировки основанных на способности кварца накапливать часть энергии поглощенного ионизирующего излучения и отдавать её в виде светового свечения после дополнительного воздействия нагревом или видимым светом. В той или иной мере это явление характерно для большинства природных минералов. В практической геохронологии чаще всего используются мономинеральные фракции кварца или полевого шпата. Интенсивность люминесценции пропорциональна времени в течении которого ионизирующее излучение воздействовало на минерал. Для определения возраста образца, помимо величины термолюминесцентного эффекта, харак-теризующего поглощенную дозу, необходимо знать также мощность поглощенной дозы и величину дозной чувствительности. Возможно радиометрическое определение мощности дозы или по количеству радиоактивных элементов в пробе и их соответствующему вкладу в общую дозу. При любом методе определения мощности дозы на величину ошибки может влиять нарушение равновесия в радиоактивных рядах за счет выноса отдельных элементов. По оценке Я.-М.К. Пуннинга и В.А. Раукас [6] миграция радиоизо-топов вносит неопределенность в результаты термолюминесцентного датирования порядка ±10%. Следует отметить, что величина этой неопределенности зависит от типа исследуемых отложений, конкретной геологической и геохимической обстановки и во многих случаях может быть значительно меньше.

Дозная чувствительность кристалла характеризует число центров захвата, заполняемых при действии единичной дозы облучения. Известный метод определения этой величины – калибровка исследуемых образцов в контролируемом поле излучения искусственных радиоактивных источников. К сожалению, не всегда наблюдается подобие воздействия естественного и искусственного облучения на кварц. Обычно „аномальные" образцы отбраковываются как непригодные для ТЛ-датирования [7].

В методике РТЛ-датирования, разработанной А.И. Шлюковым с соавторами (авт. свид. №1250041, 1986), предложено определять величину дозной чувствительности, используя параллельное определение возраста радиоуглеродным методом. Величину дозной чувствительности для кварцев из отложений Русской равнины они нашли равной $(1,3)10^{-2}$ Гр$^{-1}$.

В работе В.К. Власова и др. [1] приводятся данные по экспериментальному определению дозной чувствительности образцов кварцев из Подмосковья и Иссык-Кульской котловины (среднее значение – $(4,1\pm1,1)10^{-4}$ Гр$^{-1}$). При этом можно отметить некоторое региональное различие: $(3,6\pm0,6)10^{-4}$ и $(4,5\pm1,1)10^{-4}$ Гр$^{-1}$, соответственно для первых и вторых. Нами было проведено определение дозной чувствительности двух образцов кварца из Юго-Западного Забайкалья по параллельному датированию отложений радиоуглеродным методом [5]. Полученные значения $(1,59\pm0,08)10^{-3}$ и $(1,54\pm0,08)10^{-3}$ Гр$^{-1}$ для отложений возрастом 36 и 28 тыс. лет соответственно существенно отличаются от значений, приводимых как А.И. Шлюковым, так и В.К. Власовым с соавторами.

Важный параметр любого дозиметра является предельная доза которую он может зарегистрировать. По мере поглощения внешнего излучения интенсивность люминесценции кварца возрастает, достигая в какой-то момент максимального значения. Насыщенное состояние кварцевого дозиметра достигается при величине поглощенной дозы порядка $(1,5)10^3$ Гр. В зависимости от содержания естественных радионуклидов в исследуемых отложениях годовая поглощенная доза варьирует в пределах $(3–5)10^{-3}$Гр, соответственно изменяя верхний порог определяемого возраста от 700 до 300 тыс. лет.

Методы исследований и аппаратура

Выделение дозиметрических образцов кварца из рыхлых отложений – достаточно сложная процедура включающая двойное ситование, разделение в тяжелых жидкостях, обработку соляной и плавиковой кислотами. На финишной стадии подготовки препарата, под бинолупой удаляются оставшиеся примеси других минералов и пылевидный кварц. Для анализа использовалась фракция 0,1 мм.

Определение возраста производилось по методике А.И. Шлюкова, предполагающей постоянство радиационной чувствительности разновозрастных кварцев из одного региона. Зависимость накоплен-ной светосуммы от величины поглощенной дозы при этом определяется, кроме радиационной чувствительности, еще двумя измеряемыми величинами: S_o – для отложений, подвергавшихся воздействию солнечного света в течение нескольких дней, является „теоретическим нулем геохронометра" и может быть определена по измерению ТЛ-образца, дезактивированного ультрафиолетовым излучением; S_∞ уровень насыщения, соответствующий верхнему пределу определяемого возраста; для нахождения этой величины измеряется ТЛ-кварца из отложений, возраст которых, по геологическим данным, заведомо достаточен для насыщения

При условии, что во время облучения не образуется новых центров захвата, а время жизни электрона в ловушке много больше времени экспозиции и пренебрегая радиационным федингом, можно записать уравнение для расчета возраста [1].

$$T=1/aE\cdot\ln(S_\infty-S_o / S_\infty-S), \qquad (1)$$

где t – возраст отложений; a – дозная чувствительность; E – мощность поглощенной дозы; S – величина пика термолюминесценции исследуемого образца.

Из каждого образца подготавливалось к измерениям 10 навесок массой 20 мг, пять из которых предварительно облучались светом ртутной лампы мощностью 120 Вт на расстоянии 25 см в течение двух часов. Скорость нагрева 13 °с$^{-1}$. Величина аналитического пика определялась как среднее значение из пяти измерений для S и S_0. Величина пика насыщенного стандартного образца определялась также по пяти измерениям для каждой серии измерений.

Годовая поглощенная доза вычислялась по данным низкофонового гамма-спектрометрическо-го анализа [3] исходных проб с использованием пересчетных коэффициентов [2;8]: 1% K – 10,5–10^4 Гр; 1 г/т U – 3,8–10^4 Гр; 1 г/т Th – 1,0–1(Н Гр. Порог чувствительности по урану, торию и калию равен 0,3 г/т, 0,5 г/т и 0,04 % соответственно при массе пробы 400 г и экспозиции измерений 60 мин.

Интенсивности люминесценции определяется величиной поглощенной дозы и энергетическими параметрами ловушек электронов – центров люминесценции [4].

$$S_t = S_\infty (1 - \exp[-(\eta + aE)t]), \qquad (2)$$

где S_t – светосумма ТЛ, накопленная кварцем за время t, S_∞ – светосумма насыщения, a – единичная дозная чувствительность, E – мощность дозы облучения, η – постоянная термического высвечивания.

Постоянная термического высвечивания – вероятность освобождения электрона из ловушки при. Зависимость этой величины от температуры определяется выражением:

$$\eta = \nu \exp(\varepsilon/kT). \qquad (3)$$

где ν – частотный фактор, имеющий размерность частоты и связанный с частотой колебаний кристалличеcкой решетки, ε – энергетическая глубина ловушки, k – постоянная Больцмана.

Очевидно, что неизменность этих параметров – необходимое условие для определения возраста отложений по кварцевому дозиметру. Наиболее точный метод определения глубины ловушек и значения частотного фактора – исследование образцов в режиме предварительного изотермического нагрева. Изменение числа электронов в ловушках при этом описывается следующим выражением:

$$n = n_t \exp(-\eta\tau), \qquad (4)$$

где n_t – число электронов в ловушках после прекращения облучения, τ – время, прошедшее от начала отжига при T = const.

Помня о том, что величина пика пропорциональна числу электронов в ловушках, записываем.

$$S = S_t \exp(-\eta\tau). \qquad (5)$$

Введем в рассмотрение время $t_{1/2}$, при предварительном изотермическом нагреве, в течение которого величина пика на кривой термовысвечивания уменьшается в два раза. Если $\tau = t_{1/2}$, то $n_t/n = 2$. Теперь, используя выражения [3] и [5], можно записать:

$$\ln t_{1/2} = \ln(\ln 2/\nu) + \varepsilon/kT \qquad (6)$$

Нагревая образцы кварца при одной и той же температуре различное время, можно определить значение $t_{1/2}$, а проведя эксперимент при различных температурах изотермического нагрева, получить зависимость $\ln t_{1/2}$ от 1/T. Установив эту зависимость можно определить численные значения частотного фактора и глубины ловушки.

При проведении исследований в режиме изотермического нагрева образцы прогревались в трубчатой печи, температура которой поддерживалась постоянной терморегулятором РИФ-101.

Спектры ЭПР изучены с помощью радиоспектрометра SE/X-2547 при температуре кипения жидкого азота. Оценка концентраций центров производилась с помощью отраслевых эталонов ВИМС. Погрешность измерения концентраций парамагнитных центров без учета систематической ошибки их содержания в эталоне – около 10%, абсолютные значения концентраций оценивалось с погрешностью, близкой к 20%. Облучение УФ произведено в течение 2 часов нефильтрованным излучением ртутной лампой мощностью 120 Вт, образцы находились на расстоянии 25–30 от лампы.

Изображение поверхности зерен кварца исследовались на растровом электронном микроскопе LEO-1430VP с энерго-дисперсионным спектрометром INCAEnerge-350 Ускоряющее напряжение 20 кВ, ток 0,2нА, живое время – 50 с.

Аналитическая ошибка вычислялась для каждого

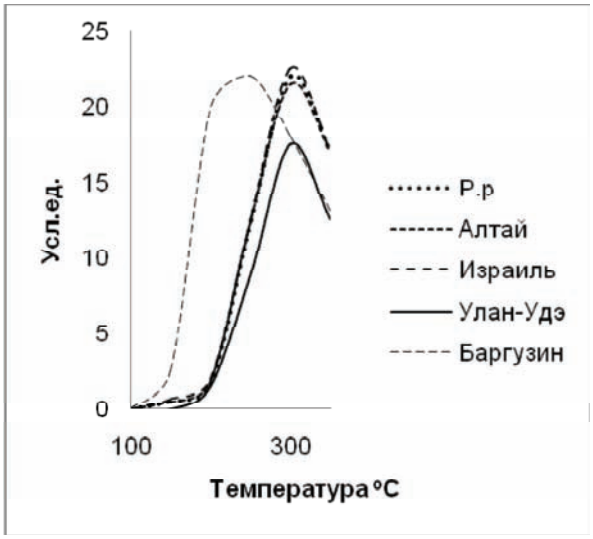


Рис. 1 *Термолюминесценция насыщенных стандартных образцов*

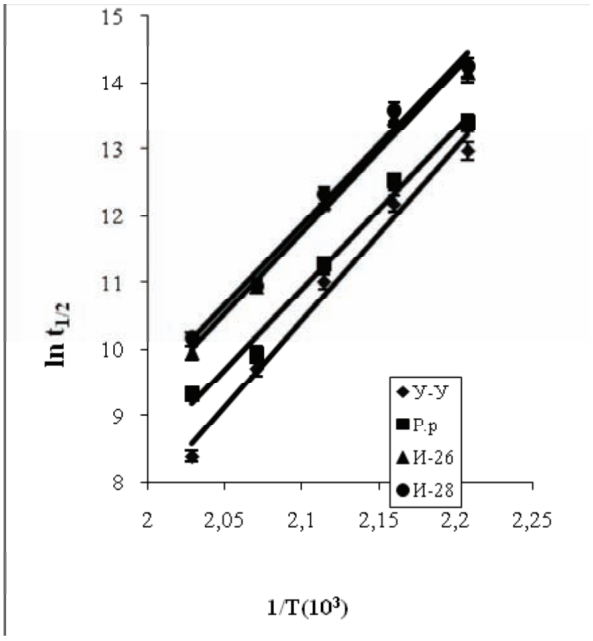


Рис. 2. *Зависимость In $t_{1/2}$ от 1/T*

образца, исходя из ошибки определения дозной чувствительности по данным радиоуглеродного метода, погрешности гамма-спектрометрического анализа, погрешности взвешивания и ошибки определения величины пиков термолюминесценции.

Параметры центров люминесценции

Сравнительное исследование насыщенных стандартных образцов из различных регионов показало, что они различаются по интенсивности люминесценции (рис. 1).

Образец с Русской равнины, два образца из Израиля и образец с Алтая практически одинаковы по интенсивности люминесценции, разница не превышает 5%.

Таблица 1. *Параметры центров люминесценции*

Образец	ε (Дж·10^{-19})	ν (с$^{-1}$·10^{15})
И-26	3,3±0,2	4,1± 0,4
И-28	3,3±0,2	4,1±0,5
Р.р.	3,2±0,2	3,3±0,6
У-У	3,3±0,2	1,4±0,5

Таблица 2. *Данные ЭПР спектроскопии*

Образец	Al-O$^-$(ppm)		Ti/Li (усл. ед.)	
	Исх.	УФ	Исх.	УФ
А-660	11,9	9,4	Н.о.	Н.о.
А-661	11,3	8,3	Н.о.	Н.о.
У-У	53,6	25,2	0.06	Н.о.
Б-607	92,4	36,3	0.69	0.17
Р.р.	9,8	6,3	Н.о.	Н.о.
И-22	9,2	6,7	Н.о.	Н.о.
И-26	7,3	4,7	Н.о.	Н.о.
И-28	10,5	3,4	Н.о.	Н.о.

Таблица 3. *Содержание элементов в точке наблюдения (%)*

№ тчк.	Al	Si	Ti	Fe	Total
1		97,83			97,83
2			93,13		94,55
3	0,51	10,01	86,16	0,72	97,4
4		81,15	13,89		95,04

Два образца, отобранные в Улан-Удэ, отличаются от них на 25%. Кривая термолюминесценции образца из Баргузинской долины приведена здесь для иллюстрации, наблюдаемого иногда, явления низкотемпературной люминесценции (∞200 °С). Такого рода образцы не могут быть использованы для датировки отложений.

Исследования в режиме предварительного изотермического нагрева выполнялись в интервале температур 180–220 °С с шагом 10°. Результаты определения зависимости $\ln t_{1/2}$ от $1/T$ (рис. 2) позволили определить значения частотного фактора и глубины ловушек исследованных образцов (табл. 1). Глубина ловушек для всех исследованных образцов одинакова. Заметно меньше значение частотного фактора (табл. 1). Параметры центров люминесценции отличает образец кварца (У-У) от образцов из Израиля (И-26 и И-28) и с Русской равнины (Р.р,). Возможно, именно этой особенностью центров люминесценции и объясняется меньшая интенсивность люминесценции насыщенных стандартных образцов отобранных в Улан-Удэ.

В спектрах ЭПР (табл. 2) всех образцов регистрируются линии Al-центров. После УФ облучения, интенсивность линий, а следовательно и концентрации Al-центров уменьшается в 1,3–3 раза. В образцах с высокой концентрацией Al-центров обнаружены также титановые

центры с литиевым компенсатором. Облучение образцов ультрафиолетовым светом приводит к обесцвечиванию этих центров.

По концентрации Al-центров в исследованных образцах выделяются кварцы из Забайкалья (У-У и Б-607), в то время как образцы из Израиля с Русской равнины и Алтайские практически не различаются по этому параметру. Примечательно и то, что только в кварцах из Забайкалья обнаружены титановые центры.

Сорок зерен каждого образца кварца были просмотрены с помощью электронного сканирующего микроскопа. Для большинства зерен установлен мономинеральный состав. В нескольких зернах кварца (образцы У-У и Б-601) обнаружены включения подобные тому, что показан на рисунке (рис. 3).

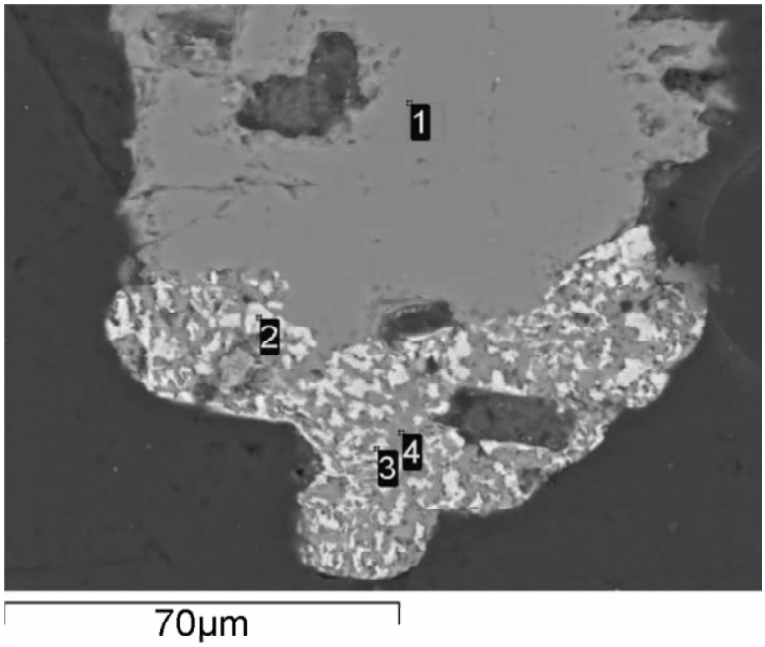


Рис. 3. *Изображение поверхности кварцевого зерна (Б-607) в обратно рассеянных электронах*

Состав этих микроминеральных включений разнообразен и меняется от зерна к зерну. Если в показанном на рисунке 3 основной элемент примеси – Ti, то в других зернах подобные микроминеральные включения содержат десятки процентов Fe, Al и других элементов. Общей особенностью включений является их размер, порядка первых μm, и силикатный состав матрицы.

Заключение

Результаты выполненных исследований позволяют сделать вывод о том, что установленное нами региональное различие термолюминесцентных свойств кварца не является следствием случайной ошибки эксперимента. Очевидно, это определяется особенностями строения кристаллической решетки.

Микропримеси в зернах кварца, от которых невозможно избавится при используемой технологии получения мономинеральной фракции, не могут создать эффект понижения интенсивности люминесценции. Возможно, такие примеси ответственны за возникновение «мешающих» низкотемпературных термолюминесцентных эффектов.

Используемая нами методика определения возраста четвертичных отложений вполне работоспособна с учетом ограничений накладываемых установленными региональными особенностями.

Литература

1. *Власов В.И., Карпов Н.А., Куликов О.А. Границы применимости ТЛ-метода датирования новейших отложений // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. – 1979. – №4. – С.56–64.*
2. *Власов В.И., Куликов О.А. Расчет скорости накопления дозы при термолюминесцентном датировании // Докл. АН СССР. – 1977. – Т.233, №3. – С.467–469.*
3. *Гофман А. М. Метрологические параметры лабораторного гамма-спектрометрического метода анализа. Геохимия радиоактивных элементов и золота Забайкалья. – Новосибирск : Наука, 1979. – С.7–21.*
4. *Иванов В. И. Курс дозиметрии. – М. : Энергоатомиздат, 1988. – 399 с.*
5. *А.В.Перевалов, И. Н. Резанов, Первый опыт термолюминесцентного датирования антропогеновых отложений юго-западного Забайкалья // Геология и геофизика. - 1997. – Т.38, №7. – С.1245–1251.*
6. *Пуннинг Я.-М.К., Раукас А.В. Методы датирования четвертичных образований в целях палеогеографических реконструкций. Итоги науки и техники. Геоморфология. – Т.7. – М. : ВИНИТИ, 1983. – С.123–183.*
7. *Хютт Г.И., Смирнов А. В., Тале И.А. Определение энергетических параметров уровней захвата кварца и зависимость термолюминесценции кварца от дозы облучения // Использование результатов исследования люминесценции минералов в геологии : матер. всесоюз. совещ. – Таллин, 1978. – С.119–123.*
8. *Hennig G.I., Grun R.E.S.R. Dating in Quaternary geology // Quaternary Sci. Rev. – Great Britain, 1983. – Vol.2. – P.157–238.*

РАДОН В ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ ЗАБАЙКАЛЬЯ: УСЛОВИЯ И ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСТВОРЕНИЯ

А.М. Плюснин, Н.Е. Астахов, Е.Г. Перязева

Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия, plyusnin@gin.bscnet.ru

RADON IN SURFACE AND UNDERGROUND WATER OF TRANSBAIKALIA: CONDITIONS AND PECULIARITIES OF SOLUTION

A.M. Plyusnin, N.E. Astakhov, E.G. Peryazeva

Газообразные продукты разложения радиоактивных элементов фиксируются в воздухе и во всех типах вод. Известно, что значительную концентрацию радона могут содержать пресные воды, формирующиеся в зоне гипергенеза в окислительной обстановке, азотные термальные, углекислые минеральные и даже рассолы (Крайнов,Рыженко, Швец, 2004).

Во многих случаях содержание в почвенном воздухе коррелирует с концентрацией радона в поверхностных водах. Это хорошо видно на примере Хиагдинского уранового месторождения, которое располагается на территории сплошного распространения многолетнемерзлых пород и перекрыто покровом базальтов мощностью до 200 м (рис. 1).

На формирование химического состава вод большое влияние оказывают разрывные нарушения, в их пределах наблюдается увеличение содержания и дисперсии распределения ряда химических элементов. Абсолютное содержание урана в поверхностных водах низкое - составляет всего сотые и десятые доли мкг/л. Однако, над рудными телами в ручьях наблюдаются всплески его содержания в несколько раз. Все закономерности формирования ореолов аномальных содержаний урана сейчас пока не ясны, но не вызывает сомнений, что боль-

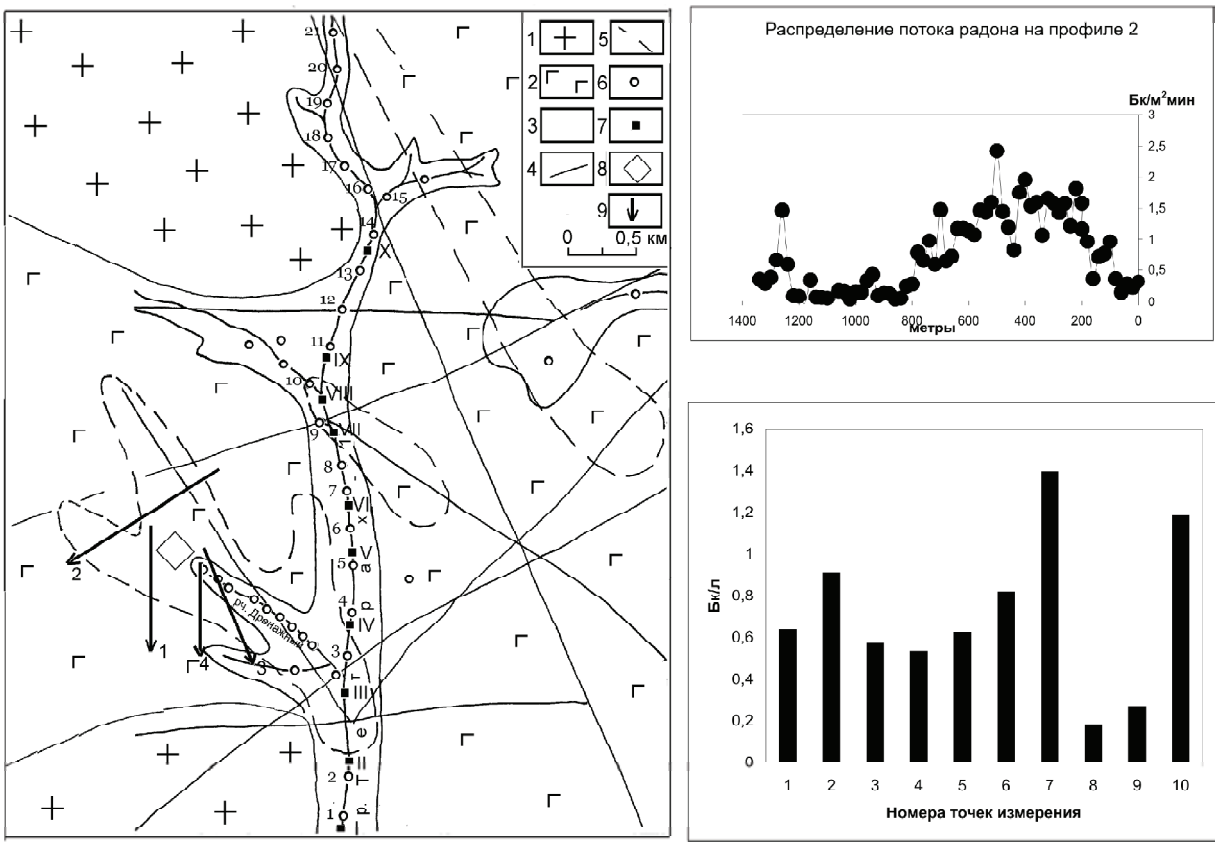
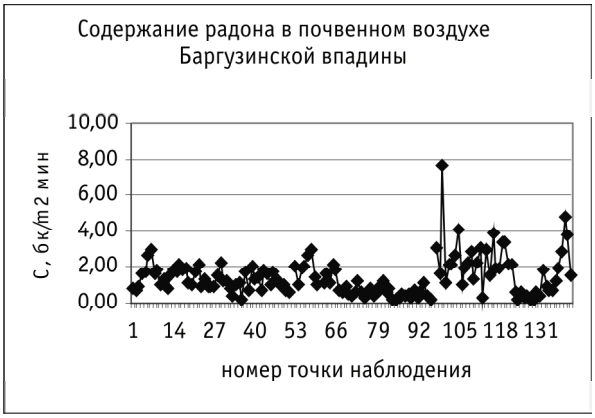


Рис. 1. *Схема расположения Хиагдинского урановорудного месторождения, эманационные потоки радона над рудным телом №5 и содержание радона в рч. Тетрах. Условные обозначения: 1 – Верхнепалеозойские лейкократовые и биотитовые граниты; 2 – неогеновые базальты; 3 – четвертичные отложения; 4 – разрывные нарушения; 5 – контуры рудных тел; 6 – точки опробования вод на макро- и микрокомпонентный состав; 7 – точки опробования вод на радон; 8 – участок проведения опытного подземного выщелачивания урана; 9 – профили, на которых проводилось измерение содержания радона в почвенном воздухе*



Источник	Бк/л	Эман
Гусихинский	10,5	2,8
Горячинский	2,0	0,5
Кулинные Болота	1,9	0,5
Алгинский	224,1	60,6
Гаргинский	70,7	19,1
Иннский	1,5	0,4
Кучигерский	4,1	1,1
Сеюйский	10,9	2,9
Аллинский	9,2	2,5

Рис. 2. *Содержание радона в почвенных водах и трещинно-жильных водах Баргузинской впадины.*
Согласно установленным закономерностям распределения в почвенном воздухе ведет себя радон и в водах – повышенным содержанием выделяются источники термальных вод, разгружающиеся в основном в восточном борту впадины, в пределах отрогов Икатского хребта – это Алгинский, Гаргинский, Гусихинский, Сеюйский источники

шую роль в этом играют разрывные нарушения, которые расекают залежи в нескольких местах. В их пределах, вероятно, формируются таликовые зоны, по которым осуществляется гидравлическая связь с поверхностными водами. Одновременно с возрастанием урана в поверхностных водах растет и концентрация радона, причем наиболее контрастно в пределах расположения разрывных нарушений, диапазон изменения концентрации радона составляет 0,1–1,4 бк/л (рис. 1).

Как показали наши исследования содержание радона в почвенном воздухе кайнозойских межгорных впадин Забайкалья (где нет проявлений рудной урановой минерализации) достигает значений сопоставимых и превышающих концентрации зафиксированных в пределах урановых месторождений. К примеру в Баргузинской впадине содержание радона в почвенном воздухе колеблется в интервале 0,21–7,65 бк/м^2·мин, в среднем 1,42 бк/м^2·мин. Из графика распределения содержания по профилю, заложенному в крест простирания впадины, видно, что в прибортовых частях отмечаются некоторое повышение содержания радона (рис. 2). Борт впадины, ограничивающийся отрогами Икатского хребта, в среднем выделяется относительно более высоким содержанием, чем ограничивающийся Баргузинским хребтом. Наблюдается дисперсия распределения содержания радона в пробах отобранных внутри впадины, что может быть связано с неоднородностью фациального состава заполняющих ее отложений, тектоническими нарушениями и др. Повышенные содержания радона отмечаются вблизи русла реки Баргузин, резко повышенными содержанием радона выделяется понижение в восточной части впадины, по которому заложено русло реки Аргада. Возможно, эта аномалия связана с разломом поперечного, по отношению к впадине, заложения.

В пределах Усть-Селенгинской впадины определения радона в почвенном воздухе были проведены в пределах ее прибортовой части (в районе ст. Посольск) и в центральной – в районе с. Истомино. Эти участки различаются мощностью рыхлых отложений, перекрывающих коренные породы. На первом участке мощность рыхлых отложений не превышает 100 м, на втором – 2,5–3 км. Профили задавались в крест простирания разрывных нарушений. При интерпретации данных использовалась информация по динамическому состоянию разрывных нарушений, основанных на геоморфологических и геофизических исследованиях этого района [Резанов, Нефедьев, 1996].

Профиль, пройденный на западной окраине ст. Посольск, пересекает субширотный Бортовой разлом, отделяющий впадину от кристаллического обрамления. Состояние пород в зоне разлома отвечает условиям сжатия. Поток радона измерен в 80 точках наблюдения. Начало профиля находится в поле распространения коренных пород (гранитов). Этот участок профиля характеризуется средними значениями потока радона 3–5 бк/м^2·мин. На этом фоне выделяются 3 точки со значениями потока 7–10 бк/м^2·мин, которые связаны, по нашему мнению, с оперяющими разрывами северо-восточного направления, проявляющимися понижениями в рельефе. Далее профиль проходит в поле распространения осадочных пород впадины. Фоновый поток радона для данного участка составляет 2 бк/м^2·мин. Бортовой разлом выделяется на этом фоне четырьмя пиками – 5–7 бк/м^2·мин. Далее по профилю фиксируются аномально высокие значения потоков радона (6–13 бк/м^2·мин), которые, на наш взгляд, связаны с оперяющими разрывными нарушениями Дельтового разлома. В пределах профиля, расположенного в 500 м восточнее, протяженностью 460 м фоновые значения составляют 3–4 бк/м^2·мин. Над разрывными нарушениями поток радона достигает 6–15 бк/м^2·мин. В пределах профиля протяженностью 1200 м, который заложен в крест простирания Дельтового разлома, фиксируются высокие потоки радона 4–7 бк/м^2·мин, что может быть обусловлено большой шириной зоны разлома.

В центральной части впадины в крест простирания Берегового разлома, который выражен в рельефе усту-

Таблица 1. *Активность радона в грунтовых водах дельты р. Селенги*

Номер п/п	Название населенного пункта	Активность радона, Бк/л
1	Посольск	13,5
2	Истомино	9,9
3	Шигаево	18,55
4	Творогово	11,05

пом высотой 10 м были заложены два параллельных профиля. Протяженность профилей составляет 400 и 520 м. Профили начинаются на заболоченном берегу Байкала и протягиваются от него в юго-восточном направлении. Для обоих профилей характерны низкие значения потока радона: 1–3,5 бк/м^2·мин. Особенно низкие значения отмечены в начальных точах наблюдения. Эти точки расположены в заболоченной местности, где вода, вероятно, служит экраном для потока радона. Субширотный Колесовский разлом был пересечен профилем протяженностью 1060 м. Потоки радона в пределах пройденного профиля характеризуются низкими значениями (1–3,5 бк/м^2·мин) без явно выраженных аномалий, соотносящихся с разломом.ачало профиля Н находится возле профиля Е, профильН проложен в северо восточном направлении (в сторону с. ми понижениями в рель

Анализ полученных результатов свидетельствует о том, что содержание радона в почвенном воздухе в пределах центральной части Усть-Селенгинской впадины значительно ниже, чем в ее прибортовых частях. В прибортовой части впадины отмечаются значительные вариации значений потоков радона, связанные с разрывной тектоникой. Повышенные содержаниями радона сопоставляются с положением внутрикоровых открытых разрывных нарушений северо-западного и субширотного направления. Наиболее высокими значениями потоков радона выделяется Дельтовый разлом северо-восточного простирания, входящий в Восточно-Байкальскую систему глубинных разломов.

Как было отмечено выше, вода в известной степени может экранировать поток радона, т.е. на путях миграции потоков радона можно ожидать его аномальных концентраций в водах. Нами определялась активность радона в придонной воде оз. Байкал с целью пересечь Боргой-Большереченский и Прибрежный разломы. Измерения проводились по трем профилям от берега до авандельты. Во всех пробах содержание радона было меньше 0,05 бк/л. В прибрежной части озера – в устье протоки Харауз установлена активность радона 1,98 бк/л, в устье протоки Средняя 0,29 бк/л. Вероятно, поступление радона в этих местах происходит по Инкинскому и Кабанскому разломам, определяющим местоположение данных проток. Возможно, в этом случае определяющее влияние на содержание радона в воде оказывает глубина акваторий. Так как активный водообмен в пределах акваторий приводит к рассеиванию его концентрации.

Более медленный водообмен по сравнению с акваторией происходит в грунтовых водах. Нами исследованы воды в колодцах в пределах впадины. Измерено содержание радона в грунтовых водах в селах Посольск, Истомино, Шигаево и Творогово, находящихся в зонах Берегового, Шигаевского и Твороговского разломов субширотного заложения. Установлено повышенное относительно поверхностных вод содержание радона в населенных пунктах расположенных в пределах воздействия названных выше открытых разрывных нарушений (табл. 1).

В Забайкалье широко распространены “Радоновые” воды, представляющие собой весьма распространенную группу радиоактивных вод, формирующихся в большинстве случаев в районах развития кислых магматических пород с повышенным содержанием радиоактивных элементов. Этим водам свойственно формирование в раскрытых структурах центральных и краевых зон горноскладчатых сооружений, характеризующихся интенсивной, иногда затрудненной циркуляцией подземных вод и развитием окислительных процессов. Радиологически этот тип вод характеризуется содержанием радона более 50 эман, радия – менее 1х10^{-11} г/л и урана – менее 3х10^{-5} г/л.

Их выходы в большинстве случаев прослеживаются вдоль региональных зон разломов, ограничивающих межгорные впадины мезозойского возраста. В результате проведения среднемасштабной гидрогеологической съемки в регионе выявлено, что водопункты с повышенным содержанием радона трассируются локальными разрывными нарушениями неглубокого заложения, где образуются эманирующие коллектора благодаря вторичным концентрациям радия на стенках водопроводящих каналов (Борисенко, 1976). Наиболее известные водопункты с высокой концентрацией радона приурочены к Джидино-Витимскому структурному шву (ДВСШ). Содержания радона в этих водопунктах колеблется от 50 до 200 эман. В месте разгрузки вод в результате дегазации радона атмосферный воздух постоянно содержит этот радиоактивный газ.

Источники пресных вод с повышенным содержанием радона питаются преимущественно трещинными и трещинно-жильными водами. Радоновые воды находятся, в основном, в пределах оперяющих и локальных разломов неглубокого заложения, сформировавшихся в условиях сжатия. Питание этого типа вод осуществляется за счет атмосферных осадков и поверхностных вод. Небольшая глубина разломов обусловливает кратковременность взаимодействия атмосферных вод с горными породами. Как и для трещинных вод гидрогеологических массивов для них характерна хорошо выраженная вертикальная зональность. На водораздельных частях это обычно ультрапресные (0,02–0,1 г/л) гидрокарбонатные магниево-кальциевые воды, содержащие 5–10 мг/л агрессивной углекислоты. Их газовый состав аналогичен атмосфере. К подножию склонов химический облик этих вод меняется. Их минерализация возрастает до 0,2–0,3 г/л. На фоне гидрокарбонатов увеличивается процентное содержание сульфатов, катионный состав обычно магниево-натриево-кальциевый. В составе растворенных газов преобладающими являются азот и кислород. Накоплению радона в пределах этих разломов благоприятствуют небольшие скорости движения,

Таблица 2. *Диапазон изменения и средние содержания некоторых компонентов в разных типах радоновых вод (min–max / сред.)*

Тип воды	n	Rn, эман	Общ мин., мг/л	U	Li	Rb	Sr	Fe	Mn	Cu	Zn
				мкг/л							
Пресные (Rn >20 эман)	6	20,9–41,9/ 27,5	104,9–389,6/ 240,4	1,0–27,1/ 9,1	6,45–9,9/ 8,2	0,3–4,7/ 1,7	92,5–906,3/ 447,3	2,1–71,2/ 30,1	0,7–11,9/ 4,0	0,5–241,7/ 86,5	2,7–1659,8/ 310,1
Пресные (Rn <20 эман)	37	0,2–15,2/ 4,3	52,7–1200/ 350,1	0,01–27,2/ 6,0	0,9–465,3/ 48,1	0,2–102,7/ 4,2	39,5–3222,06/ 550,02	3,8–4880,2/ 245,3	0,3–235,1/ 20,7	0,7–1457,5/ 153,2	1,2–3630/ 256,9
Азотные термальные	8	12–85/ 36,1	560–1389/ 996,4	0,5–7,7/ 2,4	395,9–781,5/ 590,5	85,7–261,3/ 178,5	1091,3–2355/ 1761,4	9,7–114,7/ 38,6	0,6–51,9/ 12,7	0,7–2,7/ 1,6	2,6–11,9/ 6,2
Углекислые	12	0,1–24,5/ 7,0	116,2–3517/ 1447	0,1–116,7/ 13,9	3,6–1073,1/ 259,4	0,9–244,8/ 54,6	226,3–11277,2/ 3163,6	16,0–20258,7/ 3431,3	1,7–1569,7/ 350,7	0,9–1952,8/ 280	4,4–3431,4/ 398,7

особенно на пониженных участках рельефа, и температура воды, которая редко превышает 4 °С. Концентрация радона в воде определяется количеством радиоактивных элементов в породах, причем обогащение вод радоном до значимых концентраций происходит только в пределах эманирующих коллекторов. Эманирующие коллектора могут быть различного типа. Насыщение пресных вод радоном чаще всего происходит в зонах интенсивного перетирания пород. Катаклазированные и милонитизированные породы зон разрывных нарушений являются активными поставщиками в воды не только радона, но и широкого круга микроэлементов, которые образуют в их пределах контрастные ореолы и потоки рассеяния (Плюснин, Гунин, 2001). Нами в долине рч. Акшанга обследовался радоновый источник, было замечено, что вода опалесцирует. Детальное исследование воды показало, что в ней содержится очень тонкая взвесь глин. Опалесцирующая вода была обнаружена и в ручье, который протекал недалеко от источника. Как оказалось, русло этого ручья было заложено непосредственно по разрывному нарушению, из которого и вымывалась глина. Анализ микроэлементного состава воды ручья показал очень высокое содержание цинка, концентрация которого достигала 2 мг/л.

В пределах разгрузки углекислых и некоторых типов азотных термальных вод, могут формироваться отложения минеральных солей – травертины, которые в своем составе часто содержат радиоактивные продукты распада уранового и ториевого рядов. Мощность травертиновых отложений может достигать десятков метров, занимаемая ими площадь составляет сотни квадратных метров. Уровень радиации в пределах этих отложений может превышать фоновые значения в несколько раз. В Западном Забайкалье радиоактивные отложения травертинов известны на минеральных источниках Холон-Угун, Хойто-Гол, Шумак, Гаргинский. Этот тип коллекторов в местах разгрузки минеральных вод располагается не только на поверхности, но и в приповерхностных условиях, на глубине от нескольких метров до нескольких десятков метров, там, где происходит раскрытие гидротермальных систем и падает парциальное давление углекислого газа или куда проникают микроорганизмы, в результате жизнедеятельности которых формируются травертины биогенного происхождения.

Формирование макрокомпонентного химического состава подземных вод происходит путем поэтапного достижения равновесия растворенных веществ с продуктами выветривания коренных пород (Шварцев, 1998). Наиболее значительное влияние на химический состав вод зоны активного водообмена оказывает достижение равновесия относительно карбоната кальция. В результате этого меняется тип воды, накапливаются в растворе ионы сульфата, хлорида, натрия, магния и др. Такие воды характеризуются и более богатым микроэлементным составом. Химический состав пресных радоновых вод Бурятии трансформируется по содовому направлению, выделяется несколько групп источников с повышенным, относительно равновесного с кальцитом, содержанием гидрокарбонат-иона. Это в первую очередь источники Урбукан, Атан-Булаг, Боргойский, Окино-Ключевского угольного разреза, Алтын-Булаг, Инзагатуйские. Затем источники Галтай, Шэнэ Байдал, Рыбный, Кукунский, Калинишные и, наконец, источники Нарсата, Окино-Ключевский, Петропавловский, Кяхтинские, Гэгэтуйский. Воды большинства исследованных нами источников располагаются вблизи линии равновесия с карбонатом кальция. Источники состав воды, которых значительно трансформирован имеют, как правило, более длительную историю взаимодействия с горными породами.

Микроэлементный состав радоновых вод зависит от условий формирования их ресурсов. Обогащение вод радоном, вероятно, происходит на заключительных стадиях формирования их химического состава, так как период полураспада радона составляет всего около 3 суток, а микроэлементный состав вод формируется на протяжении всей истории миграции вод в горных породах.

В таблице 2 приведены содержания некоторых определенных нами микроэлементов в трещинно-жильных вводах. Анализ их содержания в водах показывает, что имеются некоторые закономерности в их распределе-

нии. Наиболее высокие содержания урана характерны для углекислых и пресных трещинно-жильных вод, содержание урана в азотных термальных водах ниже. Такое поведение урана объясняется его химическими свойствами, в частности, устойчивостью в растворе карбонатных комплексных соединений

В пресных радоновых водах, несмотря на их низкую минерализацию, обнаруживаются более высокие содержания железа и марганца, это косвенно может свидетельствовать о связи радоновых вод с железо-марганцевыми коллекторами. Медь и цинк хорошо мигрируют в окислительных условиях, поэтому пресные радоновые воды характеризуются относительно значительными их концентрациями. С увеличением степени метаморфизации вод увеличивается и содержание урана, что вполне объяснимо, так как уран выщелачивается из горных пород и чем с большим количеством горных пород он прореагирует, тем больше будет его концентрация в растворе, при условии его равных содержаниях в породах. Аналогично ведут себя в пресных радоновых водах литий и железо, их концентрация возрастает с ростом времени взаимодействия воды с горной породой. Четкой зависимости содержания радона с микроэлементами не выявлено, так как поступление радона в воды связано с радиоактивным распадом радия на адсорбционных барьерах.

Работа выполнена при поддержке гранта научной школы 3561.2008.5, интеграционного проекта СО РАН №87.

Литература

1. *Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Швец В.М. Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. – М. : Наука, 2004. – 677 с.*
2. *Плюснин А.М., Гунин В.И. Природные гидрогеологические системы, формирование химического состава и реакция на техногенное воздействие (На примере Забайкалья). – Улан-удэ : Изд. БНЦ СО РАН, 2001, – 137 с.*
3. *Плюснин А.М., Астахов Н.Е., Перевалов А.В., Тайсаев Т.Т. Потоки рассеяния урана и сопутствующих элементов над гидрогенными U-рудными телами, перекрытыми покровом базальтов (на примере Хиагдинского месторождения) // Геохимия. – 2005. – №7. – С.763–771.*
4. *Шварцев С.Л. Гидрогеохимия зоны гипергенеза. – М. : Недра, 1998. – 366 с.*

УРАНОНОСНОСТЬ ГИДРОТЕРМАЛЬНО-МЕТАСОМАТИЧЕСКИХ ОБРАЗОВАНИЙ

Е.В. Плющев

Всероссийский научно-исследовательский геологический институт им. А.П. Карпинского (ВСЕГЕИ), Россия, Evgeni_Plyushchev@vsegei.ru

URANIUM-BEARING OF HYDROTHERMAL METASOMATIC MINERALS, ROCKS AND FORMATIONS

E.V. Plyushchev

Federal State Unitary Enterprise "A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute" (FGUP "VSEGEI")

Abstract. *Some features of uranium-bearing hydrothermal mineralization have been considered at the levels of minerals, rocks and metasomatic formations. Much attention is given to background hydrothermal minerals of low to medium concentrated levels and to some extend hydrothermal minerals of halos. Among them the authors established minerals, which tend to self-purification from admixed uranium accumulation in the processes of metasomatic replacement of uranium-containing aggregates. This leads to change of uranium distribution forms as well to concentration of scattered uranium. Potential uranium-bearing metasomatites and metasomatic formations have been identified.*

Радиогеохимические особенности гидротермально-метасоматических образований наиболее сложны для изучения в связи с их эпигенетическим развитием в различном субстрате и разнообразии существующих представлений о гидротермальной деятельности как природном геологическом явлении [4, 6].

Под ***гидротермальной деятельностью*** в дальнейшем изложении понимается периодическое зарождение, стационарное функционирование и отмирание в подвижных поясах земной коры термальных гидродинамических систем, осуществляющих глубинную циркуляцию газово-жидких (преимущественно водных) растворов в восходящем термодинамически регрессивном направлении из областей питания (зарождения) в области разгрузки (рассеяния) гидротерм [5].

Области зарождения (питания) восходящего гидротермального потока представляют собой места отделения газово-жидкой легкоподвижной фазы от пород или расплава и ее перемещения (отжимания) к дренажным зонам за счет уплотнения вмещающей среды (уменьшения пористости, пластических деформаций, перекристаллизации, раскристаллизации и т. п.). Области зарождения гидротерм располагаются, видимо, не глубже 5–10 км от палеоповерхности [3]. В гидрогеологическом отношении они характеризуются квазиэлизионным режимом и имеют более высокие p-T – условия по сравнению с областями разгрузки, что предопределяет регрессивный характер гидротермальной деятельности.

Области разгрузки гидротерм располагаются на уровне открытой трещинно-поровой проницаемости с преимущественно фильтрационным гидродинамическим режимом вплоть до самоизлива на субаэральную или субаквальную поверхность. Направленное перемещение гидротерм по флюидопроводникам осуществля-

ется за счет гидродинамического напора из области питания и других факторов в условиях скомпенсированного литостатического давления жестким каркасом пород.

Гидротермальные системы – это динамически взаимосвязанные, сопряженные в пространстве и времени области питания и разгрузки, а также разделяющие их барьерные зоны изменения физико-химических параметров и условий циркуляции гидротермальных растворов. Основными параметрами гидротермальной системы являются:

а) время зарождения, продолжительность стационарного функционирования и время отмирания;
б) гидротермальные ресурсы, определяемые объемом области питания и содержанием в ней подвижной фазы;
в) гидродинамический напор, способствующий направленному перемещению гидротерм из области питания в область разгрузки;
г) суммарная и дифференцированная производительность системы, определяемая количеством подвижной фазы, перемещаемой из области питания в область разгрузки в единицу времени в зонах разной проницаемости;
д) меняющиеся физико-химические и другие показатели системы.

Возникновение гидротермальной системы связывается с началом поступления легкоподвижной фазы в область разгрузки, что вызывается тектоническими перестройками, вскрывающими область питания. Стационарному режиму способствуют паузы тектонической и магматической активности. Отмирание системы обусловлено исчерпанием ее материально-энергетических ресурсов или новыми тектоническими перестройками, включая блоковые перемещения, внедрение интрузий, параксизмы вулканизма, создание новых гидротермальных систем.

Термодинамические условия существования гидротермальных систем определяются интервалом температур от 900–600 до 100–50 °С и давлением $1–n\cdot10^3$ бар. Выделяются: *гипозонные, мезозонные, эпизонные, телезонные* системы, различающиеся диапазонами температур и давлений гидротермального минералобразования [9].

Гидротермально-метасоматические образования (ГМО). Реально наблюдаемыми следами функционирования былых гидротермальных систем являются гидротермально-метасоматические образования, включая региональные и локальные зоны изменения, жилы выполнения и метасоматические тела. Изучение и картирование гидротермально-метасоматических образований позволяет воссоздать пространственно-временную позицию сопряженных областей питания и разгрузки в конкретной геологической ситуации, разработать объемную модель гидротермальной палеосистемы, оценить ее прогнозные ресурсы и, наконец, найти места возможного рудоконцентрирования [5, 7, 8, 10, 11]. ГМО могут быть рассмотрены на уровне *минералов, пород и формаций.*

1. Гидротермальные минералы. Кристаллохимическая систематика минералов общеизвестна. В геохимическом отношении (с учетом кларков земной коры) минералы подразделяются по максимальному коэффициенту концентрации минералообразующих ионов [7]:

- Низкоконцентратные ($W = n\cdot10^0 – n\cdot10^1$) – “фоновые” (K, Na, Ca, Mg, Fe, Al, Si, O, H)
- Среднеконцентратные ($W = n\cdot10^2 – n\cdot10^3$) – “ореольные” (Li, Rb, Sr, Ba, Mn, Zr, Ti, Cr, P, V, S, B, C, Cl, F)
- Высококонцентратные ($W = n\cdot10^4 – n\cdot10^8$) – “рудные” (Pb, Zn, Cu, Co, Ni, Ag, Au, Cd, Bi, Hg, Sb, As, Be, Th, Mo, U, Nb, Sn, Ta, W, Se, Te, Cs и др.).

Среди гидротермальных минералов по содержанию и особенностям распределения урана выделяются следующие радиогеохимические группы [6, 12]:

1) собственные минералы урана (высококонцентратные) – уранинит, настуран, браннерит, коффинит и другие, в которых уран представляет собой главный минералообразующий компонент;
2) минералы-концентраторы урана (среднеконцентратные) – рутил (лейкоксен), сфен, апатит, циркон, монацит и другие, в которых уран обычно входит в кристаллическую решетку в виде изоморфной примеси, достигая содержаний в несколько процентов;
3) минералы с повышенной емкостью по отношению к примеси урана (преимущественно низкоконцентраные) – эпидот, щелочные амфиболы, эгирин, некоторые разновидности граната, биотит, актинолит, частично хлориты и другие, характеризующиеся накоплением урана до нескольких долей процента при равномерном внутриминеральном распределении;
4) минералы, склонные к самоочистке от примеси урана (средне- и низкоконцентратные) – кварц, полевые шпаты, светлые слюды, карбонаты, флюорит, пирит и другие, характеризующиеся низкой или резко переменной и неравномерной радиоактивностью.

Минералы двух последних групп заслуживают особого внимания, несмотря на свою ординарность. Именно они осуществляют гидротермально-метасоматическую дифференциацию вещества в земной коре. Особая роль здесь принадлежит минералам склонным к самоотчистке, которая выявляется при более тонком изучении структуры распределения урана с помощью f-радиографий треков индуцированного деления ядер урана [6, 7]. Рассмотрим некоторые примеры (рис. 1).

Минералы, склонные к самоочистке, отличаются неоднородным распределением микропримесей. При достижении определенного кристаллического совершенства и размеров индивидов они имеют обычно крайне низкие концентрации урана во внутренних зонах и более обогащенные каймы. Дальнейшее совершенствование гидротермального агрегата ведет к вытеснению микропримеси урана в межзерновое пространство и, при достижении определенной концентрации, к появлению там либо минералов-концентраторов, либо собственных минералов урана. Чем дальше прошел процесс раскристаллизации и перекристаллизации, тем выше дифференциация вещества, ранее рассеянного во всем объеме минерального агрегата. Подобные выводы мож-

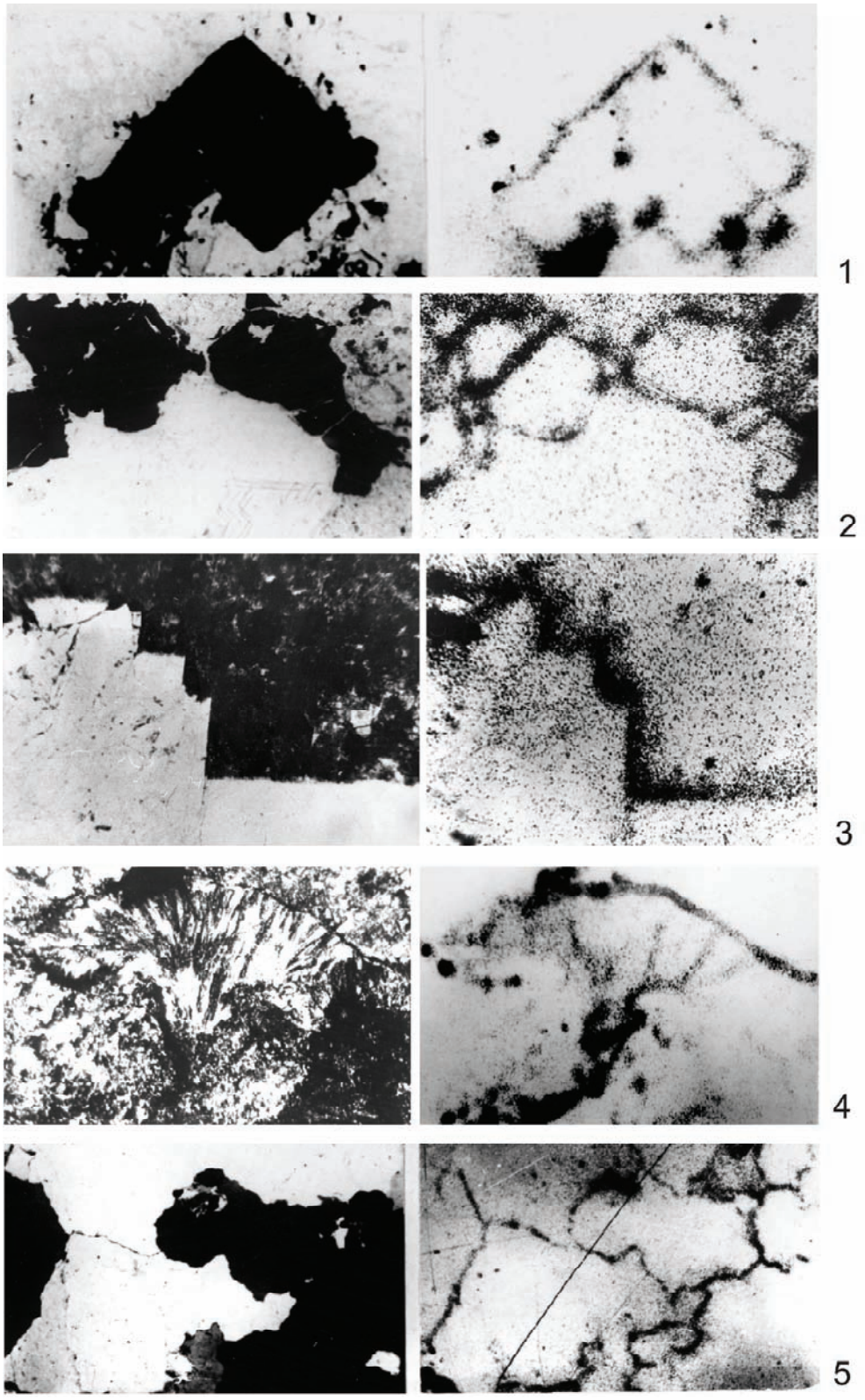


Рис.1. *Самоочистка минералов в ходе метасоматического замещения урансодержащего агрегата. Микрофотографии шлифов (слева) и f-радиографии треков индуцированного деления ядер урана (справа) (увеличение 50-80)*
*1 – Скопление урана на гранях роста монокристалла. 2 – Вытеснение урана из кристаллической решетки пирита при метасоматическом замещении полиминерального уранового агрегата. 3 – Скопления урана на гранях роста кристаллов сидерита, заместившего кварц-серицитовый агрегат в урановом березите. 4 – Гематит-кварц-калишпатовый псевдосферолит калишпатофира; концентрирование урана в гематите и на фронте роста и очистки метасоматического агрегата. 5 – Самоочистка кварца и мусковита грейзенов при замещении высокора*диоактивных гранитов.

но сделать при рассмотрении многочисленных f-радиографий в фундаментальной работе Л.П. Рихванова [13].

2. Гидротермалиты и эпипроды. Статистически устойчивые ассоциации низкоконцентратных и отчасти среднеконцентратных минералов имеют преимущественно рассеяно-вкрапленное распространение в субстрате (эпипороды) и реже образуют массивные жильные или метасоматические скопления (гидротермалиты). Выделяется три основных группы ассоциаций: *а) кварц-светлослюдистые, б) темноцветные, в) полевошпатовые* (рис. 2).

Несмотря на противоречивость отдельных наблюдений, можно все же попытаться наметить основные тенденции поведения урана при формировании измененных пород [1, 4, 13, 14].

2.1. Кварц-светлослюдистые. Гидротермалиты с преимущественным развитием кварц-светлослюдистых новообразований (аргиллизиты, березиты, вторичные кварциты, грейзены), формирующиеся под влиянием относительно кислых растворов, характеризуются резко неравномерной и разнообразной радиоактивностью с более или менее значительным разделением урана и тория, иногда со скоплениями минералов-концентраторов или собственных минералов урана, реже тория. Известны низко- и высокорадиоактивные вторичные кварциты (медно-молибденовые и ториеносные), березиты (золото- и урановорудные), аргиллизиты (с полиметаллами и ураном) и даже грейзены, хотя последние чаще отличаются повышенной радиоактивностью.

В околорудном пространстве урановых рудных тел от внешних зон к внутренним закономерно меняются характер распределения и формы нахождения урана: от равномерной сыпи в полиминеральных скоплениях к обособлению в межзерновом пространстве до прожилково-вкрапленных выделений собственных минералов.

2.2. Темноцветные. Гидротермалиты с широким развитием минералов темноцветной группы (разнообразные пропилиты и скарны), формирующиеся в преимущественно слабощелочных-близнейтральных условиях, характеризуются относительно равномерным околокларковым или фоновым содержанием радиоактивных элементов. В большинстве случаев зоны региональной пропилитизации и скарнирования пород, проявленные в вулканогенных или интрузивных образованиях, характеризуются низкой радиоактивностью, исключающей возможности привноса или концентрирования радиоактивных элементов в ходе этих процессов. При этом не только содержания урана стремятся к кларковым значениям, но и дисперсия их распределения, как правило, уменьшается.

Известны более редкие наблюдения локальных накоплений урана и тория в своеобразных скарнах [13] и высоких содержаний урана и тория в пропилитизированных высокорадиоактивных интрузиях (Л.Л. Леонова).

2.3. Полевошпатовые. Среди гидротермалитов с преимущественным развитием минералов полевошпатовой группы в радиогеохимическом отношении намечаются две противоположные тенденции.

Собственно полевошпатовые метасоматиты (альбититы, калишпатиты, эйситы, гумбеиты, фениты и т. п.), формирующиеся в резко щелочных средах, характеризуются часто повышенными содержаниями радиоактивных элементов, включениями минералов-концентраторов (апатит, циркон и др.) и собственных минералов урана и тория. Наряду с этим встречаются щелочные метасоматиты, особенно среди низкотемпературных, с фоновым или пониженным содержанием урана (некоторые золотосодержащие адуляриты, альбититы с полиметаллами и др.). Гидротермалиты рассматриваемой группы образуют, как правило, небольшие по размерам жилообразные тела, иногда рудоносные. Изучение треков индуцированного деления ядер урана в этих образованиях показывает приуроченность урана к участкам между зернами щелочных полевых шпатов, где он концентрируется в темноцветных минералах (хлорит, актинолит, щелочные амфиболы, эгирин и др.), в минералах-концентраторах или собственных минералах.

Кварц-полевошпатовые метасоматиты (фельдшпатолиты, калишпатолиты, альбитолиты, альбитофиры, калишпатофиры и др.), формирующиеся в слабощелочных условиях, характеризуются понижением содержания радиоактивных элементов в ходе развития соответствующих процессов преобразования исходных пород. Особенно показательны в этом отношении проявления ранней калишпатизации в глубинных частях высокорадиоактивных интрузий, приводящие к выносу широкой гаммы рудных элементов [1 и др.]. Менее изучены эти про-

Рис. 2. *Сводная диаграмма минерального состава наиболее распространенных гидротермалитов*

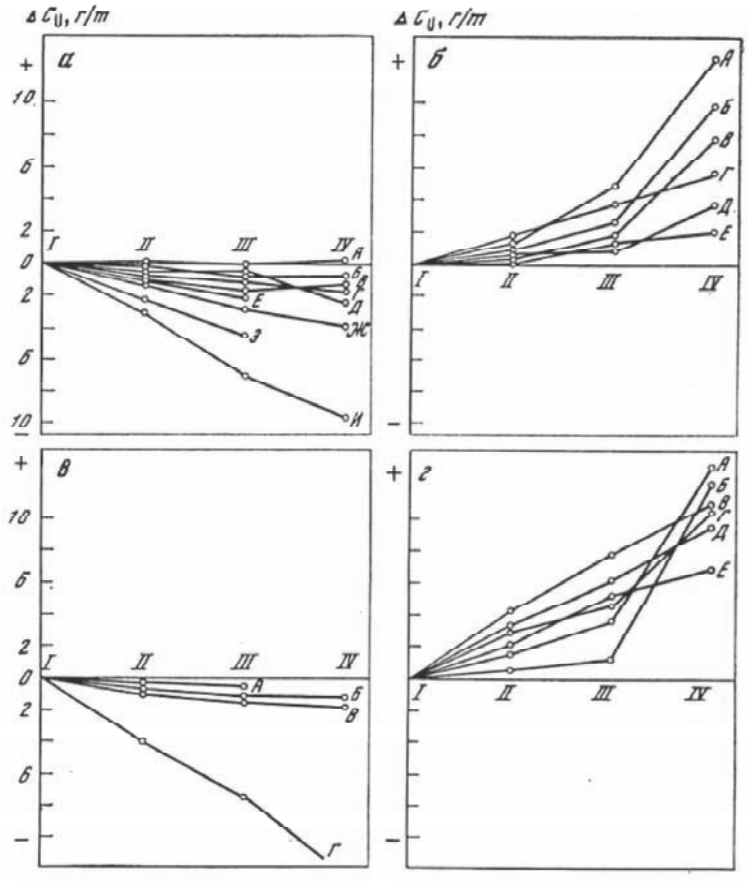


Рис. 3. *Поведение U в ходе формирования различных гидротермалитов а – пропилиты, б – березиты, в – фельдшпатолиты, калишпатофиры, г – грейзены. А, Б,…, И – породы различного состава и происхождения в конкретных районах. Степень замещения исходных пород: I – слабая (10% новообразований), II – умеренная (10-20%), III – сильная (20-80%), IV – полная (>80%). ДС – разность содержаний U в измененных и неизмененных породах; плюс – привнос; минус – вынос*

цессы в вулканических толщах, где наложенные изменения рассматриваются как раскристаллизация стекол – "фельзитизация", или гидротермальный метасоматизм, но обычно также имеют тенденцию к извлечению урана и других элементов.

Все эти радиогеохимические особенности еще более резко проявляются в индивидуальных метасоматических зонах, часто обнаруживают устойчивые тенденции привноса или выноса урана по мере усиления степени метасоматического изменения пород (рис. 3).

Таким образом, в ходе гидротермально-метасоматического преобразования пород намечаются две полярные тенденции поведения урана: 1) проявления слабощелочного (железо-магний-кальциевого или кремний-натрий-калиевого) метасоматоза способствуют рассеянию урана и выносу его избыточных (вышекларковых) содержаний; 2) проявления кислотного (алюмо-кремниевого) или щелочного (калиевого или натриевого) метасоматоза приводят к концентрированию урана и его неравномерному накоплению в измененных породах.

3. Гидротермально-метасоматические формации. Сопряженные в пространстве и времени зоны гидротермально-метасоматических изменений с полярными радиогеохимическими особенностями образуют потенциально урановосные *гидротермально-метасоматические формации регионального низкоконцентратного (породного) типа (ГМФ)*. В благоприятных обстановках первичного накопления урана любая наложенная гидротермальная система может сформировать его значимые концентрации. Однако некоторые ГМФ как таковые оказываются нередко специализированными на концентрирование урана [12]: а) фельдшпатолит-грейзеновая (плутоногенная), б) калишпатофир-аргиллизитовая (вулканогенная), в) кремнисто-аргиллизитовая (тектоногенная стратиформная), г) пропилит-березит-эйситовая (тектоногенная приразломная). Первая из них редко образует промышленные концентрации, но имеет важное подготовительное значение. Вторая проявлена разномасштабными месторождениями различных эпох (Кызылсай – PZ_2, Приташкентский район – PZ_3, Стрельцовская группа – MZ и др.). Третья представлена месторождениями несогласия. Четвертая – месторождениями Северного Казахстана и др.

Во всех случаях имеет место исходная специализация пород, щелочно-кислотная эволюция растворов, длительность и стационарность функционирования гидродинамической системы, огромные масштабы перемещения рудного вещества и его резко дифференцированное распределение в области разгрузки [12]. Такая достаточно устойчивая в пространстве и во времени эволюция физико-химических обстановок, возникающая в результате регионального изменения термобарических градиентов, рассмотрена в, работах Г.Б. Наумова [2]. Понижение температуры в гидротермальной системе при постоянном давлении приводит к устойчивому повышению кислотности раствора, в то время как снижение давления влечет за собой возрастание щелочности. Взаимодействие этих двух тенденций определяет эволюцию кислотно-основного режима эндогенных флюидов.

Потенциальная продуктивность ГМФ определяется: а) объемом периферических зон ГМФ и средневзвешенным коэффициентом выноса урана из них; б) геологически благоприятным положением барьерных подзон, разграничивающих центральные и периферические зоны; в) средневзвешенным коэффициентом привноса урана и дисперсией его распределения в центральных зонах ГМФ; г) суммарным количеством собственного гидротермального минерального вещества в реконструированном объеме ГМФ.

Гидротермальные локального высококонцентратного типа рудные формации (ГРФ) подразделяются так же как ГМФ на: плутоногенные, вулканогенные, амагматические тектоногенные и полигенные. ГМФ синхронные и сингенетичные включенными в них рудным формациям (ГРФ) рассматриваются при прогнозно-металлогеническом формационном анализе в качестве рудоносных.

Урановосные ГМФ определяют возможные рудноформационные типы выявленных или прогнозируемых месторождений. Рудные формации как структурно-вещественные модели природных концентраций определенного уровня сложности (месторождений, рудопроявлений и т.п.) могут быть урановорудными (уран – один из ведущих элементов накопления), урановосными (комплексные с подчиненным ураном) и безурановыми.

Среди основных урановорудных формаций гидротермального типа можно отметить: урановую альбититовую (кировоградский тип); уран-медно-висмутовую в сидеритовых жилах; урановую, молибден-урановую, фосфор-урановую эйсит-березитовые (северо-казахстанский тип); золото-урановую гумбеитовую (эльконский тип); фтор-молибден-урановую аргиллизитовую (стрельцовский тип). Кроме того отмечается ряд полигенных метаморфо-гидротермально-метасоматических урановорудных формаций (Падма, Карку в Карело-Кольском георегионе и др.). В совокупности с проявлениями урансодержащих формаций анализ распределения урана на формационном уровне вполне определенно указывает на связь источников его концентрираций с континентальными блоками зрелой земной коры, точнее с ее гранитно-метаморфическим слоем.

В заключение можно отметить, что радиогехимические исследования ГМО на различных уровнях структурно-вещественной сложности вносят существенный вклад в теорию гидротермального рудообразования.

Литература

1. *Беус А.А., Севе-ров Э.А., Ситкин А.А. и др. Альбитизированные и грейзенизированные граниты. – М. : Изд-во АН СССР, 1962. – 196 с.*
2. *Наумов Г.Б. Основы физико-химической модели уранового рудообразования. – М. : Атомиздат, 1978. – 213 с.*
3. *Овчинников Л.Н. Образование рудных месторождений. – М. : Недра, 1988. – 255 с.*
4. *Плющев Е.В. Уран и торий при гидротермальном метаморфизме пород // Радиоактивные элементы в горных породах. – Новосибирск : Наука, 1975. – С.77–82.*
5. *Плющев Е.В., Ушаков О.П., Шатов В.В. и др. Методика изучения гидро-термально-метасоматических образований. – Л. : Недра, 1981. – 262 с.*
6. *Плющев Е.В. Радиогеохимия гидротермально-метасоматических образований // Проблемы радиогеологии. – М. : Наука, 1983. – С.173–195.*
7. *Плющев Е.В., Шатов В.В. Геохимия и рудоносность гидротермально-метасоматических образовании. – Л. : Недра, 1985. – 247 с.*
8. *Плющев Е.В. Объемная модель гидротермальной рудообразующей системы // Металлогенический анализ рудоносных структур : сб. научных трудов ВСЕГЕИ. – Л. : [ВСЕГЕИ], 1987. – С.104–115.*
9. *Плющев Е.В. Эпигенетическая зональность кристаллической коры // Записки Всесоюзного минералогического общества. – Л., 1989. – ч.CXVIII, вып.4. – С.38–46.*
10. *Плющев Е.В., Соловьев Н.С., Жданов А.В. и др. Рудные узлы России. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2001. – 416 с.*
11. *Плющев Е.В., Кашин С.В., Метик В.Н. и др. Прогеноз рудных узлов на выявление особо крупных месторождений // Региональная геология и металлогения. – СПб.: Изд-во ВСЕГЕИ, 2007. – №30-31. – С.93–112.*
12. *Плющев Е.В. Гидротермально-метасоматические образования и их урановосность // Региональная геология и металлогения. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2007. – №32. – С.146–156.*
13. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примереАлтае-Саянской складчатой области). – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2002. – 536 с.*
14. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л. : Недра, 1974. – 231 с.*

ОСОБЕННОСТИ МИГРАЦИИ УРАНА И ТОРИЯ В МЕРЗЛОТНЫХ ЛАНДШАФТАХ

Т.М. Побережная

Институт морской геологии и геофизики ДВО РАН, Южно-Сахалинск, Россия, ptm@imgg.ru

PECULIARITY OF URANIUM AND THORIUM MIGRATIONS IN FROZEN LANDSCAPES

T.M. Poberezhnaya

Institute of marine geology and geophysics

Abstract. *The active and contrast migration of uranium in frozen landscapes is shown. It is leached from soils with oxidizing conditions and is accumulated on all types of geochemical barriers in landscapes. The metal-organic form of migration is characteristic feature of uranium and thorium geochemistry in frozen landscapes. It is necessary to establish differentiated geochemical content of this elements in landscapes to escape pseudo-anomaly in geochemical and ecological examinations.*

Оценка геохимических аномалий имеет большое значение в поисковой и экологической геохимии. Особенно трудно этот вопрос решается в районах, где вторичные ореолы образуются в сложных ландшафтно-геохимических условиях, как, например, в Забайкалье. Для этого региона характерно огромное разнообразие и пестрота геологических, гидрогеологических, почвенно-грунтовых и фитоценотических условий. К осложняющим геохимические работы факторам относится распространение многолетнемерзлых пород. Для улучше-

ния результативности поисково-оценочных и инженерно-экологических изысканий необходимо изучать особенности миграции, рассеяния и концентрации химических элементов в криогенных ландшафтах.

Целью проведенных исследований являлось изучение геохимии урана и тория в мерзлотных ландшафтах и на этой основе разработка методов оценки вторичных ореолов, позволяющих отличать рудные или техногенные аномалии от ландшафтных и породных [11].

Методика и объекты исследований. Полевые работы в течении нескольких лет проводились на слабо проявленных урановых месторождениях различного типа в, лесостепных, таежных и горно-таежных мерзлотных ландшафтах центрального и восточного Забайкалья. На участках месторождений проведено ландшафтно-геохимическое картирование и литохимическое опробование по сети 100х200 м. Кроме литохимических проб из гумусового горизонта отбирался материал на определение подвижной и металлоорганической формы нахождения урана. При детальных исследованиях проходились почвенные шурфы. На некоторых участках отбирались биогеохимические образцы распространенных в Забайкалье лугово-степных трав – подмаренника настоящего (*Galium verum L.*), астрагала приподнимающегося (*Astragalus adsurgens L.*), полыни монгольской (*Artemisia mongolica L.*).

В основу работы положен методологический принцип выделения в почвах физико-химических обстановок, благоприятных для миграции элементов – зон выщелачивания, и участков, на которых возможна их концентрация – геохимических барьеров [2, 3]. pH определялся в водной вытяжке по реакции с универсальным индикатором, карбонатность – по вскипанию в 10% соляной кислоте. Измерения Eh проводились полевым потенциометром. Содержания урана в литохимических образцах, почвах и золе растений определялись перлово-люминесцентным методом (пороговая чувствительность $1x10^{-4}$%). Подвижный уран в металлоорганической форме определялся по экспресс-методике Л.В. Антроповой [1] с перлово-люменесцентным окончанием. Торий определялся рентгено-спектральным методом. Всего разными методами проанализировано около 3 тыс. образцов.

Особо следует подчеркнуть способ обработки аналитических данных. Статистические выборки по почвам составлялись с учетом таких характеристик ландшафта, как вид материнской породы, рельеф, класс водной миграции и тип растительности. Например, особой выборкой был гумусовый горизонт почв березовых колков автономных ландшафтов на породах мохейской свиты. Для сравнения статистические параметры распределения и аномальность рассчитывались для каждой такой выборки, составленной по ландшафтно-геохимическим признакам, и для всей совокупности, как это часто делается при обработке данных литохимического и геоэкологического опробования. Таким образом, был применен методический прием, позволяющий установить, как влияет геохимический ландшафт на фоновые содержания элементов в почвах. На этой основе показано преимущество использования дифференцированного ландшафтно-геохимического фона перед способом выделения геохимических аномалий по усредненному фону.

Основные результаты и их обсуждение. Уран относится к элементам, геохимия которого в гипергенных процессах относительно хорошо изучена. Однако особенности миграции этого элемента на огромных территориях распространения многолетней мерзлоты слабо изучены. Особенности геохимической деятельности мерзлоты изучались многими исследователями [4–9]. Установлено, что при отрицательных температурах в почвах происходит энергичное перемещение влаги. В зимнее время это движение направлено к холодным “экранам”, т.е. к дневной поверхности. Физико-химические реакции в этот период то же не прекращаются, а до определенного предела падения температуры даже протекают более интенсивно. Потери влаги вследствие ее вымораживания и частичного перехода в твердое состояние изменяют концентрацию почвенных растворов, что приводит к выпадению из них солей коагуляции почвенных коллоидов (криогенная кристаллизация). При сезонном оттаивании деятельного слоя на участках оруденения или загрязнения образующиеся надмерзлотные и поверхностные воды, обогащенные химическими элементами, так же формируют ореолы рассеяния. Таким образом мерзлота не является препятствием для образования солевых ореолов восходящей миграции. По данным Поликарпочкина в условиях многолетней мерзлоты ореолы восходящей миграции распространяются даже на большую высоту – до активного слоя, чем в обычных условиях [5].

Проведенные нами ландшафтно-геохимические исследования на урановых месторождениях, расположенных в лесостепной, таежной и горно-таежной зонах Забайкалья, позволили выявить общие закономерности поведения урана в условиях мерзлоты. Так, установлено, что в мерзлотных почвах он контрастно мигрирует. Уран подвижен в почвах со слабокислой и слабощелочной окислительной обстановкой и слабо подвижен в восстановительной глеевой среде. Эта закономерность поведения не зависит от его формы нахождения (табл. 1).

Уран способен накапливаться на всех изученных нами типах геохимических барьеров. Это говорит о многообразии форм его миграции в мерзлотных ландшафтах – катионной (накопление на щелочном барьере D), анионной (накопление на кислом барьере E, металлоорганической (накопление на глеево-сорбционном барьере C-G и др.) (табл.2).

Фоновые и аномальные содержания урана в изученных ландшафтах резко дифференцированы. Они зависят от таких характеристик геохимического ландшафта, как состав материнских пород, форма рельеф, тип почвы, класс водной миграции. В связи с этим статистические выборки по результатам литохимического и экогеохимического опробования необходимо составлять с учетом указанных выше ландшафтно-геохимических условий, т.е. определять дифференцированный геохимический фон. Как показывают данные по усредненному и дифференцированному фону, приведенные в таблице 3, это позволит повысить достоверность выделения и оценки урановых аномалий, т.к. сведет к минимуму от-

Таблица 1. *Содержания урана в мерзлотных почвах в различных ландшафтно-геохимических условиях*

Тип ландшафта	Физико-химическая обстановка в почвах (зоны выщелачивания)							
	Слабокислая окислительная pH 5–6,5		Слабокислая глеевая pH 5–6,5		Слабощелочная окислительная pH 7–8		Слабощелочная глеевая pH 7–8	
	Гор. B $n \cdot 10^{-3}$ %	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.	Гор. B $n \cdot 10^{-3}$ %	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.	Гор. B $n \cdot 10^{-3}$ %	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.	Гор. B $n \cdot 10^{-3}$ %	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.
Таежный (переход к степному)	**1,0** N=210	**2,0** N=210	**1,3** N=72	**14** N=72	**0,6** N=25	–	**0,8** N=20	**12** N=20
Лесостепной	**0,7** N=19	**2,0** N=210	**1,4** N=21	**7** N=29	–	–	–	–
Горно-таежный	**1,1** N=129	**0,8** N=129	–	–	–	–	–	–

Примечания: N – количество проб; "–" – зона выщелачивания отсутствует в ландшафтах.

крытие безрудных ландшафтных аномалий или ложного техногенного загрязнения в почвах с высоким фоном и обнаружить их в низкофоновых почвах.

Опытно-методическими работами на месторождениях установлено, что вторичные ореолы урана в металлоорганической форме нахождения отличаются от ореолов по валовым содержаниям большей контрастностью и размерами, пространственной связью с проекциями рудных тел и рудовмещающими разломами. Использование этого метода в горно-таежных ландшафтах и обработка данных на основе дифференцированного фона позволили установить, что рудоперспективные блоки в гранитных массивах выделяются при опробовании гумусового горизонта по сети 250х400 м, а рудоносные зоны – по сети 100х100 м. К преимуществам данного метода можно отнести отбор проб практически с поверхности без последующей пробоподготовки, экспрессность аналитической методики, а также незначительное влияние криогенных явлений, вызывающих смещение ореолов по склонам, т.к. опробуется гумусовый горизонт, закрепленный корнями растений. Использование этого метода в сочетании с методами геохимии ландшафта будет способствовать повышению эффективности геохимических поисков слабопроявленного уранового оруденения в мерзлотных условиях.

Таблица 2. *Средние содержания урана на геохимических барьерах в мерзлотных ландшафтах*

Тип барьера по [3]	C2-C3	A6-G6	H6	D6	E7
Тип ландшафта	Во всех N=194	Таежный, лесостепной, N=10	Таежный, лесостепной, N=3	Таежный, N=27	Таежный, N=28
Содерж. урана (валовое) $n \cdot 10^{-3}$ %	4	5	4	6	4
Содерж. урана (металлорг.) $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.	150	20	н.о.	н.о.	н.о.
Содерж. U в почвах Мира	$0{,}1 \cdot 10^{-3}$%				

Примечания: N – количество проб; н.о. – не определялось.

Таблица 3. *Верхний предел фоновых содержаний урана ($C_{фU}\ K^{1,5}$) в мерзлотных ландшафтах урановых месторождений*

Таежный		Лесостепной	Горно-таежный	
Гор. B $n \cdot 10^{-3}$%	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.	Гор. B $n \cdot 10^{-3}$ %	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.	Гор. A $n \cdot 10^{-3}$% U/Сорг.

Примечания: $C_{фU}$ – фоновое содержание; $K^{1,5}$ – стандартный множитель; числитель – разброс значений верхнего предела дифференцированного ландшафтно-геохимического фона; знаменатель – верхний предел усредненного геохимического фона.

Что касается геохимии тория, то широко распространено представление о преимущественно механической форме миграции этого элемента в экзогенных условиях. Нашими исследованиями показано, что это далеко не так [10]. В мерзлотных ландшафтах он выщелачивается из почвенных горизонтов с глеевой обстановкой. Это установлено статистически, на основе сравнения содержаний тория в почвах с окислительной и восстановительной глеевой обстановкой. В некоторых случаях при смене восстановительной обстановки на окислительную на расстоянии 10–15 см содержание тория увеличивалось на 2 порядка (с <0,0001 до 0,01%). Сделано предположение, что торий, как и другие металлы, в глеевой обстановке образует растворимые органоминеральные соединения. О способности миграции тория в форме водорастворимых соединений свидетельствует его выщелачивание из почв водоразделов и накопление в почвах сопряженных подчиненных ландшафтов, аккумуляция в луговых травах (до 0,0015%), в экзогенных гидроксидах железа (до 0,005%).

Литература

1. *Антропова Л.В. формы нахождения элементов в ореолах рассеяния рудных месторождений. – Л. : Недра, 1975. – 144 с.*
2. *Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М. : Высшая школа, 1975. – 342 с.*
3. *Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. – М., 1999. – 768 с.*
4. *Питулько В.М. Вторичные ореолы рассеяния в криолитозоне. – Л. : Недра, 1977. – 197 с.*
5. *Поликарпочкин В.В. Вторичные ореолы рассеяния и потоки рассеяния. Новосибирск : Наука,1976. – 407 с.*
6. *Тайсаев Т.Т. : Наука, 1986. – 136 с.*
7. *Тайсаев Т.Т. Геохимия мерзлотных ландшафтов (на примере гор юга Сибири) : автореф. дис. … докт. – Иркутск, 1994. – 51 с.*
8. *Тютюнов И.А. Введение в теорию формирования мерзлотных пород. – М. : Изд-во АН СССР, 1961. – 107 с.*
9. *Шварцев С.Л. Геохимическая деятельность мерзлоты // Природа. – 1975. – №7. – С.66–73.*
10. *Шипулина (Побережная) Т.М. К вопросу о подвижности тория в гипергенных условиях // ДАН. – 1987. – Т.294, №6. – С.1467–1468.*
11. *Шипулина (Побережная) Т.М. Зоны выщелачивания и геохимические барьеры в мерзлотных ландшафтах в связи с поисками урановых месторождений (на примере Забайкалья) : дисс … канд. – М., 1986. – 186 с.*

ПУТИ АДАПТАЦИИ РАСТИТЕЛЬНЫХ ПОПУЛЯЦИЙ К ТОКСИЧЕСКОМУ ЗАГРЯЗНЕНИЮ СРЕДЫ

В.Н. Позолотина, Е.В. Антонова, В.С. Безель

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, pozolotina@ipae.uran.ru

WAYS OF ADAPTATION OF PLANT POPULATIONS TO TOXIC POLLUTION OF THE ENVIRONMENT

V.N. Pozolotina, E.V. Antonova, V.S. Bezel

Сравнение биологических эффектов при воздействии разных токсических агентов всегда привлекало внимание экологов. Однако большая часть работ, посвященных этой проблеме, выполнена на модельных объектах. Так, в работах на искусственно созданных водных экосистемах установлено, что дозы радиации, вызывающие первые уловимые эффекты, отличаются от доз, приводящих к полной деструкции, на порядки величин, а при действии ТМ для подобного перехода достаточно увеличения нагрузки в несколько раз [6]. Природные популяции, обитающие длительное время в условиях того или другого техногенного стресса, изучены значительно в меньшей степени. Можно предполагать, что каждая ценопопуляция, испытывающая действие тяжелых металлов или радиации, пройдя многие этапы отбора, приобретает специфические черты.

Цели работы: изучить на примере ценопопуляций одуванчика:

1) жизнеспособность и адаптивный потенциал семенного потомства, сформировавшегося в условиях радиоактивного (зона Восточно-Уральского радиоактивного следа – ВУРСа) или химического (зона воздействия Нижнетагильского металлургического комбината – НТМК) загрязнения;
2) вырастить эти растения на “чистых” почвах и сравнить посемейно отдаленные последствия воздействия, проявившиеся у следующего поколения.

Материал и методы

Исследования проводили в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа), который сформировался в 1957 г. в результате аварии на ПО “Маяк”. В настоящее время основным загрязнителем зоны ВУРСа является бета-излучатель ^{90}Sr. Дополнительное загрязнение территории ВУРСа ^{137}Cs произошло в 1967 г. в результате переноса ила и песка с берегов обмелевшего оз. Карачай, использованного как открытое хранилище радиоактивных отходов [1]. Исследовали участки вдоль центральной оси следа на расстоянии 13 и 86 км от эпицентра взрыва (импактная-р и буферная-р ценопопуляции).

Таблица 1. *Концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в 0–5 см слое почвы, а также обусловленные ими дозовые нагрузки*

Участок	Концентрация, Бк/кг		Годовая доза, мГр	Кратность увеличения дозы
	^{90}Sr	^{137}Cs		
Фоновый	15	31	0,14	1,0
Буферный-р	648	314	2,8	3,8
Импактный-р	80 180	4 437	241	237,0

Таблица 2. *Содержание тяжелых металлов в почвах зоны НТМК, мкг/г*

Участок	Содержание металлов				K
	Cu	Zn	Pb	Cd	
Фоновый	12,3	19,4	7,9	0,05	1,0
Буферный-м	151,5	152,7	49,6	0,4	8,4
Импактный-м	113,2	901,7	193,9	2,7	33,0

Примечание: K – коэффициент суммарной токсической нагрузки.

Таблица. 3. *Показатели жизнеспособности семенного потомства одуванчика лекарственного из зон радиоактивного и химического загрязнения (Р-поколение)*

Параметр	Фоновая	ВУРС		НТМК	
		буферная	импактная	буферная	импактная
Выживаемость, %	84,0±7,5	78,7±6,3	50,7±12,4	76,0±10,4	53,3±7,8
Число проростков с листьями, %	67,9±5,8	68,6±7,8	44,2±8,1	61,4±6,2	41,6±6,4
Длина корня, мм	17,2±1,9	20,8±6,6	13,5±3,7	18,9±9,0	14,8±0,5

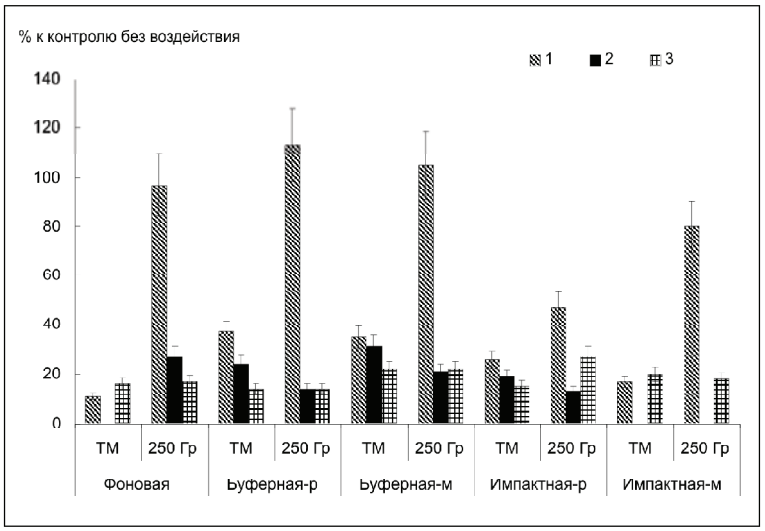


Рис. 1. *Основные показатели жизнеспособности проростков одуванчика из разных ценопопуляций (Р-растения) в условиях провокационного воздействия тяжелыми металлами и г-облучением: 1 – выживаемость проростков; 2 – число проростков с настоящим листом; 3 – длина корня*

Концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в поверхностном слое почвы, а также обусловленные ими дозовые нагрузки на плагиотропные части одуванчика, которые фактически заглублены в этот слой, представлены в таблице 1.

Вторая зона исследования расположена в районе крупного промышленного центра – Нижнетагильского металлургического комбината (НТМК). На различном удалении от предприятия было заложено две пробных площадки (буферная-м и импактная-м ценопопуляции). Основные ингредиенты выбросов – SO_2 и полиметаллическая пыль, в которой присутствуют Cu, Pb, Cd, Zn. Суммарная токсическая нагрузка за счет содержания в почвах этих элементов в зоне НТМК представлена в таблице 2.

Фоновая ценопопуляция произрастала вне зоны какого-либо техногенного воздействия. Почвенно-геоботанические условия на всех участках были сходными.

Одуванчик – факультативный апомикт, зародыши развиваются, как правило, из неоплодотворенных нередуцированных яйцеклеток, без участия отцовских хромосом [4]. Следовательно, семена одного растения представляют собой фактически семью. В опытах исследовали семенное потомство материнских растений (Р-поколение), непосредственно сформировавшееся в зонах ВУРСа и НТМК, а также их потомство (F1-поколение), полученное в результате культивирования Р-растений на "чистом" агрофоне. Анализ вели посемейно, используя 9–10 семей из каждой ценопопуляции (буферная-р и импактная-р из зоны ВУРСа и буферная-м и импактная-м из зоны НТМК), а также 25 семей из фоновой зоны. Качество семенного потомства оценивали по выживаемость одномесячных проростков, выращивая их на почве с фонового участка. Скорость роста оценивали по числу проростков с настоящими листьями и по длине корней.

Устойчивость семенного потомства к дополнительному воздействию тяжелых металлов (ТМ) изучали в эксперименте путем проращивания семян из всех выборок на загрязненной почве с коэффициентом суммарной токсической нагрузки 10. Радиочувствительность семян из всех ценопопуляций выявили, облучая их γ-квантами ^{60}Co (источник "Исследователь", мощность дозы 41,1 Гр/с) в дозе 250 Гр. Все полученные данные обработаны статистически с использованием стандартного пакета Statistica для Windows.

Результаты и их обсуждение

Р-поколение. Оценка жизнеспособности семян одуванчика, сформировавшихся в градиенте радиационной и химической нагрузки показала, что доли выполненных семян во всех выборках были велики (78–89%) и практически одинаковы. Однако семенное потомство, сформировавшееся в импактных зонах, как химического, так и радиоактивного загрязнения, уступало фоновому по выживаемости проростков и скорости роста корней и листьев (табл. 3). Дисперсионный анализ и метод сравнения долей подтверждает значимость различий по всем показателям ($p<0,05$).

Установлено, что степень угнетения жизнеспособности семян в градиенте нагрузки в районе НТМК и в зоне ВУРСа очень сходна. На примере выживаемости проростков выполнили математическую аппроксимацию, отражающую изменения этого показателя в градиенте химического и радионуклидного загрязнения:

$$y_м = -15,35x_м + 101,8,\ R^2 = 0,929;$$
$$y_р = -16,65x_р + 104,43;\ R^2 = 0,866,$$

где $y_м$ и $y_р$ – выживаемость проростков из зон НТМК и ВУРСа соответственно; $x_м$ и $x_р$ – уровни нагрузки за счет

Таблица 4. *Оценка жизнеспособности семенного потомства F_1-поколения разных ценопопуляций*

Показатели	Ценопопуляция				
	Фоновые	ВУРС		НТМК	
		Буферная-р	Импактная-р	Буферная-м	Импактная-м
Выживаемость семенного потомства, %	68,2	66,4	84,7	81,2	82,5
лимиты	2,0–94,0	47,3–80,7	74,0–90,0	26,3–96,1	57,5–98,0
Число проростков с листьями, %	38,9	33,1	52,3	56,3	57,0
лимиты	0–85,7	16,0–45,3	36,0–65,3	15,8–75,0	0–80,0
Длина корня, мм	19,7	18,0	14,4	19,9	18,8
лимиты	3–120	3–47	3–60	3–48	3–96
Объем выборки, шт.	2203	633	1131	1178	1074

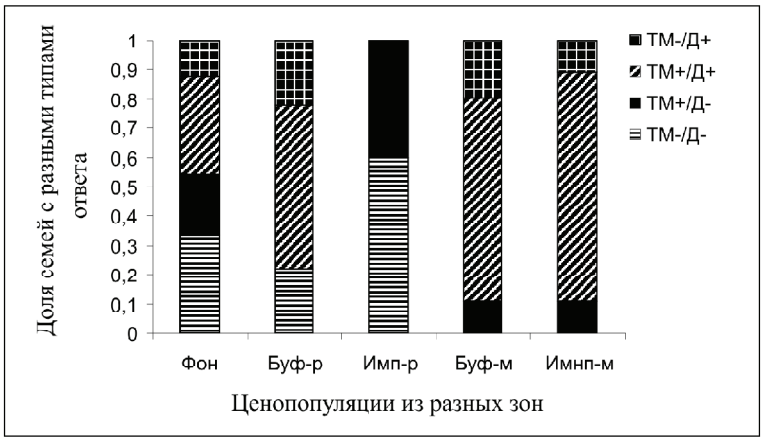


Рис. 2. *Доли семей с разными типами ответа (по выживаемости) на провокационное воздействие тяжелых металлов (ТМ) и облучения (Д) у одуванчика из разных ценопопуляций*

ТМ и радионуклидов в природных популяциях. Фактическое совпадение параметров уравнений свидетельствует о том, что независимо от природы действующих факторов биологические эффекты подавления количественно сходны. Важно отметить, что дозы радиации, вызывающие первые уловимые эффекты, отличаются от доз, приводящих к сильному угнетению, примерно в 60 раз, а при действии ТМ для подобного перехода достаточно увеличения нагрузки в 4 раз.

Оценка адаптивного потенциала Р-поколения. Семена из фоновой выборки в условиях провокации проявили самую малую приспособленность к дополнительному действию ТМ, но в то же время они были довольно устойчивы к острому облучению (рис. 1). Это свидетельствует о различии механизмов действия двух разных по природе факторов на семенное потомство, не испытывавшее ранее какого-либо техногенного стресса.

Адаптивный потенциал семян буферных ценопопуляций оказался принципиально иным по сравнению с фоновой выборкой. В выборках с этих участков достаточно велика доля растений, устойчивых к разным по природе техногенным факторам. По скорости формирования листьев и длине корней не установлено значимых различий в ответной реакции на “привычный” и “новый” для растений провоцирующий агент.

Сравнение семенного потомства импактных выборок в условиях провокационного воздействия еще раз свидетельствует о неспецифической ответной реакции. Выборка из зоны НТМК оказалась практически не способна противостоять как дополнительному химическому, так и радиационному воздействию, а в выборке из зоны ВУРСа выявлены небольшие группы растений, выжившие как при действии ТМ, так и после облучения.

Сходство ответных реакций в ценопопуляциях зон химического и радионуклидного загрязнения может быть связано с их генетическим родством. Однако оценка аллозимной структуры выборок одуванчика, произрастающих в зонах ВУРСа и НТМК, а также на фоновой территории, показала, что все ценопопуляции уникальны [2]. Генезис каждой из них происходил своеобразным путем – различался, вероятно, набор растений-родоначальников, потомки которых генетически изменялись, более или менее успешно осваивая территорию.

Другой причиной сходного ответа на провокационные воздействия выборок одуванчика из зон ВУРСа и НТМК можно считать внутрипопуляционный полиморфизм. Причем, в каждой ценопопуляции в процессе адаптации к техногенным условиям, возможно, закреплялись разные группы растений: одни из них устойчивы к радиации, а другие “ к тяжелым металлам, что свидетельствует о специфичности механизмов устойчивости. Возможна и другая ситуация – одна и та же группа растений в каждой из ценопопуляций обладает повышенной устойчивостью к разным факторам, в этом случае, пути адаптации неспецифичны. Исследование посемейной изменчивости металло- и радиоустойчивости семенного потомства одуванчика (F1-поколение) из тех же ценопопуляций способствует решению этой задачи.

F1-поколение. Данные по жизнеспособности F1-поколения растений из разных зон, выращенных на “чистом” агрофоне, представлены в таблице 4.

Установлено, что выживаемость и число проростков с настоящими листьями в фоновых выборках были значимо меньше по сравнению с выборками НТМК (нижние границы разности пропорций CI варьировали от (–

0,1932)–(–0,1697) до 0,0052–0,0307; верхние – от (–0,0988)–(–0,1360) до (0,0895)–(0,1122) и ВУРСа (CI = от (–0,2164)–(–0,1596) до (–0,1005)–(–0,1446). Различия по длине корней между фоновой выборкой и ценопопуляциями из зон радионуклидного и химического загрязнения были незначимы (тест Шеффе, p=0,225–0,962) за исключением буферной ценопопуляции ВУРСа (p=0,0019). Диапазон изменчивости всех показателей в фоновых выборках был достаточно широк. В вариантах из зон ВУРСа и НТМК норма реакции вида реализовалась в меньшей степени, чем в фоновом. Таким образом, несмотря на то, что Р-поколение из зон ВУРСа и НТМК сформировалось в условиях хронического техногенного стресса, и было ослабленным (см. табл. 3), при выращивании на "чистом" агрофоне эти растения дали высококачественное семенное потомство.

Оценка адаптивного потенциала F1-поколения. По доле семей в каждой выборке, устойчивых к "привычному" и "новому" факторам, можно оценить специфичность или универсальность механизмов адаптации в популяциях из зон радиоактивного и химического загрязнения. Дополнительное воздействие разными по природе факторами может вызывать следующие типы ответов:

1) потомки отдельной семьи устойчивы и к Д, и к ТМ;
2) потомки чувствительны к действию обоих факторов;
3) потомки чувствительные к Д, но устойчивы к ТМ;
4) потомки чувствительны к ТМ, но устойчивы к Д.

Условно семьи разделили именно на группы (рис. 2). Эффект угнетения от какого-либо провокационного воздействия считали достоверным при 5%-ном уровне значимости отличий. Семьи, у которых наблюдали отсутствие угнетения или стимуляцию роста, объединяли в другую группу. Ответ оценивали по выживаемости проростков, пересчитав предварительно абсолютные значения в % к собственному контролю без воздействия.

Данные по выживаемости проростков показывают, что при провокации в фоновых выборках представлено большое разнообразие ответных реакций и отсутствие явного доминирования какого-либо эффекта. Подобное распределение отмечено и по скорости формирования листьев, и по длине корней.

В буферных выборках из зон ВУРСа и НТМК велика была доля семей в группе, где ни один из провокационных факторов не вызвал подавления. Однако оба провокационных фактора задержали процесс формирования листьев в большей части семей.

В импактной ценопопуляции из зоны ВУРСа преобладала доля семей с эффектом подавления на оба типа воздействий, кроме того, оставшиеся семьи не проявили устойчивости к "привычному" фактору. Эти данные свидетельствуют, что адаптивный потенциал F1-поколения из импактной зоны ВУРСа значительно ниже, чем в других ценопопуляциях. Какой-либо преадаптации в популяциях одуванчика из зон ВУРСа и НТМК не выявлено.

Таким образом, у растений из зон ВУРСа и НТМК отчетливо проявилась разница отдаленных последствий от хронического действия факторов разной природы. В обеих зонах родительские растения обладали сниженной жизнеспособностью, причем степень подавления была очень сходной. Однако в "чистых" условиях Р-растения ВУРСа сформировали семенное потомство с высокой всхожестью и скоростью роста, но несущее скрытые генетические повреждения, которые проявились в высокой чувствительности к дополнительным техногенным воздействиям. Этот феномен обусловлен генетическими повреждениями генома, которые передаются в чреде поколений [7]. Ранее нами было показано, что последствия однократного облучения семян одуванчика проявляются в череде пяти поколений, изменяя жизнеспособность, мутабильность и радиоустойчивость потомков [5].

В зоне НТМК влияние на Р-растения определяется в основном токсическим действием ТМ, генетические эффекты генерируются косвенно, из-за подавления внутриклеточных ферментных систем восстановления [3]. Потомство большинства семей этой зоны после выращивания на "чистом" агрофоне обладает не только высокой жизнеспособностью, но и повышенной устойчивостью к провоцирующим факторам разной природы.

Сравнивая последствия длительного действия на природные популяции тяжелых металлов и радионуклидов, следует отметить два аспекта:

1) дозы радиации, вызывающие первые уловимые эффекты, отличаются от доз, приводящих к сильному угнетению, в 60 раз, а при действии ТМ для подобного перехода достаточно увеличения нагрузки в 4 раз (отметим, что в процессе радиоактивного распада концентрации радионуклидов со временем уменьшаются);
2) биологические последствия хронического действия радиации проявляются в последующих поколениях даже после снятия этого стресса, в то время как тяжелые металлы не оставляют тяжелых последствий потомству.

Литература

1. *Ааркрог А., Дальгаард Х., Нильсен С.П. и др. Изучение вклада наиболее крупных ядерных инцидентов в радиоактивное загрязнение Уральского региона // Экология. – 1998. –№1. – С.36–42.*
2. *Антонова Е.В., Позолотина В.Н. Особенности аллозимной структуры ценопопуляций одуванчика в условиях радионуклидного и химического загрязнения // Экология. – 2007. – №5. – С.355–361.*
3. *Евсеева Т.И., Белых Е. Майстренко Т. Закономерности индукции цитогенетических эффектов у растений при действии тяжелых металлов // Вестник Института биологии Коми НЦ УрО РАН. – 2005. – №1. – С.2–11.*
4. *Кашин А.С., Анфалов В.Э., Демочко Ю.А. Исследование аллозимной изменчивости в половых и апомиктичных популяциях Taraxacum и Pilosella (Asteraceae) // Генетика. – 2005. – Т.41, №2. – С.203–215.*
5. *Позолотина В.Н. Отдаленные последствия действия радиации в череде по-колений у растений-апомиктов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2003. – Т.43, №4. – С.462–470.*
6. *Fuma S., Ishii N., Takeda H. et al. Ecological effects of various toxic agents on the aquatic microcosm in comparison with acute ionizing radiation // J. Environ.l Radioact. – 2003. – Vol.67. – P.1–14.*
7. *Little J.B. Radiation-induced genomic instabitity // Int. J. Radiat. Biol. – 1998. – Vol.74, №6. – P.663–671.*

ЕСТЕСТВЕННОНАУЧНАЯ МОДЕЛЬ АТОМА

В.И. Поляков

Ульяновский Государственный технический университет,
ДИТУД Димитровград, Россия, vip2033@vinf.ru

THE ATOM'S NATURAL MODEL

V.I. Polyakov

Ulyanovsk State Technical University, DITUD, Dimitrovgrad, Russia

Abstract. *Shredinger and K°'s quantum model of atom with probabilistic electron orbitals does not correspond to natural regularities, cannot explain the existence of atoms and their properties. The modified Bor's model was presented for explaining physical laws of structure formation of all atoms on the basis of systemic organization with clear understanding of the electron orbits as wave "bunches" and the main base unit – two-electron "bunches" – "standing waves". The model explains the possibility of forming atoms when approaching the positive nucleus and electrons, the regularities of successive formation of all orbits and layers in all atoms of the periodic table, their arrangement in the space, atoms sizes and dependence on this structure of their physical and chemical properties. The role of magnetism was marked in the formation of energetically profitable structures with the minimum volume of atoms. From hydrogen to transuranium elements around nuclei with the shape, close to a spherical one, 18 layers are formed, in which as hoops in a barrel coaxially placed two-electron "bunches" form the similarity of electric solenoids. Magnetic fluxes strengthen atoms and explain, why the size of* $_{92}U^{238}$ *is comparable to the size of* $_{4}Be^{9}$*, how ferromagnetism arises, why transuranium elements do not exist in the nature. The regular systemic unity of all atoms demonstrates the unity of the universe, in which the vortex motion of the ARCh medium ("Action Regulating Chaos" – substitution of "ether") being a magnetic flux in an atom provides the continuous "ARCh+matter" interaction and the existence of atoms itself!*

Приближение к естествопониманию

"Для того чтобы познать Истину, необходимо один раз в жизни все подвергнуть сомнению, насколько это возможно. Усомниться в том, что кажется само собой разумеющимся, казалось бы, никаких сомнений не допускающим. Суметь прорваться сквозь магический круг так называемых азбучных истин, которые часто только потому и кажутся очевидными, что над ними, как следует, не задумываются", – *Р. Декарт (1596–1650).*

Технически освоив атомную энергию, наука не имеет картины структуры атома. Математизация физики привела к ее отрыву от познания законов природы, подменив их постулатами и уравнениями. Тупик физики XX века, "конец науки" признают многие ученые. Современные теории: квантовая, ядерная, атомная, физическая химия – построены на математических моделях, представляющих все взаимодействия в виде множества различных материальных полей, действующих на элементарные, составные и виртуальные частицы в четырехмерном координатно-временном континууме. У частиц не существует размеров и определенных траекторий движения, потому что "микромиру свойственны свои закономерности, отличные от макромира". Положение электронов в атоме описывается волновыми функциями вероятности их нахождения в пространстве, названными орбиталями. Их расчет по уравнениям Шредингера предполагает, что каждый электрон ведет себя так, как будто он один в атоме, а неопределенность расположения электронов в пространстве относительно ядра исключает точные решения. Физика не объясняет свои парадоксы:

- почему рождается атом, когда электрон (–) при движении в поле протона (+) не аннигилирует с ним, а останавливается и сохраняется на боровской орбите?
- почему кроме круговых орбиталей (*s*), существуют эллиптические, лемнискаты, "бабочкины крылья" и т.д., где движение электрона инерционное, энергозатратное?
- как электроны на *p*, *d*, *f*-орбиталях "проскакивают" через начало координат – ядро?
- как электроны в вероятностных орбиталях способны всегда экранировать ядро?
- как структура атома определяет валентность, ферромагнетизм, радиоактивность?

Эти и множество других физических парадоксов свидетельствуют о бессилии современной физики и необходимости замены уравнений естествопониманием. Эта задача частично решалась в статьях [1–8] и на основе системной структуры мироустройства, единства материального и идеального объединена в монографии [9]. В ней представлено объяснение физических понятий: материя, масса, заряд, время, энергия и других, даны объяснения структуры нуклонов и ядра из единственной элементарной частицы, квантов – безмассовой передачи импульсов движения, гравитации – давления среды, магнетизма.

Одна из глав монографии посвящена обоснованию структуры атомов. Основной гипотезой, имеющей сотни доказательств, является признание существования не материальной, вихревой окружающей среды у всех материальных объектов (имеющих массу) [1, 2, 4, 9]. Эта онтологическая, не дискретная, безмассовая мировая среда, названная ДУХ ("Действие, Упорядочивающее хаос" – замена понятий эфир и физический вакуум) непрерывно взаимодействует с материальными частицами, а рождаемое при этом однонаправленное движение вихрей воспринимается нами как магнитные силовые линии. Свойства этой среды характеризуются электрической – $1/\varepsilon_0$ и магнитной – $1/\mu_0$ постоянными, произве-

Таблица 1. *Радиусы атомов при заполнении электронных оболочек [10], 10^{-10} м*

Период	Оболочки				Группы элементов								
	s	p	d	f	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	0
K–I	1,2				H^{1} 0,53								He^{2} 1,05
L– II	1,2	1–6			Li^{3} 1,57	Be^{4} 1,13	B^{5} 0,97	C^{6} 0,77	N^{7} 0,71	O^{8} 0,74	F^{9} 0,72		Ne^{10} 1,6
M–III	1, 2	1– 6			Na^{11} 1,86	Mg^{12} 1,60	Al^{13} 1,44	Si^{14} 1,18	P^{15} 1,30	S^{16} 1,04	Cl^{17} 0,99		Ar^{18} 1,92
N–IV	1, 2	1– 6	1–10		K^{19} 2,36	Ca^{20} 1,97	Sc^{21} 1,62	Ti^{22} 1,46	V^{23} 1,31	Cr^{24} 1,27	Mn^{25} 1,30	Fe, Co, Ni^{28} 1,26-1,24	
					Cu^{29} 1,28	Zn^{30} 1,37	Ga^{31} 1,39	Ge^{32} 1,39	As^{33} 1,48	Se^{34} 1,6	Br^{35} 1,19		Kr^{36} 1,98
O–V	1, 2	1–6	1–10		Rb^{37} 2,48	Sr^{38} 2,15	Y^{39} 1,81	Zr^{40} 1,60	Nb^{41} 1,45	Mo^{42} 1,40	Tc^{43} 1,36	Ru, Rh, Pd^{46} 1,34-1,37	
					Ag^{47} 1,44	Cd^{48} 1,56	In^{49} 1,66	Sn^{50} 1,58	Sb^{51} 1,61	Te^{52} 1,70	I^{53} 1,36		Xe^{54} 2,18
P–VI	1,2	1–6	1–10	1–14	Cs^{55} 2,62	Ba^{56} 2,24	La^{57} 1,87	Hf^{72} 1,59	Ta^{73} 1,46	W^{74} 1,41	Re^{75} 1,37	Os, Ir, Pt^{78} 1,36-1,39	
					Au^{79} 1,44	Hg^{80} 1,57	Tl^{81} 1,71	Pb^{82} 1,75	Bi^{83} 1,82	Po^{84} 1,19	At^{85}		Rn^{86} 1,34
	Группа лантаноидов				Ce^{58}–$Sm^{62}Eu^{63}$		Gd^{64}–$Tm^{69}Yb^{70}$						
					Ср. 1,81 2,04		Ср. 1,76 1,93						

Примечания: для компактности таблицы слои O и P частично сжаты; отсутствует слой Q.

дение которых равно квадрату скорости света. Нуклоны закономерно сформированы из 7 мезонов, которые закономерно, построены из единственной элементарной частицы, названной массон [8, 9], которая воспринимается физиками как две частицы: электрон и позитрон [5, 7, 9]. Их реальное различие состоит в направлении распространения волнового движения в сферической частице, которое при взгляде “сверху” и “снизу” оказывается противоположным. Это и есть “+” и “–”. Эта модель объясняет притяжение и отталкивание зарядов, рождение и аннигиляцию, все взаимодействия, структуирование нуклонов. Массон – это выделенное сферической поверхностью в пространстве вихревое движение среды ДУХ, непрерывно взаимодействующее с ней, что и определяет массу, как меру инерции, и соответствующую энергию “покоя” частицы. Массон рождается в поле звезд во Вселенной и служит “кирпичиком” всего материального в ней [3, 9]. Так “все связано со всем” [1, 6, 9]. Из массонов в среде ДУХ формируются атомы.

Формирование атома в среде ДУХ

Предложенная модель атома – следствие общности законов Природы на всех уровнях ее организации. Например, при разнице масс Солнечной системы и атомов более чем на 50 порядков, различие в структурных соотношениях – в несколько раз. Отношение массы всех планет к массе Солнца 1 : 750, а массы электронов на орбитах атомов к массе ядра 1 : (2000–4000). Поэтому по аналогии следует предполагать:

– существование в атомах определенных орбит у электронов;
– орбиты круговые и расположены, в основном, в экваториальной плоскости ядра.

Такие особенности формирования структуры атома следуют из законов электромагнитного взаимодействия в среде ДУХ. Ядро атома притягивает электроны силой электрического взаимодействия, которое объясняется вращательным движением среды ДУХ, создаваемым волновым движением массонов. Действует закон сохранения импульса: движение материи рождает движение среды и наоборот. Наибольшая скорость движения среды ДУХ при взаимодействии с ядром и наибольшие силы притяжения электронов выражены в экваториальной плоскости. Поэтому заполнение оболочек во всех слоях *n* начинается с круговых орбит *1s, 2s, 3s* и т.д.

Дуализм частицы, парадокс рождения атома и появление орбит объясняются свойствами массона как электромагнитной волны в сферическом теле, когда движение волны по часовой стрелке (электрон) представляется с другой стороны движением против стрелки (позитрон). Размер электрона, отсутствующий в физике, в среде ДУХ определяется электрической постоянной и комптоновской длиной волны:

$$R_{e\text{-}част} = 2\,\pi\cdot\lambda_K\cdot\varepsilon_0^{1/2} = 4{,}536\cdot10^{-17}\ \text{м}\ [9].$$

В поле ядра сферическая волна преобразуется в волновой “жгут” на орбите – аналог электрического тока в кольцевом проводе. “Электронный жгут”, представляет стоячую электромагнитную волну в торе. Процесс преобразования частицы-сферы в тор может быть объяснен тем, что, приблизившись к ядру, массон (заряд “+/–”) оказывается в вихревом движении среды, обусловлен-

ном зарядом ядра. Размер этих вихрей превышает размер вихрей, "схваченных" массоном, который подвергается то силам притяжения, то отталкивания. Условие существования частицы – однозначное соотношение между объемом и поверхностью, определяемое постоянной Планка, нарушается. Массон при деформации поверхности под действием магнитных сил (магнитный момент электрона-частицы в 658 раз превышает магнитный момент протона) формирует торообразную волну. Приравняв объемы тора и частицы, определим параметры электрона – волны. На боровской орбите радиусом $a_0 = 0{,}529 \cdot 10^{-10}$ м радиус сечения тора $R_{e\text{-}тор}=1{,}935 \cdot 10^{-20}$ м.

Превращение в поле ядра сферической частицы в "электронный жгут" приводит к резкому возрастанию поверхности взаимодействия "материя + ДУХ". Значение магнитного момента "электронного жгута" $1{,}741 \cdot 10^{-19}$ А·м^2 на четыре порядка больше, чем у электрона-частицы, что свидетельствует о значительных магнитных силах, формируемых орбитами. Увеличение поверхности электрона при его включении в атом в виде "электронного жгута" приводит к формированию магнитного поля – направленного безмассового потока среды ДУХ. Этот поток является той физической силой, которая обеспечивает существование электронатора на орбите. Все электроны в атомах представляют стоячие волны, которые не переносят энергии (это объяснение постулата, что электрон на орбите не излучает). Электрон не летит по орбите, он существует как "электронный жгут".

Формирование орбит атомов в среде ДУХ

Электрическое поле ядра – это силы действия среды ДУХ от заряда – волнового сферического движения. Оно должно быть центральным с силой, действующей на пробный заряд, убывающей пропорционально квадрату расстояния. Поэтому энергетически выгодны круговые орбиты. Эллиптические орбитали, на которых есть ускорение и замедление, не существуют в Природе, это математические модели.

Оболочки s^1 в атомах – крайние. Предыдущая оболочка полностью заполнена, и электрон удерживает единичный заряд ядра на большом расстоянии. Поэтому атомы H, Li, Na, K, Rb, Cs в химических реакциях активно отдают его, причем, чем дальше от ядра электрон, тем слабее он удерживается, и возрастает химическая активность элемента. Особенность одноэлектронных орбит s^1 состоит в том, что размер орбиты однозначно определяется комптоновской длиной волны $л_K = h/m_e \cdot c$ (определяет вихревое поле среды ДУХ вокруг массона, соответствует единичному "прыжку" электрона) и постоянной тонкой структуры $1/\alpha = 137{,}036$ (определяет число длин волн на орбите, формирующее "стоячую" волну). Табличным значениям радиуса атомов первой группы элементов $_1$H, ($_2$He), $_3$Li, $_{11}$Na, $_{19}$K, $_{27}$Rb, $_{55}$Cs (табл. 1, [10]) с погрешностью до 1% соответствуют длины окружности орбит λ_K/α, $2\lambda_K/\alpha$, $3\lambda_K/\alpha$, $3{,}5\lambda_K/\alpha$, $4{,}5\lambda_K/\alpha$, $4{,}75\lambda_K/\alpha$, $5\lambda_K/\alpha$. Это подтверждает закономерность формирования этих орбит.

Появление на орбитах *s* второго электрона соответствует природному принципу формирования систем из двух подобных, но различающихся составляющих (в физике – принцип Паули). В данном случае, это отличие в спине. Образование единой системы из двух электронов с разными спинами объясняется вихревым движением среды ДУХ. Когда два материальных объекта вращаются в разные стороны, то между ними создается однонаправленный поток ДУХ, сближающий их (аналог – всасывающее действие струи). Для массонов, заряд которых определяется двухосным вращением, притягательной силой является разное направление вращения вдоль третьей пространственной оси – спин. Две волны с противоположно направленными спинами создадут в торообразной структуре "стоячую" волну – двух-электронный "жгут". Только так на орбитах могут находиться два электрона, что объясняет двухвалентность элементов. Двух-электронный "жгут", энергетически выгодная и стабильная структура – основа формирования всех слоев в оболочках атомов. Двух-электронные "жгуты" существует в атомах наряду с одно-электронными. Это подтверждается сообщением (2008 г.), что "ученые США обнаружили необычайные атомные свойства у земной мантии: часть электронов находится в спаренном состоянии, а часть – в не спаренном".

Из представления заряда, как силы действия среды ДУХ от вращения материальной частицы, следует, что эта сила максимальна на экваторе частицы и уменьшается "вверх" и "вниз" от экватора к "полюсам", где линейная скорость движения поверхности частицы равна нулю. Возрастание числа протонов при увеличении размеров ядер происходит на их периферии, и поэтому компенсация электрического заряда электронами, расположенными в экваториальной плоскости, оказывается недостаточной, а увеличение расстояния до электронных оболочек позволяет разместить в пространстве большее число компенсирующих заряд электронов. Электроны на удаленных орбитах одной энергетической оболочки *n* должны располагаться также "выше" и "ниже" экваториальной плоскости. При форме ядра, близкой к сферической, "верхние" и "нижние" жгуты в своей плоскости приближены к ядру (их проекция находится внутри оболочки *s*), и, соответственно, слои *p, d, f* могут быть представлены как обручи на шароподобной бочке. Силы электрического притяжения ядра формируют эти "жгуты" круговыми и параллельными, что приводит к аналогии круговых токовых обмоток электрического соленоида. Структура параллельных электронных "жгутов" должна формировать магнитный поток – направленное движение среды ДУХ.

Выполненный анализ позволяет объяснить структуры и свойства атомов:

- расположение электронов на орбитах закономерно обусловлено характеристиками среды ДУХ, где постоянная Планка *h* и электрическая постоянная e_0 определяют передачу импульса частицы – среде: $a_0 = \varepsilon_0 h^2/(p \cdot m_e \cdot e^2)$;
- в периодах таблицы Менделеева с начала заполняется орбита в экваториальной плоскости ядра. Один электрон на *s*-оболочке определяет химические свойства первой группы элементов, а два формиру-

Таблица 2. *Физические параметры атомов и формирование электронных слоёв*

Элемент	№	Вес, АЕМ	Радиус, нм	Плотность, кг/м^3	Вероятная последовательность формирования орбит и слоёв
H – водород	1	1,0079	0,0529	2699	1s·
He – гелий	2	4,0026	0,105	1371	1s··
Li – литий	3	6,9412	0,157	711,0	1s··/ 2s·
Be – бериллий	4	9,0122	0,113	2476	1s-/ 2s-
B – бор	5	10,812	0,097	4696	1s-/ 2(p·s-)
C – углерод	6	12,011	0,077	10440	1s-/ 2(p·p˙s-)
N – азот	7	14,007	0,071	15514	1s-/ 2(p^{1}p˙s-)
O – кислород	8	16,000	0,074	15652	1s-/ 2(p^{1}p·p˙s-)
F – фтор	9	18,998	0,072	20175	1s-/ 2(p^{1}p·p$_1$s-)
Ne – неон	10	20,179	0,160	1953	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)
Na – натрий	11	22,990	0,186	1416	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3s·
Mg – магний	12	24,305	0,160	2352	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3s-
Al – алюминий	13	26,982	0,144	3582	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p·s-)
Si – кремний	14	26,086	0,133	4395	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p·p˙s-)
P – фосфор	15	30,974	0,130	5589	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p˙s-)
S – сера	16	32,06	0,104	11300	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p$_1$s-)
Cl – хлор	17	35,453	0,099	14484	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p·p$_1$s-)
Ar – аргон	18	39,948	0,192	2237	1s-/ 2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)
K – калий	19	39,098	0,236	1179	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4s·
Ca – кальций	20	40,08	0,197	2078	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4s-
Sc – скандий	21	44,956	0,162	4192	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d·s-)
Ti – титан	22	47,90	0,146	6101	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d·d˙s-)
V – ванадий	23	50,941	0,131	8983	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{1}d˙s-)
Cr – хром	24	51,996	0,127	10063	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{1}d$_1$s-)
Mn – марганец	25	54,938	0,130	9913	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d·d^{1}d$_1$s-)
Fe – железо	26	55,847	0,126	11067	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d·d^{1}d$_1$d˙s-)
Co – кобальт	27	58,933	0,125	11961	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d$_1$d˙s-)
Ni – никель	28	58,70	0,124	12205	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d$_1$d$_{11}$s-)
Cu – медь	29	63,546	0,128	12011	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d·d$_1$d$_{11}$s-)
Zn – цинк	30	65,38	0,137	10077	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$s-)
Ga – галлий	31	69,72	0,139	10288	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$p·s-)
Ge – германий	32	72,59	0,139	10711	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$p·p˙s-)
As – мышьяк	33	79,92	0,148	9769,9	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$p^{1}p˙s-)
Se – селен	34	78,96	0,160	7639,5	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$p^{1}p$_1$s-)
Br – бром	35	79,90	0,179	5520,9	1s-/2(p^{1}p- p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$p^{1}p·p$_1$s-)
Kr – криптон	36	83,80	0,198	4278,3	1s-/2(p^{1}p-p$_1$s-)/3(p^{1}p-p$_1$s-)/4(d^{11}d^{1}d-d$_1$d$_{11}$p^{1}p-p$_1$s-)

Обозначения: ДЭЖ – двухэлектронные жгуты;
·, ˙, ·˙ – электронный жгут в экваториальной плоскости ядра, «ниже» и «выше» её;
p-, d- – ДЭЖ в экваториальной плоскости;
p^1 – ДЭЖ «выше» экваториальной плоскости;
p$_1$ – ДЭЖ «ниже» экваториальной плоскости;
d^1 и d^{11} – ДЭЖ на первой («нижняя») и второй надэкваториальных плоскостях;
d$_1$ и d$_{11}$ – ДЭЖ на первой («верхняя») и второй («нижняя») подэкваториальных плоскостях.

ют двух-электронный “жгут” более приближенный к ядру, что определяет свойства элементов второй группы;

– в каждом периоде (n=2, 3, ... 7) после заполнения s-слоя следующие электроны в атомах оказываются в ослабленном поле ядра, а его неоднородность позволяет располагаться компенсирующим заряд электронам в плоскостях параллельно экваториаль-

ной, “выше” и “ниже” ее. Поэтому орбиты *p, d, f* имеют меньший радиус;

– до 18-го элемента после формирования *s*-двух-электронного “жгута” в экваториальной плоскости, “выше”, “ниже” и в плоскости формируются 3 двух-электронные “жгута” *p*-орбит. До 54 элемента аналогично формируются 5 двух-электронных “жгутов” *d*-орбит, а далее – 7 двух-электронных “жгутов” *f*-орбит.

Таким образом, общая структура атома может быть представлена как ядро, примерно сферической формы, и компенсирующие заряд ядра электронные оболочки, расположенные в экваториальной плоскости и в параллельных электронных “жгутах” “выше” и “ниже” ее. Общее число слоев возрастает от одного у водорода до 18 у резерфордия, а общее число двух-электронных “жгутов” в оболочках – от одной до 52.

Размеры атомов

Последовательное заполнение электронных оболочек определяет размеры атомов. Слои *p, d, f* в атомах, в соответствии с электрическими силами взаимодействия с ядром, расположены “выше” и “ниже” соответствующей периоду элементов *s*-оболочки и они имеют меньший радиус. Размеры атома уменьшаются по мере заполнения оболочек, а не расширяются, как следует из теоретического описания орбиталей. Действие этого правила подтверждается при анализе таблицы Д.И. Менделеева с известными размерами атомов [10] (табл. 1):

– размер атомов VIII-й группы с заполненными оболочками меньше, чем у атомов I-й группы с одним электроном на *s*-орбите;
– при заполнении *p, d, f*- орбит происходит уменьшение размеров атомов;
– тенденция уменьшения размеров атомов прослеживается в группах и в периодах (слоях);
– у атомов более далеких периодов размеры меньше, чем у предшествующих; например размер атома Pt^{78} на 15% меньше, чем Li^{3}; размер атома $_{238}U^{92}$ – 0,12 нм сопоставим с атомом $_{9}Be^{4}$ – 0,113 нм, и меньше, чем у $_{56}Fe^{26}$ – 0,126 нм.

Таким образом, от водорода до трансурановых элементов вокруг ядра сформировалось 18 слоев из двух-электронных “жгутов”, но размеры атомов выросли незначительно. Оболочки уплотняются, и размеры атомов уменьшаются.

Роль магнетизма в формировании атомов

Общая закономерность при формировании атомов состоит в компактизации их размеров, усилении связей ядра и электронных оболочек. Приближение орбит к ядру энергетически выгодно. Появление двух-электронного “жгута” у элементов второй группы приводит к резкому уменьшению размеров атомов, усиливающим связи в структуре атома по сравнению с элементами первой группы. Единственное объяснение уменьшения размеров атомов при увеличении числа электронов – магнетизм. Приближение к ядру двух-электронного “жгута” обусловлено усилением притяжения его ядром, а также формированием магнитного потока – движения среды ДУХ через “жгут”. Двух-электронные “жгуты” в атомных слоях параллельны, что обусловлено электрическим полем ядра. Атом – это аналог соленоида с однонаправленными токами. В двух-электронных “жгутах” нет электрического тока, но стоячая волна колебаний во взаимодействии со средой ДУХ создает в ней движение вихрей – магнитный поток.

В соответствии с законами электромагнетизма становятся понятными эффекты:

– сохранение атомов и удержание всех электронов обеспечивается магнитными “соленоидами”, образованными всеми однонаправленными в пространстве электронными “жгутами” с однонаправленным “током”;
– уменьшение размеров атомов по мере заполнения внутренних орбит *p, d, f,* обусловлено усилением магнетизма обусловлено образованием магнитного потока, который сжимает орбиты, удерживает их, притягивает внешние электроны;
– возможность существования стабильных атомов обусловлена “вечностью” магнитных сил – не затухающим вихревым движением безмассовой среды ДУХ;
– безмассовый поток среды ДУХ – магнитное поле – способствует сближению атомов и последующему электрическому взаимодействию с образованием химических связей;
– атомы легких элементов: H, C, N, O оказались основными при формировании живых организмов, как этапа развития косной материи; это самые компактные атомы и их малый объем – свидетельство энергетически выгодной компоновки;
– возникновение и сохранение ферромагнетизма у Fe^{26}, Co^{27}, Ni^{28} обусловлено построением “длинного соленоида” из 3–4 двух-электронных “жгутов” в слое *d,* и, аналогично, у Gd^{64}, Tb^{65}, Dy^{66}, Ho^{67}, Er^{68} – 4–6 таких жгутов в слое *f*, что объясняет магнетизм атомов и их наименьшие размеры в своих рядах.

Естественнонаучное обоснование структуры атомов позволит внести коррективы в понимание их свойств. Анализ электронных структур атомов позволяет по-новому взглянуть на формирование сверхтяжелых атомов. Не случайно, а закономерно, что их периоды полураспада исчисляются секундами ($^{103}Lw < 180$ с, $^{104}Rf < 65$ с, $^{105}Db < 5$ с, $^{106}Sb < 0,8$ с, $^{107}Bh < 0,02$ с; ^{108}Hs, ^{109}Mt, ^{110}Ds – ???). Все атомы, начиная от полония – радиоактивные. Они не “жильцы” в Природе. Это объясняется экранировкой наружных электронных слоев внутренними и невозможностью удержания дальних от ядра оболочек. Ядро без оболочек – не атом, оно существовать не может.

Атомы как системная структура

Квантовая модель атома Шредингера и K^{o} с вероятностными орбиталями не соответствует природным закономерностям, не способна объяснить образование атома водорода, силы, удерживающие атомы от распа-

да, их структуру, размеры, порядок заполнения орбит и химические свойства элементов. В основе новых представлений о формировании структуры атомов лежат законы системной организации с четким пониманием орбит электронов, как волновых "жгутов" – стоячих волн. Закономерно обоснована последовательность формирования всех орбит и слоев всех атомов таблицы Менделеева. В таблице 2 показана последовательность формирования орбит и слоев электронов первых 36 атомов, приведены расчетные значения атомной плотности: отношение атомного веса (АЕМ) к сферическому объему, определяемому во всех атомах крайней *s*-орбитой. Системная последовательность заполнения орбит и слоев в атомах объясняет их размеры, физические и химические свойства.

Формирование в атомах из электронных "жгутов" структур, подобных соленоидам, создает в них магнитные потоки, сжимающие орбиты, усиливающие их связи с ядром, компактность и длительность существования атомов. Закономерное системное единство структуры всех атомов демонстрирует единство мироздания, в котором вихревое движение среды ДУХ обеспечивает непрерывное взаимодействие "ДУХ + материя", существование атомов, развитие жизни на планете и разума [9].

Литература

1. *Поляков В.И. Экзамен на "Homo sapiens" (От экологии и макроэкологии… к миру). – Саранск : Изд. Морд. гос. ун-та, 2004. – 496 с.*
2. *Поляков В.И. Дух мира вместо хаоса и вакуума (Физическая структура Вселенной) // Современные наукоемкие технологии. РАЕ. – 2004. – №4. – С.21–25.*
3. *Поляков В.И. 3. Роль информации в мироздании // Современные наукоемкие технологии. РАЕ. – 2004. – №4. – С.17–21.*
4. *Поляков В.И. Системный дух вместо вакуума и хаоса // Успехи современного естествознания. РАЕ. – 2004. – №9. – С.65–66.*
5. *Поляков В.И. Электрон=позитрон?! // Современные наукоемкие технологии. – 2005. – №11. – С.71–72.*
6. *Поляков В.И. Необходимость формирования нового гуманитарного курса "Концепции современного естествознания" // Современные наукоемкие технологии. РАЕ. – 2006. – №8. – С.26–31.*
7. *Поляков В.И. Электрон – первооснова материального мира [Электронный ресурс]. URL : www. ProAtom. – Дата обращения : 05/09/2006.*
8. *Поляков В.И. Рождение материи // Фундаментальные исследования. РАЕ – 2007. – №12. – С.48–56.*
9. *Поляков В.И. Экзамен на Homo sapiens – II. От концепций естествознания XX века – к естествопониманию. – М. : Академия естествознания, 2008. – 596 с.*
10. *Бабичев А.П. и др. Физические величины : справочник / под ред. И.С. Григорьева, Е.З. Мелихова. – М. : Энергоатомиздат, 1991. – 1232 с.*

БИОГЕНЕЗ – ПЕРВОПРИЧИНА ФОРМИРОВАНИЯ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ

В.И. Поляков

Ульяновский Государственный технический университет,
ДИТУД, Димитровград, Россия, vip2033@vinf.ru

THE BIOGENESIS IS THE FIRST REASON OF FORMATION THE DEPOSITS OF CHEMICAL ELEMENTS

V.I. Polyakov

Abstract. *Modern geological theories of formation of mineral deposits develop models of magma flow movements and element transfer as a result of air or water erosion and accumulation of elements during physicalchemical processes. The power of these processes can't be compared to the purposeful activity of living o rganisms that transfer elements from non-organic compounds through plant and animal organisms into the initial mineral state and endure billions of years. Vernandsky indicated about 20 elements, of which deposits were formed by the living organisms. Description of the structure and location of these deposits and their neighborhood with organic substances prove the biogenesis to be primary in the mineral formation. The role of biogenesis taken into account will allow the correction of the scientific base for the mineral exploration as well as more careful handling of nonrenewable natural resources.*

Геологические модели формирования месторождений

Геологическая наука выработала множество теорий образования полезных ископаемых в теле планеты, но до сих пор происходят споры органического или минерального происхождения нефть, газ, уголь. Современные теории рудообразования большинства химических элементов рассматривают магматическую, гидротермальную, экзогенную и в другие модели. Представляется, что глубинные флюидные потоки, переносящие рудные металлы, берут начало на границе жидкого ядра и нижней мантии, а формирование месторождений обусловлено особыми условиями магматической дифференциации, при которых последовательная ликвация позволяет получить рудные расплавы разных типов. Эти модели основаны на механистических представлениях движения магматических потоков, подвижек пластов коры, переносе элементов в результате воздушной или водной эрозии и накопления в физико-химических процессах. Модели формирования месторождений урана предполагают:

- обогащение ураном и торием остаточных магматических расплавов [3, с.498];
- флюидно-эксплозивный механизм [3, с.202];

– тектоно-магматическую активацию [3, с.63];
– разгрузку мощных импульсов тангенциального сжатия [3, с.184];
– понижение метаморфизма осадочных толщ и возрастание в них доли миграционно-способных и сорбционных форм [3, с.444];
– вынос урана из гранитоидного субстрата, его перенос водными потоками и осаждение в сероцветах, богатых углистой органикой [3, с.63];
– генезис уран-битумных месторождений в результате конденсации в зонах глубинных разломов литосферы мантийного углеводородно-неорганического флюида [3, с.205].

Можно согласиться, что многие породы формировались из расплавов, рассолов, при росте кристаллов и других физико-химических процессах, но первоначальная роль биогенеза, несомненна.

В.И. Вернадский о биогенной миграции атомов

Геохимические принципы В.И. Вернадского и законы экологии позволяют сделать вывод об определяющей роли биогенеза в формировании месторождений не только органических, но и минеральных полезных ископаемых. Геологические исследования подтверждают взаимосвязь богатых ураном рудообразований с наличием органических компонентов в виде сланцев, распыленного растительного детрита, пропластков бурого угля, углефицированной органики, а также костных остатков рыб. Первопричина скопления отдельных элементов, которую выделял В.И. Вернадский, это концентрационная функция живых организмов. Накопленные за сотни миллионов лет останки определенных живых организмов превратились в органические отложения. Физические процессы подвижек, выветривания, выщелачивания пород являются вторичными, Они только этап в частичном перераспределении созданных целенаправленной, длящейся миллиарды лет деятельностью живых организмов. На планете происходит непрерывный биогеохимический цикл – круговорот химических элементов из неорганических соединений через растительные и животные организмы по цепочке: продуценты – консументы – редуценты вновь в исходное минеральное состояние.

Вернадский писал, что жизнь на Земле вспыхнула практически мгновенно. Древнейшие безъядерные живые организмы – прокариоты, способные быстро делиться и адаптироваться к изменениям в окружающей среде в геологически небольшой срок “захватили” всю планету. Примерно через полмиллиарда лет после сформирования планеты на ее поверхности существовала развитая биосфера как целостная система. Земля со своими геологическими оболочками формировалась как единый организм. “Жизнь захватывает значительную часть атомов, составляющих материю земной поверхности. Под ее влиянием эти атомы находятся в непрерывном, интенсивном движении. Из них все время создаются миллионы разнообразнейших соединений. На земной поверхности нет химической силы, более постоянно действующей, а потому и более могущественной по своим конечным последствиям, чем живые организмы, взятые в целом” (“Биосфера”, §19–21) [1].

Живые организмы многократно ускорили процессы миграции атомов. Способность к быстрому размножению организмов – величайший шаг в эволюционном развитии материального мира. “Растекание размножением в биосфере зеленого живого вещества является одним из характернейших и важнейших проявлений механизма земной коры” (“Биосфера”, §25) [1]. Ускорение процесса эволюции на планете обеспечивалось кислородной атмосферой, созданной живыми организмами и их деятельностью по изменению неорганической косной материи, которая под действием ферментов быстрее вступает в химические реакции. Скорость производства биомассы организмами, по оценкам Вернадского, огромна. Например, зеленая диамитовая водоросль, питающимся разлагающимися органическими веществами морской грязи, способна производить $3{,}0 \cdot 10^{26}$ г/год (“Биосфера”, §45) [1].

Многократно происходившие перемещения суши и моря вызывали смещения на поверхности планеты биохимически активных областей – пленок жизни, и во все новых расщелинах накапливались отложения биомассы. В.И. Вернадский сформулировал принципы, постулирующие приоритет биогенеза перед геогенезом [1, 2].

– “биогенная миграция атомов химических элементов в биосфере всегда стремится к максимальному своему проявлению”;
– “живое вещество находится в непрерывном химическом обмене с окружающей космической средой”;
– “доля биологического компонента в круговороте веществ эволюционно возрастает по сравнению геохимическим”;
– “миграция химических элементов в биосфере осуществляется при непосредственном участии живого вещества или в среде, геохимические особенности которой обусловлены живым веществом”.

В соответствии с этими законами и принципом Реди “Живое происходит только от живого”, следует предполагать, что все органические вещества в биосфере – биологического происхождения, а все химические элементы, включенные в органические вещества, есть результат биогенеза.

Биосфера как химическая фабрика

Зарождение жизни на планете и формирование биосферы происходило во взаимосвязи с развитием геосферы. Живые организмы ускоряли развитие геосферы, формировали горные массивы и залежи полезных ископаемых. Ж.Б. Ламарк (1802 г.) и В.И. Вернадский утверждали: “Живое вещество, как я его понимаю, являлось создателем главных горных пород нашей планеты”, – и: “Гранитная оболочка земли есть область былых биосфер” (“Ноосфера, 6”) [1]. В.И. Вернадский особо выделял роль грязевых скоплений в океанских впадинах. “Помимо кальция, эти области скопления жизни аналогичным образом влияют на историю других распространенных в земной коре элементов, несомненно: кремния, алюминия, железа, марганца, магния, фосфора

<...> Несомненно, наши знания о химической работе живого вещества этой пленки все еще не полны. Ясно, что ее роль значительна в истории магния, в истории бария и, должно быть, других химических элементов, как например, ванадия, стронция и урана" ("Биосфера", §144–147) [1]. Далее он отмечал "...значение грязевых отложений, богатых остатками организмов, в истории серы, железа, марганца, свинца, серебра, никеля, ванадия, по-видимому, кобальта, может быть других, более редких металлов" [1].

К названным Вернадским двум десяткам элементов, образование месторождений которых должно быть обусловлено живыми организмами, следует добавить элементы с подобными химическими свойствами, а из общесистемных законов макроэкологии следует, что образование руд, обогащенных отдельными элементами и их группами, является, в большинстве случаев, результатом биосферного развития [2]. "Из предыдущего ясно, что все живое представляет неразрывное целое, закономерно связанное не только между собой, но и с окружающей средой биосферы. Эта биосфера в основных чертах представляла один и тот же химический аппарат" ("Биосфера", §159) [1]. Миллионы видов живого оставляли свои геологические следы на планете. Процесс накопления биологически переработанных неорганических соединений есть закономерный процесс развития планеты, направленный на ускорение эволюции элементов. Размножение и расселение живых организмов вызывает в биосфере биогенную миграцию атомов, которая сопровождается выделением свободной энергии и снижением энтропии, построением упорядоченных структур из хаотически распределенных элементов.

Где искать уран?

Учет роли биогенеза может подсказать направления поиска месторождений элементов. Рассмотрим особенности местоположения и структуры разведанных месторождений урана. "Максимум накопления урана фиксируется в породах, в которых углеродистое вещество находится в форме асфальтидов, керитов, антраксолитов, при участии которых формируются породы черносланцевой формации, характеризующиеся не только повышенной урановостью, но и высоким содержанием благородных и редких элементов... Содержание урана резко преобладает над торием в воде, плазме крови и живом веществе, которое, как отмечал В.И. Вернадский, выступает концентратором урана", – сообщает Л.П. Рихванов [3, с.498]. Сочетание урана с органическими отложениями свидетельство жизнедеятельности организмов.

Важное доказательство роли биогенеза – появление примерно 2 млрд лет назад 15 естественных атомных реакторов в Габоне, где локализовались богатые руды с содержанием урана до 20–60% и высоким содержанием графитизированного углеродистого материала. Л.П. Рихванов и F. Gauthier-Lafaye сообщают [3, с.737, 506], что, активные зоны реакторов образовались в пропитанных водой породах из слоев 5–20 см толщиной; мощность зон составляла 0,6–1 м, а протяженность 5–20 м. Важно, что в предшествующий период раннего протерозоя произошло резкое возрастание от 1 до 15% концентрации кислорода в атмосфере. Это свидетельство огромной активности микроорганизмов, работе и отмирании эукариотов, создавших эти реакторы. "В позднем архее (2,6–2,9 млрд лет) в Каапваальском кратоне формировались рифтогенные впадины, к которым приурочены золотоурановые конгломераты, которые залегают среди кварцитов или метаморфических сланцев... Как сообщают В.С. Зубков и В.В. Андреев [3, с.205], в Онежской нижнепротерозойской проторифтогенной впадине установлены в черных сланцах слои мощностью до 35 см, содержащие аномальные концентрации палладия, платины, золота, урана.

Связь урано-золотоносных отложений с биологическими, возраст (около 2 млрд лет) и расположение во впадинах напоминает биогенные скопления грязевого типа. Как считает А.М. Афанасьев и др., вероятно, к более позднему типу биогенеза относятся месторождения в Монголии (глубина от поверхности 0,15–36,6 м, длина до 2700 м, ширина 100–1300 м, мощность 0,6–26 м, среднее содержание урана – 0,036% [3, с.63], месторождение Уванас в Казахстане (протяженность 1,2 км, ширина залежей 30–400 м, мощность рудных тел 2–11 м) и Нижне-Илийское урано-угольное (палеозойская впадина, заполненная мезозойскими терригенными речными, озерными и болотными отложениями ранне-среднеюрского возраста; месторождение локализовано в кровле угольного пласта, протяженность 2,5–3 км, ширина 0,1–2 км, мощность рудных залежей 0,5–3,9 м), – сообщает В.Г. Язиков [3, с.706].

Урановые месторождения часто коррелируют с гранитными породами. Возраст гранитов составляет примерно 2,5–3 млрд лет и их состав – оксиды элементов подтверждает образование в период существования кислородной атмосферы планеты, т.е. в период царствования прокариотов. В этом, вероятно, причина повышенного содержания урана в гранитах. Более поздние по возрасту месторождения могли формироваться во вторичных процессах разрушения гранитов, выноса из них растворимого урана и накопления при участии более позднего биогенеза в отложениях в разломах пород вдоль русла древних рек, на дне озер. К такому типу месторождений можно отнести Северо-Казахстанскую провинцию.

Как пишет В.Г. Язиков: "Ведущим фактором, определяющим размещение месторождений Кокчетавского массива являются узлы пересечения и сочленения долгоживущих разломов. Рудные залежи представляют собой уплощенные линейные, линзообразные или трубообразные штокверки, развивающиеся по тектоническим зонам дробления" [3, с.706]. Форма месторождений опять подтверждает их образование в длительных процессах накопления отложений. "Главными эпохами привноса радиоактивных элементов являются позднеархейская (2,8 млрд лет) и раннепротерозойская (1,9 млрд лет), связанные с формированием натрий-калиевых и существенно калиевых гранитоидов и кислых вулканитов", – сообщает А.Д. Ножкин [3, с.444]. Эти процессы во времени совпадают с мощным развитием жизни и ростом концентрации кислорода в атмосфере.

Доказательствами первичности биогенеза в рудооб-

разовании урана служит распределение его тонкими слоями и длинными "языками", что характерно для осадков и донных отложений в расщелинах и вдоль русла потока, распределение в срезах угля в виде микрочастиц, – считает А.В. Волостнов [3, с.119] – что свидетельствует о непосредственной связи урана с останками микроорганизмов; возрастание концентрации урана с возрастом планеты и развитием жизни (в Курско-Воронежском массиве от раннеархейского периода к позднеархейскому и раннепротерозойскому (3,2–2,7 – 1,8 млрд лет) оно возрастало, соответственно (1,1; 1,9; 2,5) 10^{-4}%, – указывает А.Д. Ножкин [3, с.444].

Предложенные выше аргументы потребуют корректировки теорий и моделей процессов рудообразования, которые, в современном понимании, позволяют предполагать неисчерпаемость ресурсов "полезных ископаемых", возобновляемых "флюидными магматическими потоками" и геологическими подвижками коры. Учет роли биогенеза в созидании месторождений позволит скорректировать научную базу их поиска и требует бережного отношения к ограниченным, не возобновляемым ресурсам - жизненно важным органам планеты.

Литература

1. *Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. – М. : Рольф, 2002. – 576 с.*
2. *Поляков В.И. Экзамен на "Homo sapiens" (От экологии и макроэкологии… к миру). – Саранск : Изд. Морд. гос. ун-та, 2004. – 496 с.*
3. *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф., Томск, 18-22 октября 2004. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – 772 с.*

ФОРМИРОВАНИЕ ОЧАГА ПОВЫШЕННОГО СОДЕРЖАНИЯ УГЛЕРОДА-14 И ПОСТУПЛЕНИЕ ЕГО К ЧЕЛОВЕКУ В МЕСТАХ ДЕЙСТВИЯ ПОСТОЯННОГО ЛОКАЛЬНОГО ИСТОЧНИКА ВЫБРОСА

Р.П. Пономарева, М.Я. Чеботина

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, Chebotina@ipae.uran.ru

FORMATION OF THE CENTER OF AN INCREASED ^{14}C CONTENT, AND ^{14}C ENTRY INTO HUMAN BEINGS IN AREAS AFFECTED BY A CONSTANT LOCAL DISCHARGE SOURCE

R.P. Ponomareva, M.Ya. Chebotina

Institute of Plant and Animal Ecology UB of RAS, Yekaterinburg, Russia Chebotina@ipae.uran.ru

Abstract. *The paper reports on the results of a research on ^{14}C accumulation by terrestrial plants and hydrobionts in laboratory experiments and in natural conditions. The radionuclide entry into human beings with food in conditions of a constant local discharge was estimated regarding nutrition peculiarities of adults and children. Attention is paid to the problem of ^{14}C absorption by the surface of open water reservoirs located in the zone of the local discharge source.*

Долгоживущий ^{14}C ($T_{1/2}$=5730 лет) искусственного происхождения поступает в природную среду при работе предприятий ЯТЦ. В радиоэкологическом плане закономерности его поведения в окружающей среде, особенно в условиях постоянно действующего локального источника выброса, изучены слабо. В настоящем сообщении приведены результаты исследований, полученные в 1980–1990 гг. сотрудниками Опытной научно-исследовательской станции ПО "Маяк" (ОНИС, п. Метлино, Челябинская область) П.Р. Пономаревой, Л.А. Милакинной, В.И. Савиной, В.П. Шиловым при участии лаборантов Н.Н. Чумовских, Н.В. Бычковой, Н.П. Коноваловой и др. Научное руководство работой осуществляли Е.А. Федоров и Г.Н. Романов, памяти которых посвящено настоящее сообщение.

Целью исследований было выявление особенностей формирования очага повышенного содержания ^{14}C в объектах окружающей среды (воздухе, растениях, сельскохозяйственных животных, продуктах питания человека) в условиях действия локального источника выбросов – ПО "Маяк".

Методика исследований. В серии модельных экспериментов в натурных условиях изучали время установления равновесия в системе воздух-растение, а также особенности распределения радиоуглерода по органам растений в условиях разовой и многократной экспозиции в атмосфере $^{14}CO_2$. Для этого над отдельными растениями или над посевами с/х культур и природными сообществами размещали специальные камеры объемом до 1 $м^3$, в которые вводили меченую углекислоту. В опытах с животными траву, содержащую меченый углерод, скармливали лактирующим овцам. Содержание ^{14}C в органах и тканях животных определяли как в период скармливания травы, так и после него, когда животные находились на обычном рационе. В натурных наблюдениях определяли содержание радиоуглерода в атмосферном воздухе, растениях и продуктах питания на разных расстояниях от ПО "Маяк", а также в воде, растениях, рыбе некоторых озер этого региона. Количественное определение радиоуглерода в объектах природной среды проводили по известным методикам [8] и специально разработанным методам с использованием низкофоновых анализаторов [1].

Вклад атомного предприятия в загрязнение окружающей среды радиоуглеродом оценивали по величине удельной активности углерода (УАУ), отражающей со-

Таблица 1. *КК ^{14}C в трофических цепочках человека и животных*

Трофическая цепочка	КК
Воздух–зеленая масса растений	930
Воздух–клубни картофеля	1580
Воздух–свекла	1440
Воздух–зерно пшеницы	8000
Вода–фитопланктон	4000
Вода–рыба	490
Воздух–мясо	1300

Таблица 2. *Содержание ^{14}C в некоторых компонентах рациона человека и в приземном слое воздуха (усредненные данные за сентябрь 1981 г.)*

Компоненты рациона	УАУ	^{14}C, Бк/кг продукта
Мясо	1,47	155
Молоко	1,41	81
Творог	1,97	114
Рыба (сырок, окунь)	1,9	146
Зерно пшеницы	2,48	950
Картофель	1,28	189
Листовые овощи	1,63	67
Вода	1,17	0,23
Воздух	1,28	$2 \cdot 10^{-4}$ (л) $1,5 \cdot 10^{-2}$ (кг)

Таблица 3. *Годовое поступление ^{14}C с рационом к человеку в условиях длительного действия локального источника выброса*

Продукты	Взрослые		Дети	
	Потребление, кг	^{14}C, $n \cdot 10^3$ Бк	Потребление, кг	^{14}C, $n \cdot 10^3$ Бк
Хлебопродукты	160	152	48	45,6
Молочные продукты	120	10,8	215	20,1
Картофель	135	24,5	55	10,4
Овощи	69	4,7	36	2,5
Мясо	39	10,7	36	5,6
Рыба	20	3	–	–
Вода	584	–	–	–

держание (Бк) ^{14}C на единицу веса (г) ^{12}C. В 1971–1974 гг. в разных лабораториях мира было установлено, что значение УАУ, характеризующее уровень техногенного фона для атмосферного воздуха, равно 0,28 Бк/г С [9, 13, 16]. Дополнительное поступление радиоуглерода от атомного предприятия смещает это соотношение в сторону его увеличения.

Результаты. Установлено, что основным источником углерода для наземных растений служит приземный слой воздуха. Из него за счет процессов фотосинтеза пополняется около 80% всего запаса углерода у растений, остальные 20% поступают из почвы. 2/3 ассимилированного растениями углерода идет на построение биомассы, а 1/3 – на дыхание растений [4]. Ассимилированный растениями углерод частично поедается животными, частично переходит в почву в результате разложения органических остатков. Поэтому растения являются главным звеном в процессах миграции C^{14} из атмосферного воздуха и формирования очага повышенного содержания его в различных биологических объектах.

Проведенное в 1981–1982 гг. исследование УАУ в воздушной среде и растениях выявило увеличение этого показателя в районе ПО “Маяк” по сравнению с уровнем техногенного фона. Так на расстоянии от 9 до 17 км от предприятия в направлении розы ветров УАУ в атмосферном воздухе при недельном осреднении данных в течение одного месяца изменялась в пределах 1,1–1,2 Бк/г С, а на расстоянии 140 км составляла примерно 0,49 Бк/г С. Соответствующие показатели для растений составляли 1,2 и 0,56 Бк/г С [12].

В условиях локального источника выброса концентрация радиоуглерода в приземном слое воздуха непостоянна и определяется величиной выброса, метеоусловиями, рельефом местности и др. факторами [14, 15]. В частности, в районе ПО “Маяк” УАУ в воздухе в течение одного месяца варьировала примерно в 5 раз (от 0,5 до 2,5 Бк/г С).

Интенсивность фотоассимиляции ^{14}C растениями зависит от их видовых особенностей. В модельных полевых опытах с введением радиоуглерода в камеру над растениями установлено, что при разовом суточном повышении концентрации радионуклида в воздухе этот показатель для 14 видов растений различался на порядок величин. Например, пшеница ассимилировала ^{14}C в 14 раз больше, чем травы злакового луга (мятлик, пырей и др.). Растения суходольного луга поглощали ^{14}C больше, чем растения этих же видов низинного луга и растения рогозового сообщества. Как правило, удельная активность углерода была наиболее высокой в развивающихся соцветиях, однако у отдельных видов – в стеблях или клубнеплодах, что объясняется разной направленностью транспорта углерода в растениях. В исследуемый период их развития.

Поглощенный ^{14}C закрепляется в тканях растений с разной степенью прочности. С увеличением времени их экспозиции в изотопсодержащей воздушной среде возрастает количество относительно более прочно связанных форм радиоуглерода. На примере листьев бобов показано, что при длительности экспозиции растений от 1 до 10 ч доля прочно закрепленного радионуклида возрастает от 40 до 80%, а период его полувыведения увеличивается от 40 до 100 сут. Это можно объяснить тем, что с увеличением времени экспозиции ^{14}C включается в высокополимерные малоподвижные соединения типа крахмала, клетчатки и белков, выполняющих роль запасных и конструктивных элементов и слабо участвующих в процессах метаболизма у растений.

Используя параметры газообмена и продуктивности растительных сообществ, а также модель поведения углерода в различных сообществах [3, 10], рассчитали поток углерода в травяные и лесные сообщества на пло-

щади 100 км^2 вокруг источника выброса, расположенного в лесостепной зоне. Оказалось, что при интенсивности выброса 1 Ku (37 ГБк) в сутки и высоте трубы 100 м в растительности задерживается около 3% ^{14}C, выброшенного в форме $^{14}CO_2$.

Судьба поглощенного растениями радиоуглерода зависит от дальнейшего их использования. На пастбищных и сенокосных угодьях часть ^{14}C переходит к животным с кормом, часть радиоуглерода поступает к человеку с растительными продуктами питания. Остальная же его доля переходит в почву при разложении растений в конце вегетационного сезона.

В организм сельскохозяйственных животных до 80% ^{14}C поступает в составе сена, сенажа и посыпки. УАУ в разных биохимических соединениях кормов (клетчатка, крахмал, белки, амино- и органические кислоты) различалась в пределах трех порядков величин. Поглощенный с травой ^{14}C обнаруживался в мышцах овец в течение 6 месяцев после прекращения скармливания, что говорит о достаточно прочной фиксации радионуклида в животных тканях при поступлении его с кормом [7].

В условиях натурного эксперимента установлено, что в используемых человеком пищевых продуктах происходит концентрирование ^{14}C по отношению к его содержанию в воздухе и воде [11]. Об этом свидетельствуют данные таблице 1, где приведены коэффициенты концентрирования ^{14}C в различных компонентах пищевых цепей человека и животных (коэффициент концентрирования КК представляет собой отношение концентрации ^{14}C в последующем звене, Бк/кг, к его концентрации в предыдущем звене пищевой цепи, Бк/кг).

Количественно оценено поступление ^{14}C к человеку в условиях длительного действия локального источника выброса с учетом особенностей рациона взрослого человека и ребенка [2]. При этом исходили из предпосылки, что весь набор продуктов, входящих в рацион, получен в местных условиях. Определение содержания ^{14}C в компонентах рациона проводили в натурных условиях с мая по октябрь 1981–1982 гг. в пункте, расположенном на расстоянии 9–17 км на ССВ от источника выброса. Содержание радиоуглерода в компонентах рациона человека приведено в таблицы 2. Видно, что УАУ в продуктах питания варьирует примерно в 2 раза, что говорит об особенностях ассимиляции и закреплении ^{14}C в тканях растений и животных, а также о дополнительном вкладе предприятия в их загрязнение радионуклидом. В расчете на 1 кг продукта больше всего ^{14}C содержится в зерне пшеницы, а меньше всего – в листовых овощах, молоке и воде.

Исходя из этих данных, было рассчитано поступление ^{14}C с рационом к человеку (табл. 3). Видно, что радиоуглерод поступает в организм взрослых людей в основном с хлебопродуктами (75%), ~10% – с картофелем и еще 10% с молоком и мясом. Поступление ^{14}C с рыбой составляет всего 1%, несмотря на то, что исследуемый населенный пункт расположен на берегу озера, и считается, что потребление человеком рыбы в этом случае равно ~20 кг/год. Вклад хлебопродуктов в поступление ^{14}C в организм ребенка составляет 50%, молока – 20%, картофеля и овощей – 15%.

В целом было установлено, что с местными продуктами рациона к взрослому человеку поступает $2{,}06 \times 10^5$ Бк радиоуглерода. Близкие данные (1×10^5 Бк/год) получены С.Н. Деминым [5] для людей, проживающих в разных населенных пунктах в радиусе 15 км от ПО “Маяк” и потребляющих хлебопродукы из зерна, привезенного из более” чистых” мест. Используя для расчетов данные о содержании радионуклида в организме людей, проживающих вблизи предприятия и умерших от травм, он рассчитал дозы внутреннего облучения за счет инкорпорированного ^{14}C. Эти показатели составили для жировой ткани (критический орган для углерода) 196–361 мкЗв/год, а для красного костного мозга – 63–116 мкЗв/год. Рассчитанная автором величина “промышленного” радиоуглерода в районе ПО “Маяк” оказалась равной в среднем 150 Бк/сут, или 0,055 МБк/год, что составило 8,7% от предельно годового поступления для пищевого пути поступления, согласно НРБ-99 [6].

Особое внимание в работе было уделено вопросу о поглощении ^{14}C поверхностью открытых водоемов. В исследуемом районе имеется большое количество озер, поверхность воды которых контактирует с воздухом. Значительная часть углерода в воде находится в неорганической форме – в виде углекислого газа. Способность воды извлекать ^{14}C из воздуха зависит от функционирования ее карбонатной системы. При щелочных условиях среды (CO_2 св. < CO_2 равн.) создаются условия для выпадения в осадок карбоната кальция, при этом ^{14}C из воздуха может переходить в водную среду. Это подтверждено в специальных модельных опытах, в которых воду с определенным солевым составом и различными значениями pH выдерживали в камере, наполненной $^{14}CO_2$. В этом случае при pH=9 уже через 9 суток после начала эксперимента ^{14}C на 95% переходил из воздуха в воду. При нейтральной реакции среды (pH = 7) перехода $^{14}CO_2$ из воздуха в воду не наблюдалось. В условиях кислой среды (CO_2 св. > CO_2 равн.) создаются условия для перехода радионуклида из воды в воздух.

Среди природных водоемов района ПО “Маяк” были выделены как поставщики, так и поглотители ^{14}C. Из 27 обследованных озер в 10 из них содержание CO_2 в воде было близко к таковому в воздухе. В 6 озерах наблюдалось выделение CO_2 из воды в воздух, а в 11 озерах преобладали процессы поглощения CO_2 (и, следовательно, ^{14}C) водой из воздуха.

Итак, в течение почти 40-летнего периода работы ПО “Маяк” сформировалось пятно повышенного содержания ^{14}C в атмосферном воздухе в радиусе до 140 км от предприятия по направлению розы ветров. В восьмидесятые годы на ближнем (до 17 км) и дальнем (до 140 км) расстояниях от ПО “Маяк” значения УАУ в воздухе и растениях превышали значение техногенного фона соответственно в 7 и 2 раза. Поступление ^{14}C с рационом к человеку на исследуемой территории в радиусе 17 км от источника выброса примерно в 2 раза превышало таковое по сравнению с уровнем техногенного загрязнения. Полученные данные следует учитывать при нормировании выбросов ^{14}C от предприятий ядерного топливного цикла.

Литература

1. *Аникин А.Я. Антоненко Г.И., Кулишов Ю.В. Массовое определение углерода-14 на низком уровне. – Озерск : Экоцентр ПО "Маяк", 1997. – 80 с.*
2. *Артемова Н.Е., Бондарев А.А., Карпов В.И., Курдюмов Б.С., Романов Г.Н. и др. Допустимые выбросы вредных химических выбросов в приземный слой атмосферы. – М. : Атомиздат, 1980. – 235 с.*
3. *Базилевич Н.И., Титлянова А.А. Особенности функционирования травяных экосистем, сравнение с лесными и пустынными // Моделирование в экологии. – М. : Наука, 1978. – С.65–100.*
4. *Болин Б. Круговорот углерода. Биосфера / пер. с англ. А.М. Гилярова, Ю.М. Фролова. – М. : Мир, 1972. – С.91–104.*
5. *Демин С.Н. Проблема углерода-14 в районе ПО "Маяк" // Вопросы радиационной безопасности. – 2000. – №1. – С.61–66.*
6. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) : Гигиенические нормативы. – М. : Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы. Минздрав России, 1999. – 116 с.*
7. *Пономарева Р.П., Федоров Е.А., Шилов В.П. и др. Закономерности поведения углерода-14 в организме овец при поступлении в составе травы и раствора соды // Экология. – 1990. – №2. – С.86–87.*
8. *Рублевский В.В., Голенецкий С.П., Кирдин Г.С. Радиоактивный углерод в биосфере. – М. : Атомиздат, 1979. – 150 с.*
9. *Рублевский В.П. Образование углерода-14 в реакторах атомных электростанций // Тезисы докладов Всесоюзной конференции "Радиационная безопасность населения и защита окружающей среды в связи с эксплуатацией атомных электростанций". – М., 1981. – С.41–42.*
10. *Тихомиров Ф.А., Мамихин С.В. Математическая модель миграции углерода-14 в лиственных лесах на дерново-подзолистых почвах // Экология. – 1988. – №5. – С.42–46.*
11. *Федоров Е.А., Пономарева Р.П., Милакина Л.А. Закономерности поведения ^{14}C в пищевых цепях человека в условиях локального источника // Проблемы охраны труда и окружающей среды на ПАП / под ред. Л.А. Булгакова, Ф.Д. Третьякова. – М., 1985. – С.240–249.*
12. *Федоров Е.А., Пономарева Р.П., Милакина Л.А. Закономерности поведения углерода-14 в системе атмосфера – растения в условиях непостоянной концентрации $^{14}CO_2$ в воздухе // Экология. – 1985. – №5. – С.24–29.*
13. *Hayes D.W., Mac.Murdo K.W. Carbon-14 production by the nuclear industry // Health Physics. – 1977. – Vol.32, №4.*
14. *Killough G.G., Rohwer P.S. A new look at the dosimetry of carbon-14 released to atmosphere as carbon dioxide // Health Physics. – 1978. – Vol.34, №2. – P.141–150.*
15. *Killough G.G., Till J.E. Scenarios of ^{14}C releases from 1975-2020 and the estimated radiological impact // Nucl. Safety. – 1979. – Vol.19, №5. – P.602–617.*
16. *Velure V.R., Boone F.W., Palms I.M. The environmental impact of ^{14}C released by a nuclear fuel-reprocessing plan // Nuclear Safety. – 1976. – Vol.17, No.15. – P.570–590.*

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ СНЕГОВЫХ ВЫПАДЕНИЙ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ТЭЦ

Ю.П. Попов

Сибирский филиал "Березовгеология" ФГУГП "Урангео",
Новосибирск, Россия, geo@bereza.alter.ru

RADIOACTIVE POLLUTION OF SNOW AT ZONE OF INFLUENCE OF THERMO-ELECTRIC POWER STATION

Yu.P. Popov

С выбросами ТЭЦ, использующих каменный уголь, в приземную атмосферу поступают уран, торий и их дочерние продукты радиоактивного распада, представленные изотопами урана, тория, радия, радона, свинца, полония и короткоживущими радионуклидами ряда других металлов.

В 1 грамме природного урана в состоянии радиоактивного равновесия присутствуют 25 радионуклидов, в том числе: 992,8 миллиграмма ^{238}U; 7,2 миллиграмма ^{235}U; 53,3 микрограмма ^{234}U; 16,5 микрограмма ^{230}Th; по 0,34 микрограмма ^{226}Ra и ^{231}Pa. Еще 19 радионуклидов содержатся в количествах 10^{-9}–10^{-21} г, но с ними связано практически все гамма-излучение природного урана. Суммарная общая активность 1 грамма природного урана – $1{,}8 \times 10^5$ Бк.

В равновесии с 1 граммом природного тория (изотоп ^{232}Th) находятся 0,4 нанограмма ^{228}Ra и 0,13 нанограмма ^{228}Th. Остальные 8 дочерних радионуклидов, с которыми связано все гамма-излучение ториевого ряда, присутствуют в количествах 10^{-12}–10^{-25} г. Общая активность 1 грамма тория – $0{,}45 \times 10^{-5}$ Бк.

При высокотемпературном (1600–1800˚С) сжигании угля радиоактивные элементы плавятся и практически полностью переходят в золошлаковую смесь. Исключением является газ радон и легкоплавкий полоний, испа-

Таблица 1. *Термические свойства ЕРЭ [3]*

Элемент	Температура, ˚С		Вероятность поступления в атмосферу в газовой фазе
	плавления	кипения	
Торий	1845	4227	
Уран	1133	3862	
Актиний	1197	3054	
Свинец	328	1744	
Таллий	304	1457	
Висмут	271	1470	
Радий	960	1140	+
Полоний	254	962	+
Радон	–71	–62	+

Таблица 2. *Радиоактивное загрязнение снеговых выпадений в зоне влияния ТЭЦ*

№№ п/п	Параметр		Зона ТЭЦ	Фоновые участки
1	Плотность выпадения минеральных веществ (мг/кв. м · сут)	с пылью $P_п$	1930	160
		в растворе $P_р$	130	45
2	Содержание в пыли (мкг/г)	$^{238}U_Т$	5,5	4,0
		^{232}Th	10	6,5
3	Содержание в фильтрате снеговой воды (мкг/дм^3)	$^{238}U_Р$	0,04	0,04
4	Коэффициент фракционирования выпадений урана	$K_Ф = U_Т/U_Р$	150	14
5	Суммарная плотность выпадений	$U_Σ$ (г/кв. км · сут.)	10,6	0,7

ряющийся при температуре 962 °С, уходящие в атмосферу в парогазовой фазе.

В парогазовые выбросы частично уходит и радий, температура кипения которого равна 1140 °С (табл. 1).

Конденсация летучих компонентов в тонкодисперсном материале золы уноса ведет к преимущественному обогащению ее дочерними продуктами – полонием, свинцом и радием относительно материнских изотопов урана и тория. Среднемировые данные по удельной активности ЕРН в летучей золе [2]:

^{238}U – 200 Бк/кг → ^{226}Ra – 240 Бк/кг →

^{210}Pb – 930 Бк/кг → ^{210}Po – 1700 Бк/кг

^{232}Th – 70 Бк/кг → ^{228}Ra – 130 Бк/кг → ^{228}Th – 110 Бк/кг.

Радиоактивное равновесие в продуктах сжигания угля нарушается также вследствие повышенного эманирования тонкодисперсных материалов, что необходимо иметь в виду при радиоактивном мониторинге природной среды и радиационно-гигиенической оценке золо-шлаковых смесей методами гамма-спектрометрии.

В силу вышеуказанных обстоятельств оценка загрязнения приземной атмосферы природными радионуклидами требует специальных исследований, из которых наиболее доступным и часто используемым методом является снеговая съемка, выполняемая в конце зимнего периода до начала таяния снега. Отбор проб из шурфов на всю мощность сформированного за длительный зимний период снегового покрова позволяет получить достаточное количество материала для определения урана и тория прямыми методами в пылевой фракции, осаждаемой на фильтре, и урана лазерно-люминесцентным методом с аппаратурой “Ангара” в фильтрате талой снеговой воды.

Ниже рассмотрены результаты снеговых съемок, выполненных в зоне влияния ТЭЦ, работающей на Кузнецком каменном угле со средними содержаниями урана – 2,4 г/т, тория – 3,3 г/т и зольностью 13,5% [1].

В период проведения первой съемки в 1990 г. выбросы летучей золы ТЭЦ составили 23 тыс. т и в течение 10 последующих лет к моменту повторной съемки снижены до 6 тыс. т. Это привело к существенному уменьшению средней пылевой нагрузки на исследуемой территории с 460 до 160-250 мг/м^2·сут.

Ветровой режим территории характеризуется преобладанием юго-западных ветров. В зимний период (I и

Таблица 3. *Радиоактивность снеговых выпадений*

№№ пробы	Содержание в пробе				Количество урана в снеговой воде, мкг/дм^3			Объёмная альфа-активность, Бк/дм^3				Предположительный вклад $^{210}P_o$ $(\frac{13-10}{13})\%$
	Взвешенные вещества (в.в.), г/дм^3	Сухой остаток (с.о.) фильтрата, г/дм^3	Уран, мкг/г					Расчётная по содержанию U в снеговой воде*	Измеренная			
			в пыли (в.в.)	в сухом остатке фильтрата	Во взвешенном веществе, $U_{т.ф.}$	В растворе, $U_р$	Всего в снеговой воде, US		в.в.	с.о.	САА снеговой воды (гр. 11 +12)	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	14
1	0,05	0,021	3,9	1,7	0,195	0,036	0,23	0,012	0,12	<0,01	0,12	90
2	0,089	0,022	2,8	1,5	0,25	0,032	0,28	0,014	0,09	<0,01	0,09	84
3	0,032	0,015	2,6	1,5	0,083	0,022	0,11	0,006	0,16	<0,01	0,16	96
4	0,022	0,017	3,6	2,0	0,08	0,034	0,11	0,006	0,38	0,02	0,4	99
6	0,066	0,023	3,6	1,5	0,24	0,035	0,28	0,014	0,25	0,02	0,27	95
7	0,029	0,016	3,7	2,7	0,107	0,043	0,15	0,008	0,26	<0,01	0,26	97
8	0,032	0,022	4,5	1,8	0,144	0,04	0,18	0,009	0,12	<0,01	0,12	93
9	0,036	0,015	4,2	2,9	0,15	0,044	0,19	0,01	0,31	<0,01	0,31	97
10	0,128	0,043	2,0	0,8	0,26	0,034	0,29	0,015	0,1	<0,01	0,1	85

* – Расчёт выполнен для условия: САА = 0,05 Бк/мкг на 1 мкг урана, что соответствует присутствию в воде равновесных количеств долгоживущих изотопов U-238, U-234, Th-230 и Ra-226.

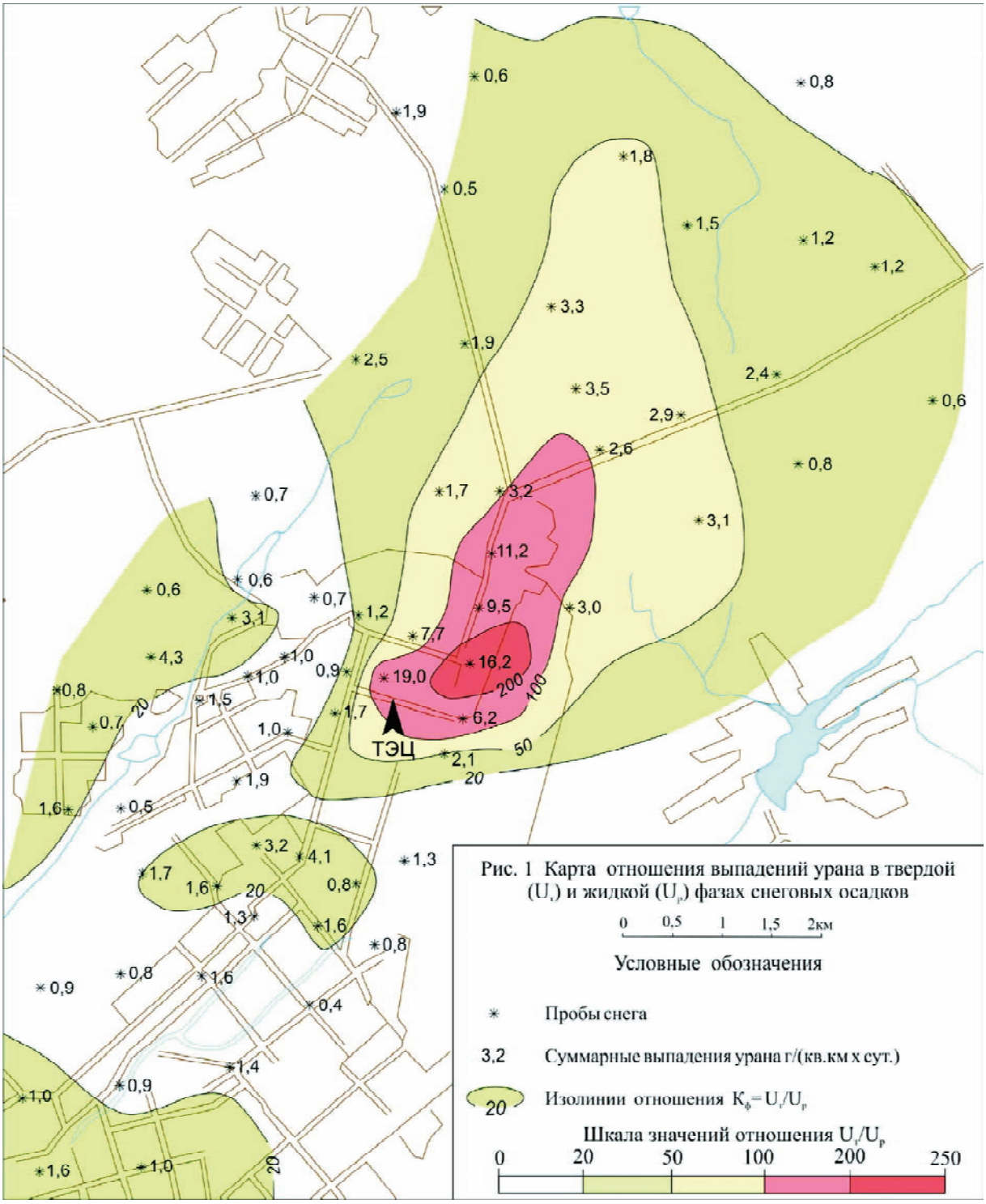


Рис. 1. *Карта отношения выпадений урана в твердой (UT) и жидкой (UP) фазах снеговых осадков*

IV кварталы года) их повторяемость достигает 60–73%. Снеговой съемкой на площади около 20 кв. км к СВ от ТЭЦ, осуществляющей выбросы через трубу высотой 60 м, отчетливо фиксируется контрастный ореол загрязнения снеговых выпадений (рис. 1). Годовое выпадение взвешенных веществ в пределах ореола оценивается величиной 8 тыс. т.

Характеристика снеговых выпадений в пределах ореола и на фоновых участках, расположенных с наветренной стороны западнее и восточнее ТЭЦ приведены в таблице 2.

Для сравнения средние содержания урана в почвах города равны 1,9 мг/кг, тория 7,2 мг/кг.

Средние содержания урана и тория в пыли фоновых участков и зоны влияния ТЭЦ различаются всего в 1,4–1,5 раза и аналогичны их содержаниям в аэрозольных

выпадениях, по данным снеговых съемок, выполненных в Томске, Рубцовске др. городах Западной Сибири [4].

Торий и основная масса урана выпадают с пылевой фракцией снеговых осадков. В фильтрате снеговой воды уран присутствует в количествах менее 10^{-7} г/дм^3. В ореоле загрязнения твердофазные выпадения урана в 50–200 раз превышают его поступления в растворенной фазе. Значением коэффициента фракционирования выпадений урана $K_ф > 20$ оконтуривается область загрязнения снеговых выпадений выбросами ТЭЦ, в пределах которой в год выпадает около 60 кг урана и 110 кг тория. При максимальном годовом потреблении ТЭЦ около 1 млн т Кузнецкого угля в продукты его сгорания (золошлаковую смесь) перейдет около 2,4 т урана и 3,3 т тория, что многократно превышает их поступление с выбросами в атмосферу.

При концентрациях природного урана и тория в материале твердой фазы снеговых выпадений, по данным лазерно-люминесцентного и рентгено-спектрального анализов, соответственно 5,5 и 10 мкг/г, удельная активность ^{238}U составит 68 Бк/кг и ^{232}Th – 41 Бк/кг.

Удельные активности естественных радионуклидов, по данным гамма-спектрометрического анализа, объединенной пробы твердой фазы снеговых выпадений составили: 60 Бк/кг ^{238}U, 76 Бк/кг ^{226}Ra, 29 Бк/кг ^{214}Pb, 750 Бк/кг ^{210}Pb и 22 Бк/кг ^{212}Pb, что свидетельствует об отсутствии радиоактивного равновесия в рядах урана и тория.

Загрязнение приземной атмосферы ЕРН можно оценить на основе измерений суммарной альфа-активности (САА) аэрозольных выпадений.

Результаты измерений САА пыли и сухих остатков от выпаривания фильтрата снеговой воды, определяемой главным образом ^{210}Po и другими долгоживущими радионуклидами альфа-излучателями уранового ряда (^{238}U, ^{234}U, ^{230}Th и ^{226}Ra), свидетельствуют о преимущественном обогащении ими аэрозольной пыли относительно фильтрата снеговой воды (табл. 3).

Приняв допущение о радиоактивном равновесии в снеговых выпадениях долгоживущих излучателей уранового ряда (^{238}U, ^{234}U, ^{230}Th и ^{226}Ra) можно предположительно оценить вклад ^{210}Po в величину суммарной альфа-активности как разницу между измеренной САА и рассчитанной по формуле:

$$0{,}05 \text{ Бк/мкг} \times U,$$

где U – содержание урана в мкг/дм^3.

Результаты измерений свидетельствуют о превалирующей роли ^{210}Po в формировании САА аэрозольных выпадений (80-90%) даже с учетом вклада альфа-излучателей ториевого ряда. Все это вызывает необходимость определения ^{210}Po и (или) его долгоживущего материнского предшественника ^{210}Pb ($T_{1/2}$=22 года), без чего невозможна оценка радиоактивного загрязнения приземной атмосферы выбросами ТЭЦ, использующих каменный уголь.

Литература

1. *Арбузов С.И. Радиогеохимическая характеристика углей основных эпох торфоугленакопления Центральной Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. междунар. конф. – Томск, 2004. – С.46–51.*
2. *Источники, эффекты и опасность ионизирующей радиации : доклад НКДАР за 1988 г. – Т.1. – М., 1992. – С.552.*
3. *Справочник по геохимии. – М., 1990. – С.480.*
4. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П. Содержание радиоактивных и редкоземельных элементов в аэрозольных выпадениях снегового покрова различных территорий Западной Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. междунар. конф. – Томск, 1996. – С.313–316.*

БЛАГОРОДНОМЕТАЛЛЬНОЕ ОРУДЕНЕНИЕ В ГИДРОТЕРМАЛЬНЫХ УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЯХ ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ

А.А. Поцелуев, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, pocseluevaa@ignd.tpu.ru

PRECIOUS METALS MINERALIZATION IN HYDRO-THERMAL URANIUM DEPOSITS OF THE CENTRAL ASIA

A.A. Potseluev, L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University

The paper presents the data on manifestation of precious metals' mineralization in hydrothermal Uranium deposits of the Central Asia. The authors state that the manifestation of high concentrations of the precious metals is determined by the following reasons: 1) combination of different-formation and polychronic mineralization within the same ore-controlling structures; 2) inheritance of high gold-bearing of the ore-containing rocks; 3) complex metal-bearing of the ore-forming fluids of deep (mantle) generation.

Благородные металлы в высоких и промышленных концентрациях известны во многих урановых месторождениях мира. При этом доля добываемых благородных металлов, например по золоту, из комплексных месторождений, включая урановые, сопоставима с добычей металла из собственно золоторудных месторождений. Классическими являются примеры сверхкрупных и гигантских золото-урановых месторождений Южной Африки (Витватерсранд), Австралии (Джабилука, Олимпик-Дам), Южной (район Сьерра-ди-Жакобина, Бразилия) и

Северной (районы Клафф-Лейк и Биверлодж) Америки. Суммарные запасы золота в Витватерсранде оцениваются в 70000 т при содержании от 2–5 до 30 и даже 3000 г/т, в Джабилуке более 7000 т при среднем содержании от 12,3 до 16,1 г/т, в Олимпик-Дэм – 1200–2000 т при среднем содержании 0,6–2 г/т [12, 25].

Не являются исключением Россия и страны, ранее входившие в состав СССР. Комплексное золото-урановое оруденение выявлено в Центрально-Алданском, Стрельцовском, Онежском, Кировоградском рудных районах и в ряде районов Алтае-Саянской (АССО) и Северо-Казахстанской (СКРП) областей (табл.).

Так, например, запасы золота в Центрально-Алданском районе составляют около 1000 т при среднем содержании от 0,4 до 10 г/т [2, 7], а запасы серебра только в одной из зон – около 1800 т 10 г/т [1]. Весьма интересным является урановое оруденение Онежского района, где наряду с высокими концентрациями золота (от 0,5 до 50 г/т) и серебра (до 150 г/т) отмечаются платина (от 0,5 до 30 г/т), палладий (от 0,5 до 400 г/т), родий (до 1 г/т) [15]. Прогнозируется выявление комплексного золото-уранового оруденения в Кировоградском районе Украины [16, 24 и др.]. В Стрельцовском рудном поле высокие содержания золота и серебра устанавливаются в отдельных участках рудных тел и в мономинеральных фракциях пирита [6].

Исторически многие эти месторождения изначально оценивались как монометалльные, и только впоследствии выявлялся их комплексный характер.

Очевидно, что доля попутно извлекаемых из комплексных месторождений благородных металлов будет возрастать и далее. Это обусловлено в первую очередь тем, что основные запасы и ресурсы различных полезных ископаемых сосредоточены в основном в крупных и уникальных месторождениях. Эти объекты характеризуются комплексным минералогическим и химическим составом руд и здесь на долговременной основе могут реализовываться сложные многоэтапные схемы извлечения широкого спектра попутных ценных компонентов.

Выявление и всестороннее исследование комплексных месторождений имеет важнейшее значение для теории рудообразования, позволяет выработать критерии прогнозирования новых нетрадиционных типов оруденения.

Формирование оруденения является результатом сочетания многих факторов [20 и др.]. К ним относятся геотектоническая позиция и особенности развития рудовмещающего геоблока, особенности его металлогении, масштабы проявления и характер магматизма, особенности рудообразующих процессов, их полигенность и полихронность, состав и особенности эволюции металлоносных флюидов. Пространственное совмещение этих факторов в единых рудоконтролирующих и рудолокализующих структурах является важнейшей предпосылкой формирования комплексных с благородными металлами гидротермальных урановых месторождений.

В первую очередь отмечаются металлогенические особенности эпох формирования комплексных месторождений. Выполненные исследования показывают, что благороднометалльная минерализация выявлена в рудах месторождений, образование которых соответствует каледонской, герцинской и раннемезозойской эпохам формирования основных рудных месторождений Центрально-Азиатского складчатого пояса. В это время формируются разнообразные по условиям образования и составу месторождения, в том числе ведущих кварц-золото-сульфидных, главных промышленно-генетических типов урановых и редкометалльных месторождений АССО и СКРП [12]. При многообразии возможных источников рудообразующих флюидов отмечается наследование основных глубинных рудоконтролирующих структур. Это предопределило комплексный характер минерагении рудных районов и узлов, а также проявление ранней золоторудной минерализации на урановых объектах (Акканбурлук, Чаглинское, Маныбайское, Кедровое, Оленье) и поздней урановой минерализации на золоторудных объектах (Васильковское).

Весьма интересным является проявление относительно молодой (верхнепалеозойской-раннемезозойской) комплексной настуран-арсенопирит-золото-карбонатной минерализации на Маныбайском, Усть-Уюкском и Онкажинском месторождениях. Предполагается, что эти руды сформированы из комплексных слабодифференцированных мантийных флюидов. Принципиальное наличие таких флюидов подтверждается исследованием современной минерализации зон спреддинга срединно-атлантических хребтов [5].

На позднепалеозойское-раннемезозойское время приходится один из максимумов формирования редкометалльных гранитов, которые характеризуются повышенной щелочностью, лейкократовостью и редкометалльностью [3, 9 и др.]. Их формирование связывается с мантийными флюидами (интрателлурическими потоками) или другими, мантийными источниками, обусловленными развитием Азиатского суперплюма и его взаимодействием с Сибирским континентом.

Очевидно, что минерагенический потенциал этого периода, в плане выявления промышленных комплексных золото-урановых руд, раскрыт далеко не в полной мере. И здесь необходимо отметить, что в свое время обосновывались перспективы обнаружения позднепалеозойского-мезозойского эндогенного уранового оруденения в юго-восточной части СКРП [19], а с мезозойской активизацией связано формирование уникальных золото-урановых месторождений Центрально-Алданского рудного района [2, 7].

*Для урановых месторождений, на которых выявлена благороднометалльная минерализация, характерны выраженные особенности минералого-геохимического состава руд***.**

Для руд месторождений характерен широкий видовой набор рудных минералов, представленных оксидами, титанатами, сульфидами, сульфосолями, селенидами и самородными формами металлов (табл. 1). Характерно присутствие самородных минералов. Наряду с золотом на урановых месторождениях часто встречаются самородное серебро, свинец, медь, мышьяк, висмут, графит.

Как правило, в рудах отмечаются твердые углеродистые вещества, а в составе газов флюидных включений

Таблица. *Характеристика золотосодержащих урановорудных объектов Центральной Азии (с использованием данных Мельникова и др., 1987, 1992; Наумова и др., 1989; Ножкина и др., 2007; Спиридонова и др., 1988 и др.)*

Провинция	Северо-Казахстанская						Алта-Саянская	
Рудный район	Западный		Центральный		Восточный		Кедрово-Вороговский	Уюкский, Центрально-Тувинский
Месторождение	Акканбурлук	Викторовское	Косачиное	Чаглинское	Шат-I	Маныбайское	Кедровое, Оленье	Усть-Уюкское, Онкажинское
Геолого-структурная позиция. Возраст оруденения	В борту Чистопольской впадины, в зоне субширотной глубинной структуры	В борту Чистопольской впадины, во внешнем поясе даек гранитпорфиров. Два основных этапа 360–340 и 280 млн лет	В зоне Володарского глубинного разлома. Два основных этапа 420–350 и 270–240 млн лет	В Кокчетавской зоне разломов. Эйситы (Mo-U руды) – 360 млн лет. Березиты (U руды) – 250 млн лет	В Шатской зоне глубинных разломов. Урановое оруденение верхнедевонское	Участки сочленения зон разломов. Au-оруденение 465–440 млн лет. U-оруденение 400 млн лет. Поздние Au-U-носные жилы 287–241 млн лет	Центрально-Енисейское поднятие. Зоны пересечения разломами депрессионных структур. Au-оруденение 790–609 млн лет. U-оруденение 550–300 млн лет	Тувинский межгорный прогиб, бортовые части мульд, послойные нарушения, оперяющие разломы
Основные минералы руд	Настуран, пирит, халькопирит, молибденит, арсенопирит, пирротин. Присутствуют графит, антраксолит	Браннерит, уранинит, настуран, пирит, халькопирит, сфалерит, галенит, арсенопирит. Присутствуют самородный мышьяк, леллингит, кобальтин, никелин	Браннерит, коффинит, настуран, пирит, халькопирит, сфалерит, галенит, арсенопирит, пирротин, магнетит. Присутствуют антраксолит, графит	Настуран, коффинит, браннерит, урановые черни, молибденит, пирит, халькопирит, арсенопирит, марказит, гематит	Коффинит, настуран, присутствует браннерит, молибденит, иордизит, аршиновит, Zr-коффинит, пирротин, марказит, пирит, галенит, сфалерит. Присутствуют битум и графит	Настуран, коффинит, молибденит, иордизит, аршиновит, циртолит, сульфиды	Коффинит, настуран, пирит, марказит, пирротин, сфалерит, галенит, халькопирит, молибденит. Отмечаются самородное золото, висмут. Присутствует углеродистое вещество	Урановые черни, умохоит, коффинит, настуран, пирит, марказит, арсенопирит, галенит, халькопирит, блеклая руда, молибденит, леллингит, селениды, самородные – Pb, Cu, Au, Ag, As. Присутствует битум
Элементы-спутники	As, Bi, Pb, Mo, Sb, Ag	As, Zn, Cu, Hg, Be, Co, Ni, Bi, Pb, Mo, Sb, Ag, Se	As, Mo, Pb, Zn, Cu, Hg, Bi Ag, P, Sr, TR	Mo, Pb, As, Th, Cu, Bi, P, Se	Mo, Zr, As Cu, Pb, Zn, Re, Se	Mo, As, Zr, Tl, Zn, Se, Pb, Th, P, Re	Bi, Pb, Mo, Zn, Cu	Mo, As, Zn, Se, Pb, Au, Ag, Cu
Околорудные метасоматиты	Эйситы, березиты	Березиты, эйситы, гидрослюдизиты	Эйситы	Березиты, эйситы, гидрослюдизиты	Эйситы	Эйситы, березиты	Эйситы, березиты	Эйситы, березиты
Золотоносность	В рудах $X_{ср}$=0,18 г/т, до 0,9 г/т. В ранних кварц-арсенопиритовых жилах до 9 г/т	В рудах $X_{ср}$=0,05 г/т, до 0,11 г/т	В рудах $X_{ср}$=0,05–0,16 г/т, до 0,33 г/т	$X_{ср}$=0,6-0,8 г/т, до 2,2 г/т	В рудах $X_{ср}$=0,15 г/т, до 0,33 г/т	Отмечаются пострудные коффинит-настуран-арсенидно-карбонатные с золотом жилы	В рудах от 0,1 до 5 г/т (максимум 29 г/т)	Самородное Au и Ag (зерна до 5 мкм) выявлены в урановых рудах, в самородном As и битуме

Провинция	Северо-Казахстанская					Алта-Саянская	
Рудный район	Западный		Центральный		Восточный	Кедрово-Вороговский	Уюкский, Центрально-Тувинский
Месторождение	Акканбурлук	Викторовское	Косачиное	Чаглинское	Шат-I	Маныбайское	Кедровое, Оленье	Усть-Уюкское, Онкажинское
Взаимоотношение урановой и золотой минерализации	Кварц-арсенопиритовые с золотом жилы являются наиболее ранними образованиями	Более поздняя полиметаллическая минерализация с As и Au	Унаследована высокая золотоносность рудовмещающих пород	Более ранняя кварц-золото-сульфидная минерализация (Васильковское месторождение)	Не выяснено	Доурановорудные золотоносные березиты; постурановорудная комплексная Au-U-As минерализация	Золотая минерализация района более древняя по отношению к урановой, с перекрытием возрастов	Единая U-Au-Ag-As минерализация
Основные факторы золотоносности	1. Высокая золотоносность рудовмещающих пород шарыкской свиты. 2. Проявление ранней золоторудной минерализации	Проявление более поздней полиметаллической минерализации с As и Au	Полихронное оруденение. Высокая золотоносность рудовмещающих пород шарыкской свиты	1. Высокая золотоносность рудовмещающих пород шарыкской свиты. 2. Проявление ранней золоторудной минерализации	Сложный полистадийный характер оруденения	Полихронный, полигенный характер оруденения – ранний Au-рудный, основной U-рудный, поздний Au-U	Полихронный, полигенный характер оруденения	Проявление комплексного рудообразования
Примечание	Au, Ag в арсенопирите, пирите, антраксолите	Комплексный Au-U-As характер рудного узла	В скарнах рудного поля Au до 1,4 г/т, Ag до 95,6 г/т	Комплексный Au-U-полиметаллический характер рудного узла			Комплексный Au-U-As характер рудного узла	Комплексный Au-U-As характер рудного узла

водород и различные углеводороды (от метана до гексана). Многообразен геохимический спектр руд, помимо основных рудогенных компонентов отмечаются высокие концентрации элементов, относящихся к различным геохимическим группам – лито-, халько-, сидерофильным. В геохимическом спектре руд урановых и уран-молибденовых месторождений наряду с Au фиксируются высокие концентрации As, Zn, Cu, Hg, Be, Zr, Ti, Co, Ni, Bi, Pb, Mo, Sb, Ag, Se, TR.

Содержание благородных металлов значительно варьирует в различных частях месторождений, в различных технологических типах руд и концентратах.

Выполненные исследования показывают, что появление высоких концентраций благородных металлов в рудах урановых месторождений обусловлено тремя основными факторами:

- совмещение разноформационного и полихронного оруденения;
- унаследование благородных металлов из рудовмещающих пород;
- формирование оруденения из глубинных комплексных с благородными металлами флюидов [20].

Пространственное совмещение разноформационного и полихронного оруденения отмечается на многих месторождениях СКРП И АССО. Урановая минерализация, как правило, является более молодой по отношению к золоторудной. Это установлено на месторождениях Акканбурлук, Викторовское, Чаглинское, Маныбайское, Буденовское, Кедровое, Осиновое. Более поздняя урановая минерализация отмечается и на золоторудном месторождении Васильковское [4, 13, 17, 22, 26, 27 и др.].

Наряду с фактами более позднего проявления уранового оруденения по отношению к золотому, на Маныбайском урановорудном месторождении установлена поздняя комплексная золото-уран-мышьяковая минерализация [26].

В некоторых рудных районах формирование золотых и урановых руд происходило многоэтапно с перекрытием возрастов и продолжалось от 70 до 490 млн лет (Кедровско-Вороговский район) [13, 18].

В СКРП высокие концентрации золота отмечаются при совмещении на месторождениях урана и олова разноформационных типов метасоматитов и руд (эйситов и березитов, оловоносных грейзенов с халькофильной минерализацией, золото- и урановорудной минерализации) [20–22].

Так, высокая золотоносность (0,15 г/т) руд Шатского уранового месторождения

обусловлена полигенным и полихронным характером оруденения. На это указывает сложный многостадийный характер рудно-метасоматического процесса и широкий геохимический спектр руд (U, Mo, Zr, Th, Sr, Ti, Zu, Cu, As, Sb). Высокие концентрации золота, в среднем до 0,18 г/т, выявлены в урановых рудах месторождений березитовой формации Чистопольского рудного узла (Акканбурлукское, Викторовское). Процесс формирования оруденения был сложным, отмечается наложение эйситовой и березитовой метасоматических формаций.

Высокое содержание благородных металлов в рудах урановых месторождений, обусловленное их аномальным содержанием в рудовмещающих породах, выявлено и в СКРП, и в АССО. Как правило, это черносланцевые толщи, имеющие выраженную благородно-редкометально-халькофильную специализацию (кординская свита Кедровско-Вороговского района и шарыкская свита СКРП). Так, в СКРП среди разновозрастных черносланцевых толщ выделяются породы шарыкской свиты протерозойского возраста. Эти отложения слагают грабены, приуроченные к рифтовым зонам, длина которых достигает 550 км. В пределах этих структур выявлены многочисленные месторождения урана и олова (Акканбурлукское, Косачиное, Сырымбет, Донецкое, Чаглинское и другие месторождения и участки). Высокие содержания золота (в среднем 0,15–0,4 г/т) и платиноидов, как правило, отмечаются в олово- и урановорудных зонах в тех участках, где они развиты в отложениях шарыкской свиты [8, 20, 28 и др.].

В пределах Косачиного месторождения высокая золотоносность урановых руд установлена только на тех участках, где рудовмещающими породами являются отложения шарыкской свиты [20]. Их высокая золотоносность установлена и на значительных глубинах (скважина СГ-1) на удалении от урановорудных зон. Среднее содержание золота в этом интервале составляет 0,3 г/т (максимум, до 3,6 г/т). Высокие концентрации золота и серебра отмечаются и в скарнированных породах шарыкской свиты.

На месторождениях в черных сланцах возможно выявление платиноидной минерализации, которая отмечается в породах и рудах других месторождений этих районов СКРП (Западный, Центральный) и АССО (Кедровско-Вороговский) [8, 10]. Высокие концентрации платины выявлены в рудах Васильковского золоторудного месторождения [23], что позволяет прогнозировать высокие концентрации платиноидов и в золотосодержащих урановых рудах Чаглинского узла.

Третий фактор (формирование оруденения из глубинных комплексных с благородными металлами флюидов), который обуславливает высокие концентрации благородных металлов в рудах, проявился на ряде (Маныбайское, Онкажинское, Усть-Уюкское) месторождений [14, 26]. В этом случае формируется единая минеральная ассоциация основных рудообразующих и благороднометалльных минералов.

В составе руд отмечается присутствие разнообразных самородных минералов (золота, серебра, висмута, мышьяка, свинца, углерода), органических веществ и аномальные концентрации значительного количества элементов, характеризующихся различными геохимическими свойствами – As, Zn, Cu, Hg, Be, Co, Ni, Bi, Pb, Mo, Sb, Ag, Se, TR, Zr, Ti.

В процессе рудообразования вещественное влияние глубинного флюида нарастает и достигает максимума во время формирования минеральных ассоциаций основных стадий минералообразования, где и происходит накопление благородных элементов.

Особенностью этих месторождений является молодой позднепалеозой-раннемезозойский возраст оруденения, значительно оторванный от времени формирования основных золоторудных и урановорудных месторождений СКРП и АССО. Их формирование, по-видимому, связано с активным развитием Азиатского плюма в пермь-триасовое время.

Глубинные мантийные флюиды имеют слабодифференцированный характер. В их составе отмечается высокое содержание разнообразных газовых компонентов, в том числе водорода и различных углеводородов. Во флюиде присутствуют металлы, определяющие промышленную ценность и геохимические особенности оруденения. Подобные минералого-геохимические особенности характерны для месторождений “пятиметалльной формации” Рудных Гор и, следует это отметить, имеющих герцинский возраст (270–260 млн лет) [11].

В связи с этим, примечателен факт выявления золото-урановой с ртутью ассоциации в гидротермальных образованиях зон спреддинга срединно-атлантических хребтов [5]. Содержание урана (уранинит), золота и ртути в этих образованиях достигает (г/т) 1590 (U), 50 (Au) и 9,15 (Hg). Авторы, привлекая данные изотопных исследований, указывают на комплексную металлоносность глубинного флюида, связанного с мантийным плюмом Зеленого Мыса.

Изолированное влияние выделенных факторов можно проследить только в рамках отдельных рудных тел и реже – месторождений. В рудных полях и узлах они проявляются комплексно.

Для рудных районов и узлов, включающих золотосодержащие урановые и редкометалльные месторождения, характерно длительное многоэтапное и многостадийное развитие. Оно охватывает периоды продолжительностью от 70 до 490 млн лет. При этом распространены явления переотложения (регенерации) руд. Сами рудные районы и узлы характеризуются комплексной минерагенией (Чаглинский, Маныбайский, Кедровско-Вороговский).

Выполненные исследования показывают, что благороднометалльная минерализация широко распространена в рудах гидротермальных урановых и месторождений Центральной Азии. Появление высоких концентраций элементов определяется тремя главными факторами:

– совмещением разноформационного и полихронного оруденения в пределах одних рудоконтролирующих структур;
– унаследованием высокой золотоносности исходных рудовмещающих пород;
– металлоносностью рудообразующих флюидов глубинного (мантийного) происхождения.

Изолированное влияние этих факторов можно проследить только в рамках отдельных рудных тел и реже – месторождений. В рудных полях и узлах они проявляются комплексно.

Весьма интересным является проявление молодой (верхнепалеозойской-раннемезозойской) комплексной настуран-арсенопирит-золото-карбонатной минерализации на Маныбайском, Усть-Уюкском и Онкажинском месторождениях и формирование комплексного с благородными металлами редкометалльного оруденения Калгутинского месторождения. На это время приходится один из максимумов формирования редкометалльных гранитов, формирование которых связывается с мантийными источниками [3, 9 и др.]. Очевидно, что минерагенический потенциал этого периода, в плане выявления промышленных комплексных золото-урановых руд в АССО и СКРП, раскрыт далеко не в полной мере.

Полученные данные о комплексной рудоносности и условиях локализации благороднометалльного оруденения в урановых месторождениях Центральной Азии показывают высокие перспективы значительного увеличения сырьевой базы благородных металлов провинций. Это весьма актуально и для законсервированных месторождений, запасы которых могут быть востребованы в ближайшие годы.

Литература

1. *Бавлов В.Н., Машковцев Г.А., Мигута А.К. и др. О возможностях освоения резервных урановых месторождений России // Разведка и охрана недр. – 2007. – №11. – С.2–14.*
2. *Бойцов В.Е., Пилипенко Г.Н. Золото и уран в мезозойских гидротермальных месторождениях Центрального Алдана (Россия) // Геология рудных месторождений. – 1998. – Т.40, №4. – С.354–369.*
3. *Добрецов Н.Л. Мантийные плюмы и их роль в формировании анорогенных гранитоидов // Геология и геофизика. – 2003. – Т.44, №12. – С.1243–1261.*
4. *Жаркова О.В., Лукин Л.И. О соотношении урановой и золотой минерализации на Васильковском месторождении // Материалы по геологии урановых месторождений : Информационный сборник. – М. : ВИМС, 1981. – Вып.70. – С.98–104.*
5. *Жмодик С.М., Жмодик А.С., Акимцев В.А. Золото-урановая ассоциация в гидротермальных системах Срединно-Атлантического хребта // Геохимия и рудообразование радиоактивных, благородных и редких металлов в эндогенных и экзогенных процессах : мат. всерос. конф. с иностр. участием, посвященной 50-летию Сибирского отделения РАН и 80-летию чл.-кор. РАН Федора Петровича Кренделева. – Улан-Удэ : Изд-во БНЦ СО РАН, 2007. – С.138–139.*
6. *Ищукова Л.П. Урановые месторождения Стрельцовского рудного поля в Забайкалье. – Иркутск : Глазовская, 2007. – 260 с.*
7. *Казанский В.И. Уникальный Центрально-Алданский золото-урановый рудный район (Россия) // Геология рудных месторождений – 2004. – Т.46, №3. – С.195–211.*
8. *Киселев А.Ф., Юшин А.А. Геохимия редкоземельных элементов и благородных металлов в черносланцевых формациях Северного Казахстана // Бассейны черносланцевой седиментации и связанные с ними полезные ископаемые : тез. докл. междунар. симп., 5–9 августа, 1991 г., Новосибирск. – Новосибирск : ОИГГиМ, 1991. – Т.2. – С.77–78.*
9. *Коваленко В.И., Ярмолюк В.В., Андреева И.А. Типы магм и их источники в истории Земли. – Ч.2. Редкометалльный магматизм: ассоциации пород, состав и источники магм, геодинамические обстановки формирования. – М. : ИГЕМ РАН, 2006. – 280 с.*
10. *Коробейников А.Ф. Нетрадиционные комплексные золото-платиноидные месторождения складчатых поясов. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, НИЦ ОИГГМ, 1999. – 237 с.*
11. *Лаверов Н.П., Смилкстын А.О., Шумилин М.В. Зарубежные месторождения урана. – М. : Недра, 1983. – 320 с.*
12. *Лаверов Н.П., Величкин В.И., Шумилин М.В. Урановые месторождения стран Содружества: основные промышленно-генетические типы и их размещение // Геология рудных месторождений. – 1992. – Т.34, №2. – С.3–18.*
13. *Мельников В.И. Вещественный состав руд и последовательность минералообразования на золотых и урановых объектах Заангарской части Енисейского кряжа // Геология месторождений урана, редких и редкоземельных металлов – М. : ВИМС, 1992. – Вып.133. – С.49–59.*
14. *Мельников В.И., Варданянц А.В. Особенности минералогии гидротермального этапа в молассоидных осадочных толщах Онкажинского урановорудного месторождения в Тувинском прогибе // Геология месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М. : ВИМС, 1987. – Вып.108. – С.82–90.*
15. *Мельников Е.К., Петров Ю.В., Рябухин В.Т. и др. Онежский рудный район с уран-золото-платинометально-ванадиевыми месторождениями // Разведка и охрана недр. – 1993. – №8. – С.31–35.*
16. *Минеева И.Г. Минералого-геохимические признаки, характеризующие взаимосвязь уранового и золотого оруденения в Кировоградском рудном районе // Геология месторождений урана, редких и редкоземельных металлов. – М. : ВИМС, 1993. – Вып.135. – С.94–107.*
17. *Наумов С.С., Николаев С.Л., Пигульский В.Н. Основные черты геологии Северо-Казахстанской урановорудной провинции (СКУРП) : пояснительная записка к атласу СКУРП ПГО "Степгеология" / ВНИИХТ, ЦГХК. – М. : ВИМС, 1989. – 165 с.*
18. *Новожилов Ю.И., Гаврилов А.М. Типизация золоторудных месторождений складчатых областей миогеосинклинального типа // Руды и металлы. – 1995. – №[5]. – С.54–71.*
19. *Полуаршинов Г.П., Перегудов В.В., Соболев В.Н. О возможности обнаружения в Северном Казахстане эндогенных месторождений урана, связанных с позднепалеозойско-мезозойской тектоно-магматической активизацией // Материалы по геологии урановых месторождений. Информационный сборник. – М. : ВИМС, 1980. – Вып.65. – С.56–64.*
20. *Поцелуев А.А. Закономерности формирования благороднометалльного оруденения в гидротермальных урановых и редкометалльных месторождениях (на примере Алтае-Саянской и Северо-Казахстанской областей) : автореф. дис. … докт. геол.-мин наук. – Томск, 2008. – 41 с.*
21. *Поцелуев А.А., Рихванов Л.П., Николаев С.Л. и др. Редкие элементы и золото в месторождениях олова Северо-Казахстанской рудной провинции // Известия вузов: Геология и разведка. – 1997. – №3. – С.74–80.*
22. *Поцелуев А.А., Рихванов Л.П., Николаев С.Л. Редкие элементы и золото в месторождениях Северо-Казахстанской урановорудной провинции // Известия Томского политехн. унта. – 2001. – Т.304, Вып.1. – С.197–209.*
23. *Рафаилович М.С. Васильковское штокверковое месторождение золота: геологическая позиция, минералого-геохимическая зональность, прогнозно-поисковая модель // Геология и охрана недр. – 2006, №4 (21). – С.34–41.*
24. *Руткевич В.Г. Золотоносность Кировоградского урановорудного района на Украинском кристаллическом щите // Геология месторождений урана, редких и редкоземельных металлов – М. : ВИМС, 1988. – Вып.113. – С.4–19.*
25. *Сафонов Ю.Г. Золоторудные и золотосодержащие месторождения мира – генезис и металлогенический потенциал // Геология рудных месторождений. – 2003. – Т.45, №4. – С.305–320.*
26. *Спиридонов Э.М., Широкова Г.М. О новом типе золото-урановой жильной минерализации (Аксу-Маныбайский рудный узел) // Материалы по геологии урановых месторождений. Информационный сборник. – М. : ВИМС, 1988. – Вып.111. – С.73–77.*
27. *Федорина Л.Э., Поцелуев А.А., Волостнов Д.В. Радиогеохимия золоторудных березитов и вмещающих пород Васильковско-*

го месторождения // Радиографические методы исследования в радиогеохимии и смежных областях : тез. докл. 3-го Всесоюзного совещ., 11–15 июня 199, г. Томск. – Новосибирск : Изд. ОИГГМ АН СССР, 1991. – С.21–23.

28. Фукс В.З., Былинская Л.В., Григорьев Г.А. О платиноносности Северного Казахстана // Платина России. – 1995. – Т.2, кн.2. – С.188–192.

РАДОН-222 В ВОЗДУХЕ ПОДВАЛОВ И ПОЧВЕННЫХ ГАЗАХ гг. АРХАНГЕЛЬСКА И СЕВЕРОДВИНСКА

А.В. Пучков, Г.П. Киселев, В.В. Кряучунас

ИЭПС УрО РАН, Архангельск, Россия

RADON-222 IN THE AIR OF BASEMENTS AND GROUND GASES OF ARKHANGELSK AND SEVERODVINSK

A.V. Puchkov, G.P. Kiselev, V.V. Kryuchunas

IEPN UB RAS, Arkhangelsk, Russia

Abstract. *The first researches of accumulation Radon-222 in the air of basements and ground gases of Arkhangelsk and Severodvinsk are finished. It was detected, that significant fluxes of Radon-222 in apartment buildings are possible in conditions of powerful quaternary deposits on platform. It's needed further researches of processes generation Radon's anomalies in platform's conditions.*

Радон – элемент №86 нулевой группы Периодической системы Менделеева, газ без цвета и запаха из одноатомных молекул, радиоактивен, химически почти нейтрален. В природе радон существует в виде трех α-активных изотопов, принадлежащих к радиоактивным семействам урана-238 (радон-222), тория-232 (радон-220, или торон) и актиния-227 (актинон). С точки зрения радиационной гигиены наиболее важным изотопом является радон-222. Его вклад в формирование эффективной дозы облучения примерно в 20 раз больше, чем торона и актинона. Ученые всего мира считают радон одной из основных причин возникновения рака легких у некурящих людей [1].

Известно, что основными источниками поступления радона в помещении являются грунты под зданиям. В недрах земли радон распространен крайне неравномерно. Это связано с тем, что он накапливается в тектонических нарушениях, куда поступает по системам микротрещин из пор и трещин в горных породах [2]. Появление радона в помещениях возможно также за счет его выхода из строительных материалов самих зданий, когда эти материалы содержат повышенные концентрации радия [3].

В 1999 г. опубликованы новые российские нормы радиационной безопасности. По данным НРБ-99 при проектировании новых зданий жилищного и общественного назначения должно быть предусмотрено, чтобы среднегодовая эквивалентная равновесная объемная активность дочерних изотопов радона и торона в воздухе помещений не превышала 100 Бк/м^3.

В эксплуатируемых зданиях среднегодовая эквивалентная равновесная объемная активность дочерних изотопов радона и торона в воздухе жилых помещений не должна превышать 200 Бк/м^3.

Изучение радиоактивности городских агломераций и радиоактивно загрязненных территорий является актуальным в связи с воздействием радиоактивного фона и радиоактивных изотопов естественного и искусственного происхождения на здоровье человека. Исследование радона на территории городов Северодвинск и Архангельск ранее не проводилось.

Северодвинск – город областного подчинения в Приморском районе **Архангельской области**. Город расположен на берегу **Белого моря**, возле Никольской бухты, в 35 км к западу от **Архангельска**. Население 197,4 тыс. человек. В связи с тем что на промышленных предприятиях производится работа с радиоактивным топливом и ядерными реакторами у населения вызывается беспокойство за радиационную обстановку в городе, поэтому изучение радиоактивности в жилых районах является чрезвычайно важным.

Количество поступающего радона в жилые помещения зависит от геологических пород, слагающих данную территорию. Города Северодвинск и Архангельск находятся на Мезенской синеклизе Русской плиты Восточно-европейской платформы. Мезенская синеклиза представляет собой чашеобразный прогиб древнего кристаллического фундамента, сложенного гранитогнейсами архея и протерозоя на котором располагаются осадочные породы верхнего рифея, венда и четвертичных отложений. В районе городов мощность отложений рифея и венда составляет около 700 м. Вендские отложения сложены песчаниками, алевролитами и аргелитами, содержащими повышенное количество урана и при наличии трещин и разломов из них может поступать радон в значительном количестве к поверхности. Четвертичные отложения в данном районе достигают мощности 80 м и состоят из песчано-глинистых отложений различного генезиса. Город Северодвинск непосредственно располагается на морских отложениях – пески, пески с гравием и галькой, глины; и аллювиально-морских отложениях – пески, супесь, глины, суглинки. Данные отложения имеют высокую пористость и способны пропускать радон из венских отложений, при этом четвертичные глинистые отложения содержат повышенные количества радия-226 который при распаде дает

Рис. 1. *Места измерения радона в подвалах жилых домов г.Северодвинска. Цифрами и размерами знаков показано количество радона-222 в Бк/м³ воздуха*

радон-222, способный накапливаться в жилых помещениях городов. Геологическое строение территории "благоприятно" для потоков радона-222 в городскую агломерацию.

Исследование распределения радона-222 в подвалах жилых домов и в почвенных газах на территории городов Северодвинска и Архангельска проводились при помощи радиометра радона РРА-01М-03 МГФК 412124.003 на основе экспрессного измерения объемной активности радона-222 в воздухе в автоматизированном режиме.

Радиометрическая съемка на территории производилась с помощью геологоразведочного сцинтилляционного радиометра СРП-88Н.

В ходе исследований распределения радона-222 в воздухе подвалов жилых домов на территории города Северодвинска был обследован 91 жилой дом (рис. 1), из них 13 представляют собой деревянные, 34 – кирпичные, 42 – панельные дома и 2 – шлако-блочные дома. Кроме того, были произведены замеры на улицах города в количестве 3 измерений рдона-222 в атмосферном воздухе, где активность радона и его продуктов распада оказалась менее 20 Бк/м³ .

В деревянных домах концентрация радона-222 варьируется от 20 до 127 Бк/м³, значение радиоактивности составляет от 5 до 11 мкР/ч. Ни в одном из деревянных домов превышения предельно допустимой концентрации радона не наблюдается. Концентрация радона-222 в кирпичных домах равна от 20 до 58 Бк/м³, значение радиоактивности лежит в пределах от 12 до 19

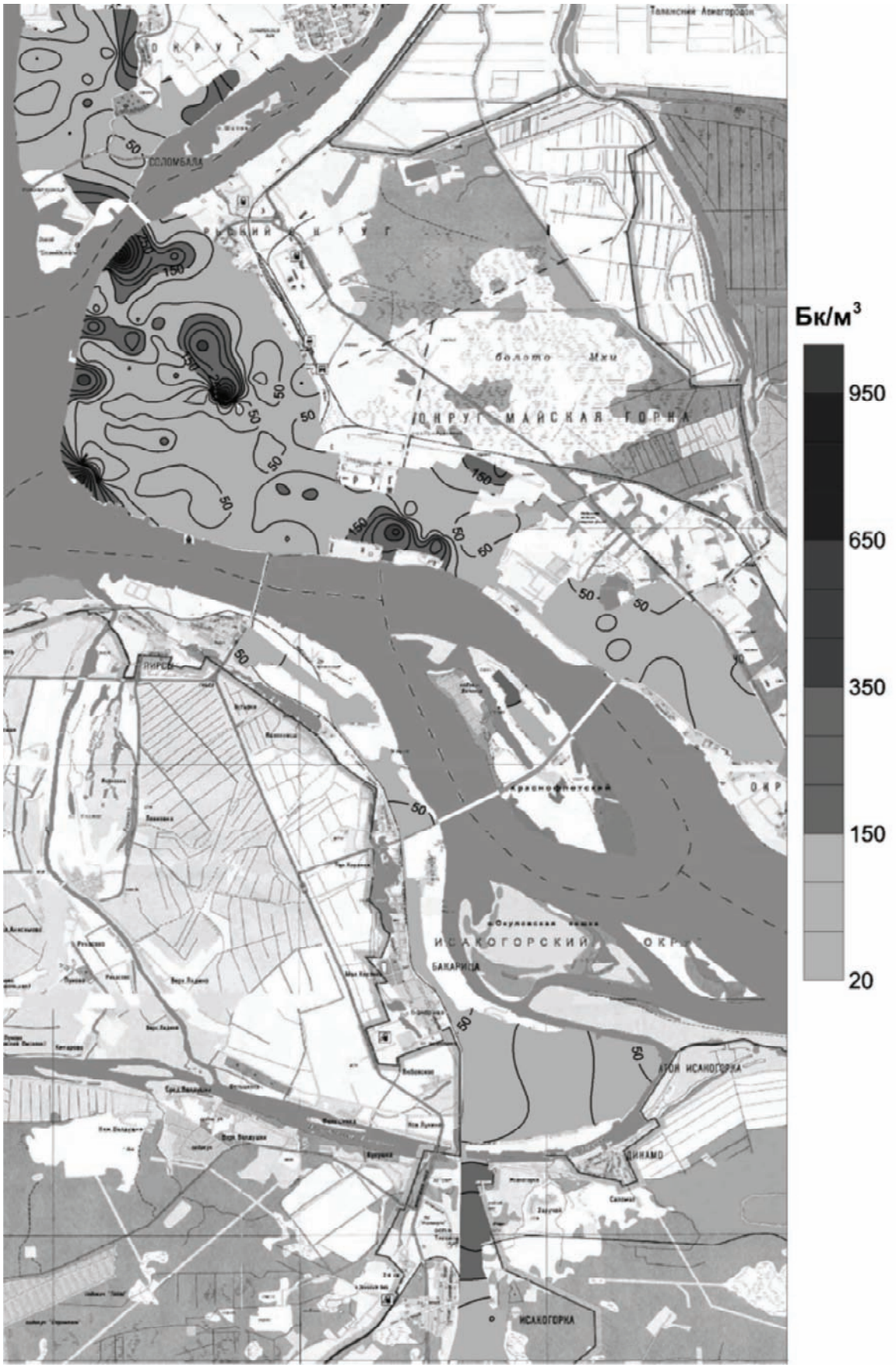


Рис. 2. *Объемная активность радона-222 в почвенном воздухе в различных районах г. Архангельска*

мкР/час. Превышение предельно- допустимой концентрации не наблюдается. В панельных домах концентрация радона-222 лежит в пределах от 20 до 211 Бк/м^3, значение радиоактивности варьируется от 10 до 25 мкР/час.

Ни в одном из случаев не было выявлено корреляционной зависимости между концентрацией радона-222 и значением радиоактивности, это указывает, что строительные материалы не выделяют радон, последний поступает из глубоких горизонтов земной коры, что часто наблюдается и в других районах. Превышение предельно-допустимой концентрации радиоактивного газа зафиксировано только на одном объекте, еще в трех домах это значение приближается к предельно допустимому. По нашему мнению, такая концентрация радона-222 образована его выходом из глубоких подземных горизонтов, накопление в подвалах жилых домов обусловлено несоблюдением мер профилактики, в частности проветривание помещений. Остальные объекты исследования по отношению к радону-222, по данным НРБ-99, не могут оказывать вредного воздействия на здоровье человека. В результате обработки данных радиометрической съемки тех же объектов были сделаны выводы: в среднем радиационный фон деревянных домов значительно ниже, чем у панельных, кирпичных и шлакоблочных домов. Сделан вывод, что радона-222 в жилых домах города Северодвинска находится на низком уровне и санитарно-эпидемиологической опасности не представляет.

Архангельск – административный центр Архангельской области. Население – 348,7 тыс. чел. Город расположен в устье реки Северная Двина в 40–45 км от места впадения ее в Белое море. Территория городского округа "Город Архангельск" составляет 29442 га.

На территории города расположен ряд промышленных предприятий, включая судоремонтный завод "Красная Кузница", портовые сооружения, "Соломбальский ЦБК", деревообрабатывающие комбинаты и ТЭЦ.

Содержание объемной активности радона (в дальнейшем ОАР) в газах (поровом воздухе) почв и грунтов г. Архангельска варьирует в пределах – от 20 до 989 Бк/м^3, пространственное распределение показано на рисунке 2. Высокими уровнями ОАР от 150 до 989 Бк/м^3 характеризуются почвы, которые сформировались на двух моренных выступах Архангельского повышения – Кузнечиха и Красная горка. Инженерно-геологические профили, проведенные через данные геологические объекты, показали, что торфяной горизонт в этих районах полностью выклинивается, а на некоторых участках морены, где отсутствует техногенный слой, на дневную поверхность выходят естественные грунты, образованные верхнечетвертичными водно-ледниковыми отложениями, которые в своем большинстве представлены средним и тяжелым суглинком. В свою очередь, по видимому, суглинок и является основной причиной, накопления радона в поровом воздухе почв грунтов, это связано с тем, что в микропорах глинистых породах объемное перемещение газов затруднено, и в ненарушенных глинах диффузия является единственным механизмом переноса радона.

Высоким уровнем ОАР в газах верхнего 5-сантиметрового слоя почв характеризуется окраина поселка Кемский, здесь в районе одноэтажной деревянной застройки и на полях прилегающих к Соломбальскому целлюлозно-бумажному комбинату, были замерены высокие значения ОАР в пределах от 150 до 350 Бк/м^3. Интересно отметить, что это единственный район на территории г. Архангельска, где четко прослеживается корреляция высокой удельной активности ^{226}Ra в верхнем 5-сантиметровом слое почвы и высокий уровень ОАР.

Высокие уровни ОАР в поровом воздухе почв, были замерены и в других районах города главным образом в центральной его части, они носят локальный характер, а причина высокого уровня ОАР в каждом конкретном случае разная. Так, высокий уровень ОАР был зафиксирован на игровой площадке детского садика "Теремок", где его значение составило 836 Бк/м^3. Резких перепадов атмосферного давления в момент измерения не наблюдалось, т.е. данное значение не относится к разряду "факельных выбросов", которые наблюдаются при резком падении давления. Через игровую площадку проходит трасса теплопровода, которая открывает нижележащие горизонты горных пород и это способствует поступлению радона.

Средние значения ОАР в почве от 50 до 150 Бк/м^3 фиксируются в районах, представленных плотными глинистыми породами, с хорошо развитым растительным покровом. На остальной территории г. Архангельска наблюдается относительно невысокий уровень ОАР в почве от 20 до 50 Бк/м^3. Даная территория представляет собой бывшие болота уплотненные при строительстве слоем речного песка. Погребенный под песком многометровый слой торфа сильно насыщен влагой, что затрудняет вертикальный перенос радона в верхние слои почвы.

Для более детального анализа распространения радона-222 и его воздействие на здоровье населения Архангельской промышленной агломерации, в том числе города Северодвинска и Архангельска, необходимы дальнейшие исследования. Для подвальных помещений жилых домов с высокой концентрацией радона-222 необходима установка вентиляционных систем нагнетающего типа. В связи с обнаружением радона в некоторых домах города, следует расширить работу с увеличением количества исследуемых объектов.

Исследования так же следует направить на изучение физико-химических и радиоактивных свойств четвертичных отложений городских агломераций, их техногенных нарушений и связи этих данных с потоком радона-222 в городскую среду.

Литература

1. *Бутомо Н.В., Гребенюк А.Н., Легеза В.И. Основы медицинской радиобиологии / под ред. И.Б. Ушакова. – СПб .: Фолиант, 2004. – 384 с.*
2. *Жуковский М.В., И.В. Ярмошенко. Радон: Измерение, дозы, оценка риска. – Екатеринбург : Уро РАН, 1997. – 230 с.*
3. *Уткин В.И., Чеботина М.Я., Евстигнеева В.Я. Радиоактивные беды Урала. – Екатеринбург : Уро РАН, 2000. – 126 с.*

МЕТОДЫ ЭКОБЕЗОПАСНОЙ ГЕОКОНСЕРВАЦИИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

Л.И. Разворотнева, С.Ю. Артамонова

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, rasvorot@uiggm.nsc.ru

METHODS OF THE ECOLOGICALLY SAFE GEOCONSERVATION OF LIQUID RADIOACTIVE WASTES

L.I. Razvorotneva, S.Yu. Artamonova

Institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *To prevent radionuclides spreading into soil, water and trophic series there is a need to place geochemical barriers which main function is to convert the contaminant ingredients into not mobile forms. Generally accepted that one of the main processes of sorption of radionuclides by clay minerals is considered to be the ion exchange between cations of a silica-alumina frame exchange complex and soluble forms of radionuclides at aqueous phase. It was determined that clay maintains the cation exchange ability in the rather wide range of pH 4 to 9 that covers overwhelming majority of natural waters acidities. Experiments on radionuclides sorption by the example of nitric acid salts Sr^{+2}, Cs^{+}, UO_2^{+2} were carried out with samples of montmorillonites and kaolins from the Siberian deposits. The usage of the ISP-MS method allowed to determine radionuclides content after their passing through the clay sorption barriers, and at that the uranyl content in the solution went down from $3x10^{-3}$ до $4,5x10^{-6}$ gr/l, strontium – from $2,5x10^{-4}$ to $6,5x10^{-5}$ gr/l. At present there is a number of effective methods of chemical and physical modification of minerals surface. Among them the cation exchange, thermal and chemical surface treatment, changes of watering degree, of specific surface area and of pores space.*

С целью защиты окружающей среды от неконтролируемой миграции радионуклидов в последние годы все активнее используются природные геохимические барьеры. При этом возможно использование как существующих природных геохимических барьеров, так и целенаправленное создание техногенных барьеров. Угроза загрязнения радионуклидами среды жизнеобитания может успешно сниматься путем организации проточных минерально-сорбционных реакторов-барьеров. Искусственно создаваемые аккумуляции радионуклидов на этих барьерах принципиально не отличаются от естественных скоплений урановой минерализации в зонах гипергенеза, причем последние чаще всего не представляют никакой экологической опасности в отношении загрязнения радионуклидами почв, донных осадков и вод. В качестве материалов для создания барьеров, в зависимости от состава загрязнителей, могут применяться природные образования. Для связывания и долговременного удержания радионуклидов используются глинистые минералы (монтмориллониты и каолиниты) и торфа. Сейчас существует достаточно много указаний на повышенное содержание урана в связи с глинистыми минералами в зонах окисления урановых месторождений и различных кор выветривания, а также в зонах низкотемпературных гидротермальных изменений. При изучении мобильности радиоактивных элементов большое внимание уделяется сорбционным свойствам глинистых минералов (на их долю приходится до 65–80% объема всех осадочных минералов), которые вследствие своей низкой проницаемости, и высокой поглощающей способности являются эффективным геохимическим барьером. Общепринято, что одним из главных процессов сорбции радионуклидов глинистыми минералами является ионный обмен между катионами обменного комплекса алюмосиликатной матрицы и растворимыми формами радионуклидов водной фазы. Нами было установлено, что глины сохраняют способность к катионному обмену в достаточно широком диапазоне pH от 4 до 9, что охватывает подавляющее большинство кислотности природных вод. Эксперименты по сорбции радионуклидов на примере азотнокислых солей Sr^{+2}, Cs^{+}, UO_2^{+2} были выполнены на образцах монтмориллонитов и каолинитов сибирских месторождений. Аналитическое определение элементов стронция и цезия проводили атомно-абсорбционным методом на спектрометре фирмы Perkin Elmer, концентрацию урана определяли на лазерном спектрометре “Ангара”. Термический анализ образцов глин проводился на дериватографе “Paulik-J”, фазовый состав контролировался рентгеноструктурным методом на дифрактометре ДРОН-3. Измерения площади поверхности и размеров пор проводились на приборе ASAP-2400 (“Майкромеритикс”, США) по адсорбции азота при 77 °K. Сорбционную емкость определяли по изменению концентрации катионов стронция, цезия и урана в жидкой фазе после перемешивания на магнитных мешалках в течение 2 ч. В результате установлено, что значения сорбционной емкости варьируют от 45 до 320 мг-экв/100 г. Наилучшими показателями отличается монтмориллонит за счет внедрения сорбируемого катиона в межслоевое пространство структуры. Использование метода ИСП-МС позволило определить содержание радионуклидов после прохождения их через глинистые сорбционные барьеры, при этом содержание уранила в растворе снизилось с $3x10^{-3}$ до $4,5x10^{-6}$ г/л, стронция – с $2,5x10^{-4}$ до $6,5x10^{-5}$ г/л (табл. 1).

В настоящее время существует ряд эффективных методов химического и геометрического модифицирования поверхности минералов. К ним можно отнести катионный обмен, термическую и химическую обработку поверхности, изменение степени обводненности, величины удельной поверхности и порового пространства. Для создания модифицированных сорбентов, с целью увеличения поглощающей емкости, применялся метод

Таблица 1. *Содержание радионуклидов в растворе после прохождения через глинистые сорбционные барьеры (г/л)*

МИНЕРАЛ (месторождение)	U		Sr		Cs	
	C_0	C_x	C_0	C_x	C_0	C_x
Щелочной монтмориллонит (Таганское)	$9{,}5*10^{-4}$	$1{,}7•10^{-4}$	$3{,}0•10^{-2}$	$1{,}2•10^{-3}$	$7{,}3•10^{-2}$	$4{,}8•10^{-3}$
Щелочноземельный монтмориллонит (Таганское)	$9{,}5•10^{-4}$	$2{,}5•10^{-5}$	$3{,}0•10^{-2}$	$5{,}0•10^{-3}$	$7{,}3•10^{-2}$	$1{,}0•10^{-2}$
Щелочноземельный монтмориллонит (Камалинское)	$1{,}2•10^{-2}$	$5{,}3•10^{-5}$	$3{,}0•10^{-2}$	$4{,}8•10^{-4}$	$7{,}3•10^{-2}$	$3{,}2•10^{-3}$
Щелочноземельный монтмориллонит (Трошковское)	$1{,}2•10^{-2}$	$6{,}4•10^{-6}$	$3{,}0•10^{-2}$	$2{,}3•10^{-5}$	$7{,}3•10^{-2}$	$1{,}6•10^{-4}$
Каолинит (Трошковское)	$1{,}2•10^{-2}$	$4{,}8•10^{-4}$	$3{,}0•10^{-2}$	$7{,}6•10^{-4}$	$7{,}3•10^{-2}$	$6{,}4•10^{-3}$

Примечание: C_0 – содержание элемента в растворе до начала эксперимента; C_x – содержание элемента в растворе после окончания эксперимента.

модифицирования органическими компонентами торфов, в частности, гуминовыми кислотами, выделенными из торфов. Из низинного и верхового торфов были выделены гуминовые кислоты (ГК) несколькими способами: а) декальцификацией торфа соляной кислотой, щелочной экстракцией при разных температурах (40–70 ˚С), осаждением концентрированной соляной и серной кислотами (Орлов, Гришина, 1987). По методу Драгуновой было определено содержание кислотных функциональных групп (от 0,67 до 1,00 мг-экв на 1 г ГК). По данным ЯМР^{13}С были установлены соотношения между различными функциональными группами в ГК. Так, карбоксильные группы (110–200 мД) давали соотношение 10,1–12,7, ароматические (110–160 мД) находились в диапазоне 35,3–43,8 и т.д.

Для получения органозамещенных образцов проводили ряд операций, связанных с подготовкой образцов к модифицированию: набухание в воде, в ряде случаев переведение в натриевую форму, изменение pH среды, предварительная обработка буферными растворами. В качестве матрицы использовался Са-монтмориллонит Камалинского месторождения Красноярского края, а также каолинит и иллит Трошковского месторождения Иркутской области. После модифицирования проводилось отмывание осадка от посторонних ионов, концентрирование на фильтрах методом центрифугирования при 5–8 тыс. обор/мин, микрофильтрации (через ацетилцеллюлозный фильтр с размером пор 0,45 мкм) и ультрафильтрации (фильтр с размером пор, отвечающим молекулярной массе 10 кД). Об эффективности процесса модификации глинистых минералов органическими компонентами судили по результатам рентгеноструктурных исследований, из которых следовало, что вышеописанная обработка алюмосиликатов сопровождается внедрением органических соединений в их межплоскостное пространство. Рентгенограммы исследованных образцов получали на дифрактометре ДРОН-3М с медным антикатодом методом порошка. Непосредственно перед съемкой образцы прогревали при 105 ˚С для удаления адсорбированной влаги, влияющей на расстояние между пакетами исходного и модифицированного монтмориллонита. Из полученных дифрактограмм следует, что первый дифракционный максимум монтмориллонита по сравнению с естественной глиной смещен в сторону меньших углов, т.е. отвечает большему межплоскостному расстоянию. Разность между межплоскостными расстояниями d_{001} модифицированных (17–28 Å) и исходного (12,8 Å) образцов является количественным показателем изменений кристаллической структуры минерала и свидетельствует о внедрении органических катионов в межпакетное пространство глины. При внедрении органических молекул в структуру каолинита величина первого межплоскостного базального расстояния увеличивается от 7,12 до 10,8–14 Å в зависимости от размера внедренных молекул. Количество адсорбированных глинами органических веществ в процессе создания модифицированного органо-минерального сорбента определяли из дериватограмм исходного и модифицированного образцов по кривым ТГ и ДТГ. Исследования выполнялись на дериватографе системы Ф. Паулик, И. Паулик и Л. Эрдэй при скорости нагрева 10 град/мин, диапазон температур 20–1000 ˚С, чувствительность ТГ – 200 мг; погрешность 0,1%. Потеря массы модифицированным образцом складывалась из потери влаги исходной глины и потерь за счет выгорания органического вещества. Проведенные расчеты показали, что количество органических соединений, внедренных в структуры глинистых минералов составляет 75–90 мг-экв/100 г глины. Определение площади удельной поверхности полученных образцов и текстурные исследования были проведены по адсорбции азота при 77˚К. Изотермы адсорбции анализировали методом БЭТ. Величина удельной поверхности в испытуемых образцах варьирует от 80–95 м^2/г для модифицированных аминами и 132–147 м^2/г для модифицированных гуминовыми компонентами из торфов.

Следует отметить, что модифицированные сорбенты обладают значительным поровым пространством (размер пор колеблется от 45 до 320 Å), обеспечивая возможность свободной объемной диффузии молекул раствора. При вхождении дополнительных слоев воды и внедряемых в процессе сорбции ионов объем микропор увеличивается от 0,12см^3/г до 0,24–0,56 см^3/г, а диаметр микропор увеличивается с 97 до 256 Å. Особое внимание было уделено изучению роли воды в обеспечении успешной работы геохимических барьеров на основе как природных, так и модифицированных материалов. Для характеристики относительного количества связанной воды, прочности ее связи с ионами решетки, были получены дифференциально-термические (ДТА) кривые образцов каолинита и монтмориллонита в сухой и гидратированной формах.

На кривых ДТА наблюдается три эндоэффекта:

- первый – четкий глубокий, соответствует удалению адсорбированной воды (до 140 ˚С);
- второй – очень растянутый и неинтенсивный, проявляется в результате постепенной потери OH^- групп минерала (до 210 ˚С);
- появление третьего эндоэффекта (850 ˚С) можно объяснить частичной деструкцией кристаллической решетки минерала.

Наиболее активно взаимодействует с молекулами воды структура монтмориллонита, при этом увеличивается количество как физически сорбированной воды (с 13 до 20%), так и межслоевой воды минерала (с 1,1 до 2,75%). Такое взаимодействие поверхности с водой приводит к двукратному возрастанию количества гидроксильных групп, которые участвуют в процессе связывания элементов.

Качество сорбентов оценивалось по значениям показателей емкости катионного обмена (ЕКО), которое рассчитывалось по результатам полученных в эксперименте изотерм сорбции. Так, значения ЕКО для модифицированных гуминовыми компонентами образцов составило 3156 мг-экв UO_2^{2+} или 15,6 мг-экв Sr^{2+} или 78,9 мг-экв Cs^+ на 100 г сухого вещества сорбента. Наиболее высокой степенью насыщенности по отношению к стронцию характеризуется аминомодифицированный монтмориллонит – при pH 8,5 около 1800 мг-экв/100 г сорбента (опыты проводились как со стабильными изотопами с концентрацией 0,5 моль/л, так и с радиоактивными растворами порядка 10^4 Бк/л. Раствор проливался через колонки, заполненные модифицированным сорбентом, в течение 15–20 суток). Для характеристики степени извлечения радионуклида сорбентом рассчитывался коэффициент распределения (K_d), который практически не зависит от концентрации ионов в растворе. Было установлено, что K_d значительно возрастает со временем как для ^{90}Sr, так и для ^{137}Cs. После установления равновесия в системе сорбат-сорбент значения K_d выравниваются, однако показатели коэффициентов распределения стронция выше, чем для цезия, демонстрируя селективность поглощающей матрицы к двузарядным катионам по сравнению с однозарядными. Эксперименты в проточном режиме показали, что уже в первые часы происходит снижение концентрации стронция на 92–98% в элюатах в зависимости от типа технических вод. Скорость сорбции ^{85}Sr в течение первого часа была 456312 Бк/кг в минуту. Разница в скоростях сорбции в зависимости от состава вод составила 6–8%. Одновременно происходило также поглощение 60% Ca, 74,3% Na и т.д. из состава техногенных вод. Значения K_d изменялись от $2{,}1 \times 10^2$ до $6{,}7 \times 10^3$ мл/г. При пропускании технического раствора с удельной активностью ^{137}Cs 5,2 кБк/кг через колонки с сорбентом содержание ^{137}Cs становилось на уровне допустимой удельной активности для питьевой воды (96 Бк/кг). Показатели Kd менялись от $1{,}5 \times 10^2$ до $2{,}2 \times 10^3$ мл/г. Экспериментально было установлено, что эффективность поглощения цезия зависит от ионной силы раствора, причем в следующей зависимости $K^+ >> Na^+ > Ca^{+2}$.

Общепринято, что поглощение растворимых форм жидких радионуклидов происходит по механизму катионного обмена. Для усиления обменных свойств глинистых минералов проводилась их обработка неорганическими кислотами: Эффективность воздействия кислот следующая: $H_2SO_4 \leq HNO_3 \sim HCl \leq H_3PO_4$. Наиболее значимый эффект наблюдается при модификации поверхности ортофосфорной кислотой практически для всех типов глин и за короткое время. Это объясняется тем, что фосфатсодержащие поверхности имеют тенденцию к образованию прочных комплексных соединений с редкоземельными и трансурановыми элементами. Причем устойчивость таких комплексов настолько высока, что они не разрушаются даже при 800 ˚С. По нашим предварительным результатам, обработанные фосфорной кислотой глины обладают более высокой ионообменной емкостью, чем природные фосфатные минералы. Это подтверждается сравнением данных ИК-спектроскопии образцов обработанных и природных глин. Для увеличения дефектности кристаллической структуры, а следовательно, и ее емкости, использовался метод механической активации в центробежных планетарных мельницах ЭИ 2х150 и М-3 в барабанах из нефрита с нефритовыми шарами в течение 5, 10, 20 и 30 минут. Судя по характеру изменений параметров тонкой структуры (уменьшение величины ОКР и микродеформаций), в течение 10 минут механической активации образуются мезо- и микродефекты, что приводит к захвату внедряемых ионов (табл. 2, 3). Число таких нарушений увеличивается с уменьшением размеров частиц, при этом возникают некомпенсированные парамагнитные состо-

Таблица 2. *Характеристики разупорядочения структуры каолинита, подвергнутого механической активации*

Время активации, мин	ОКР, Å	$\sqrt{\varepsilon^2}$
Исходный образец	580	0,07
Активация на воздухе, 1 мин	210	0,40
Активация в воде, 1 мин	510	0,08

Примечание: ОКР – размеры областей когерентного рассеяния, $\sqrt{\varepsilon^2}$ – абсолютные среднеквадратичные микроискажения.

Таблица 3. *Изменение показателей межплоскостных расстояний (d_{001}, Å), полуширины пика интенсивности (П/Ш,мм) при внедрении радионуклидов (UO_2^{+2}, Sr^{+2}, Cs^+) в структуру глин таганского месторождения*

	Внедряемый ион радионуклида	Таганский монтмориллонит			
		щелочной		щелочноземельный	
		D, $Å_{001}$	П/Ш	D, $Å_{001}$	П/Ш
1	До сорбции	13,4	15,5	14,4	11,0
2	UO_2^{+2}	14,2	17,0	14,4	12,0
3	Cs+	13,5	13,8	14,4	11,0
4	Sr^{+2}	13,8	14,2	14,4	12,5

яния, фиксируемые методом ЭПР. В изученных образцах зарегистрировано образование центров типа O^-, O_2^{3-}, OH^0, $Si\text{-}O^-$, активно участвующих в связывании сорбируемых ионов.

Работа выполнена при поддержке государственного заказа №43 (76-08), заказчик – отдел радиационной безопасности Министерства охраны природы Республики Саха (Якутия).

МОДЕЛИ И МЕТОДЫ РЕКОНСТРУКЦИИ ПОЛЕЙ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИЙ

В.Ф. Рапута

Институт вычислительной математики и математической геофизики СО РАН, Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

MODELS AND METHODS FOR RADIOACTIVE CONTAMINATION FIELDS RECONSTRUCTION

V.F. Raputa

Institute of computational mathematics and mathematical geophysics, SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *The small sized parameters models for estimation of single and long-term regional contamination of territory by aerosol sources are proposed. The approbation of models was carried out using data of East-Ural radioactive trace and aerosol-dust of ^{137}Cs and ^{90}Sr precipitation in the area of Siberian chemical plant nuclei power complex influence. The possibility of application of models proposed in prediction purposes is shown.*

Проблема определения количественных характеристик радиоактивного загрязнения природных сред в результате ядерных взрывов и аварий, а также выбросов примесей от стационарных источников является весьма актуальной [1–3]. Применение методов прямого моделирования переноса загрязняющих примесей в принципе дает возможность вполне корректного описания полей концентраций, но в ряде случаев этот подход сталкивается со значительными затруднениями. В первую очередь это возможность обеспечения используемых моделей необходимой входной информацией. Существуют неопределенности в высоте и мощности источников, распределении радиоактивных частиц по размерам, определении текущих метеорологических условий.

Данная ситуация требует дополнительного совместного анализа экспериментальных данных и теоретических исследований распространения примесей в приземном и пограничном слоях атмосферы. Привлечение экспериментальной информации о полях радиоактивного загрязнения приводит к возможности создания моделей реконструкции. Принципы построения такого типа моделей достаточно разнообразны и носят компромиссный характер между модельными описаниями процессов загрязнения и данными наблюдений [3, 6].

Обратная задача восстановления полей аэрозольных выпадений от мгновенных высотных источников. Для описания процесса распространения аэрозольной примеси используется полукинематическое приближение, т.е. принимается, что турбулентное рассеяние происходит лишь в горизонтальных направлениях, а по вертикали движение частиц происходит с постоянной стоксовой скоростью. Предварительный анализ данных экспериментальных исследований следов выпадений радиоактивных примесей, образованных ядерными взрывами, показывает, что весьма важным моментом является количественное описание распределения дисперсного состава частиц в начальном облаке. Начальное распределение аэрозольной примеси в источнике по скоростям оседания w удобно задавать в виде следующей двухпараметрической функции [5]:

$$N(w) = (a^{n+1}/\Gamma(n+1))w^n e^{-aw},\ n \geq -1,\ a = n/w_m, \qquad (1)$$

где параметр w_m характеризует скорость преобладающей по количеству частиц фракции примеси, n – степень однородности распределения частиц примеси по скоростям w, $\Gamma(x)$ – гамма-функция.

В этом случае поверхностная концентрация полидисперсной примеси находится из выражения:

$$\sigma(x,y) = \int_0^\infty \int_0^\infty w\ q(x,y,0,w,t)N(w)\ dw\ dt, \qquad (2)$$

где $q(x, y, z, t)$ – объемная концентрация, описывается уравнением:

$$(\partial q/\partial t) + (u(z))\ (\partial q/\partial x) - w(\partial q/\partial z) = \\ = K_x(\partial^2 q/\partial x^2) + K_y(\partial^2 q/\partial y^2), \qquad (3)$$

с начальными и граничными условиями

$$q\big|_{t=0} = Q\delta(x)\delta(y)\delta(z-H), \qquad (4)$$

$$q\big|_{z>H} = 0;\ q \to 0,\ |x|, |y| \to \infty,\ t \to \infty. \qquad (5)$$

Здесь $u(z)$ – горизонтальная составляющая скорости ветра, K_x, K_y – коэффициенты турбулентного обмена по осям x, y,

$$K_x = \alpha \bar{U}_z^2 \frac{H-z}{w}, \qquad (6)$$

$$K_y = \beta \bar{U}_z^2 \frac{H-z}{w},$$

$$\bar{U}(z) = \frac{1}{H-z}\int_z^H u(\xi)d\xi.$$

Непосредственное вычисление функционала (2) с помощью (1), (3)–(6) достаточно затруднительно. Необходимы дополнительные упрощения. В частности, если ограничиться рассмотрением асимптотических представлений, то при больших x главная часть выражения (2) представляется в виде [5]

$$\sigma(x,0) = \frac{Q \cdot H \cdot \bar{U}_0 \cdot N(\frac{H\bar{U}_0}{x})}{\sqrt{2\pi\beta}\cdot x^3}. \qquad (7)$$

Полагая мощность источника Q функцией высоты h, с учетом (1), (7) получим следующее соотношения для вычисления плотности выпадения полидисперсной примеси по оси следа от распределенного по вертикали источника

$$P(x,\vec{\theta}) = \frac{\theta_1}{x^2}\int_{H_1}^{H_2} Q(h)\left(\frac{h}{x}\right)^{\theta_2}\exp\left(-\theta_3\frac{h}{x}\right)dh, \qquad (8)$$

где

$$\theta_1 = \frac{\left(a\bar{U}_0\right)^{n+1}}{\sqrt{2\pi\beta}\cdot\Gamma(n+1)},\ \ \theta_2 = n+1,\ \ \theta_3 = aU_0. \qquad (9)$$

Оценка вектора неизвестных параметров $\vec{\theta}$ проводится методом наименьших квадратов на основания критерия [8]

$$J(\vec{\theta}) = \sum_{m=1}^{M}\sigma_j^{-2}\left[r_j - P(x_j,\vec{\theta})\right]^2 \to \min_{\vec{\theta}\in\Omega}, \qquad (10)$$

здесь r_j – измеренный уровень загрязнения в точке x_j.

Реконструкция полей выпадений радионуклидов в районе Восточно-Уральского радиоактивного следа. В результате технической неисправности 29.09.1957 г. на ПО "Маяк" произошел аварийный выброс радиоактивных веществ 20 млн Ки из хранилища отходов в окружающую среду, из которых 18 млн Ки выпали недалеко от места взрыва. Остальная часть – 2 млн Ки, поднявшись на высоту 1–2 км, образовали радиоактивное облако, которое под действием ветра распространялось в северо-восточном направлении и выпадения из которого через 10–11 ч сформировали Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС) в северной части Челябинской, южных районах Свердловской и Тюменской областей. Через 6–8 ч после образования облако находилось на расстоянии 350 км с плотностью загрязнения на оси следа 0,1 Ки/км^2 по ^{90}Sr [2]. В первые дни после аварии была проведена съемка следа на расстоянии до 350 км от источника загрязнения. Затем картина распределения радиоактивных веществ уточнялась на протяжении последующих лет путем аэро-гамма и автомобильных бета-съемок.

Для численного анализа данных загрязнения почвенного покрова в районе ВУРСа были использованы результаты экспериментального обследования этой территории, представленные в виде таблиц в [1], которые были получены на основе карт радиационной обстановки 1959 и 1997 гг. Для данных карты 1959 г. оценивание параметров регрессии (8) проводилось по трем опорным точкам на оси следа (рис. 1, а), достаточно оптимально расположенных относительно друг друга [8]. Следует отметить, что отношения концентраций между крайними точками составляет 5000 раз, что указывает на значительные скорости оседания аэрозольных частиц, несущих радионуклиды, в рассматриваемом диапазоне расстояний. Для оценивания радиоактивного загрязнения с использованием данных наблюдений 1997 г. и модели (8) использовалась лишь одна опорная точка наблюдения, расположенная в 4 км от места взрыва (рис. 1, б). По данным наблюдений в ней оценивался параметр θ_1. Остальные параметры задавались из предыдущего расчета. Анализ результатов моделирования, представленных на (рис. 1), показывает вполне удовлетворительное согласие расчетов наблюдениям в контрольных точках.

Восстановление поля концентрации от стационарного точечного источника. При моделировании длительного загрязнения местности от стационарных источников текущую метеорологическую информацию вполне можно заменить климатической. Существует так-

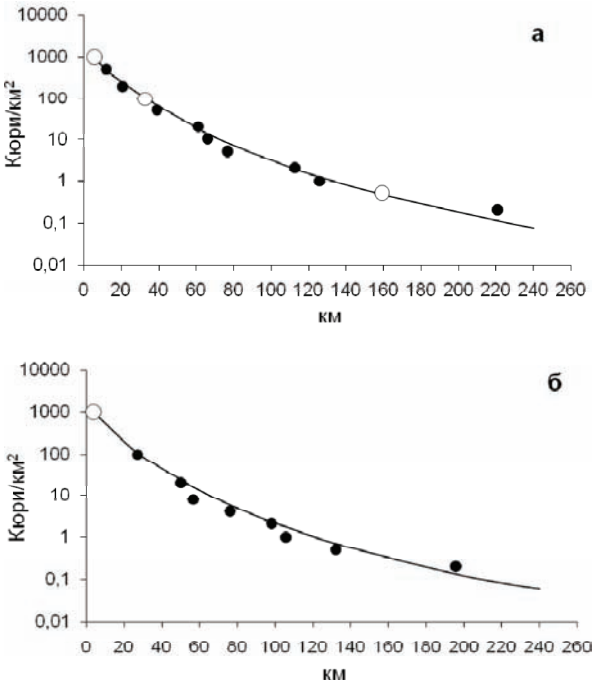


Рис. 1. *Плотность радиоактивного загрязнения почвы (Кюри/км^2) на оси Восточно-Уральского радиоактивного следа по данным радиационной обстановки на 1957 г. (а) и 1997 г. (б).*
O, ● *– результаты экспериментальных исследований в опорных и контрольных точках наблюдений на оси следа, —— – восстановленная по модели (8) плотность осадка*

же возможность сравнительно простого математического описания процессов переноса примеси на больших удалениях от источников выбросов [6]. В этом случае решение задач переноса и диффузии примеси в атмосфере также требует их определенной стилизации и упрощения.

Воспользуемся зависимостью между решениями для точечного и линейного источника. Если положить горизонтальный турбулентный обмен пропорциональным скорости ветра, то в стационарном случае будет иметь место соотношение

$$q(r,y,z)=\frac{S(r,z)\cdot\exp(-y^2/4k_0r)}{2\sqrt{\pi k_0 r}}, \qquad (11)$$

где $q(r, y, z)$, $S(r, z)$ – концентрации примеси от точечного и линейного источника соответственно, k_0 – коэффициент пропорциональности между скоростью ветра и горизонтальным турбулентным обменом, ось r совпадает со средним направлением ветра, ось y поперечно расположена вектору скорости ветра, ось z направлена вертикально вверх.

Поле осредненной за длительный промежуток времени концентрации от точечного источника определяется по формуле

$$\bar{q}(r,\varphi,z)=\frac{S(r,z)\cdot g(\varphi)}{2\sqrt{\pi k_0 r}}\int_{-\Delta}^{\Delta} e^{-\frac{r\sin^2\psi}{4k_0}}\,d\psi\ , \qquad (12)$$

где r, φ – полярные координаты расчетной точки с началом в месте расположения источника, $g(\varphi)$ – вероятность противоположного j направления ветра, Δ – некоторый малый угол, характеризующий расширение факела в поперечном к ветру направлении.

Для типичных $k_0 = 0{,}5 - 1$ м, $\Delta < 10^\circ - 15^\circ$ при $r > 1$ км [6]

$$\bar{q}(r,\varphi,z)=\frac{F\cdot S(r,z)\cdot g(\varphi)}{r}. \qquad (13)$$

Здесь F – величина, практически независящая от r. При удалении от источника примеси на расстояния порядка 7–10 км функция $S(r, z)$ слабо зависит от r, z. В этом случае, с учетом (13), для плотности выпадений примеси на подстилающую поверхность получим

$$\bar{q}(r,\varphi)=\frac{\theta\cdot g(\varphi)}{r}, \qquad (14)$$

где $\theta=\dfrac{\lambda\cdot Q}{2\pi\cdot uh}$, λ – коэффициент взаимодействия примеси с подстилающей поверхностью, оценка неизвестного параметра θ проводится по экспериментальным данным.

Реконструкция загрязнения территории Томской области ^{137}Cs и ^{90}Sr в зоне действия Сибирского химического комбината. При проведении измерений в качестве естественных накопителей пылеаэрозольных радиоактивных выпадений за длительный период времени были использованы чердачные помещения жилых и производственных зданий, поскольку они практически не подвержены воздействию атмосферных осадков. Обследование проводилось в 24 населенных пунктах Томской области [7]. Отбор проб проводился путем снятия поверхностного слоя (10–15 мм) материала утеплителя чердачных помещений жилых и производственных зданий.

С использованием регрессионного соотношения (14) нормированная плотность осадка радионуклида для конкретного направления выноса вычислялась по формуле

$$P(r)=\frac{\bar{q}(r,\varphi)}{g(\varphi)}=\frac{\theta}{r}. \qquad (15)$$

Для оценивания параметра θ на каждом направлении выноса использовалась лишь одна опорная точка, обозначенная на (рис. 2) светлым кружочком. Остальные точки использовались для контроля точности восстановления плотности выпадений. Результаты численного оценивания на основе соотношения (15) приведены на (рис. 2).

Анализ рисунка 2 показывает, что в контрольных на-

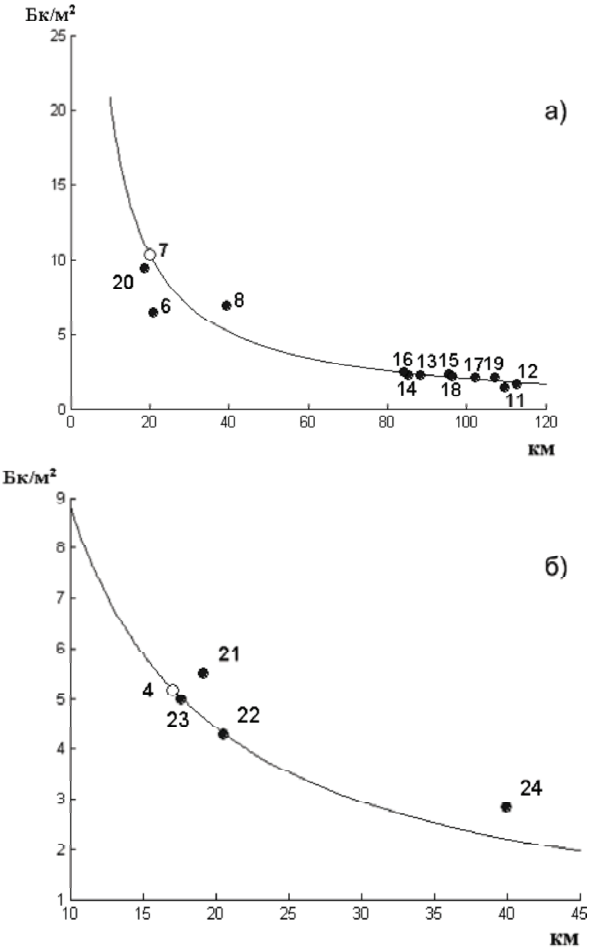


Рис. 2. *Восстановленная по модели (15) нормированная на повторяемость направлений скорости ветра плотность выпадений ^{137}Cs в поселках Томской области в северо-восточном (а) и северо-западном (б) направлении от источников СХК*

селенных пунктах согласие расчетов данным наблюдений вполне удовлетворительное. Рисунок 2 отражает основные особенности распределения поля плотности выпадений ^{137}Cs по направлениям выноса [4]. Однако для получения более точной пространственной картины распределения радионуклида, кроме розы ветров, необходим дополнительный учет климатических характеристик распределения скоростей ветра и высот слоя перемешивания по направлениям выноса. Аналогичная картина получается при реконструкции полей ^{90}Sr.

Заключение. Проведенное теоретическое исследование и анализ на его основе данных натурных наблюдений показывает возможность вполне адекватной реконструкции картины радиоактивного загрязнения территорий в рамках достаточно простых регрессионных зависимостей, базирующихся на асимптотических свойствах решений полуэмпирического уравнения турбулентной диффузии. Следует отметить, что процедура агрегирования комплексов неизвестных параметров позволяет существенно снизить размерности решаемых обратных задач выпадений аэрозольных примесей. Значительную роль при проведении оценивания плотности осадка с помощью соотношений (8), (15) играет оптимальный выбор опорных точек. Полученные соотношения могут быть использованы в прогностических целях.

Анализ результатов моделирования, представленных на (рис. 2), показывает, что используемая модель (15) вполне адекватно описывает картину накопленной плотности выпадений радионуклидов за весьма длительный промежуток времени (порядка 30–40 лет). В соответствии со среднеклиматической розой ветров на высотах пограничного слоя атмосферы основной вынос ^{137}Cs и ^{90}Sr происходил в северо-восточном направлении от СХК. Следует также отметить, что использование опорных точек наблюдений по направлениям выноса, существенно повышает надежность оценивания полей плотности выпадений радионуклидов.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН №16, интеграционного проекта СО РАН №84.

Литература

1. *Волобуев П.В., Чуканов В.Н., Штинов Н.А. и др. Техногенные радиационные инциденты в Уральском регионе, оценки и уточнения // Урал. Радиация. Реабилитация / под ред. В.Н. Чуканова. – Екатеринбург : УрО РАН, 2004. – С.10–49.*
2. *Восточно-Уральский радиоактивный след / под ред. В.Н. Чуканова. – Екатеринбург : УрО РАН, 1996. – 230 с.*
3. *Израэль Ю.А., Цатуров Ю.С., Назаров И.М. Реконструкция фактической картины радиоактивного загрязнения местности в результате аварий и ядерных испытаний // Метеорология и гидрология. – 1994. – №8. – С.5–18.*
2. *Климат Томска. – Л. : Гидрометеоиздат, 1982. – 176 с.*
3. *Петров В.Н., Прессман А.Я. Оценка влияния турбулентного рассеяния по вертикали и в направлении ветра на распространение полидисперсной примеси // ДАН СССР. – 1962. – Т.146, №1. – С.86–88.*
4. *Рапута В.Ф., Королева Г.П., Горшков А.Г., Ходжер Т.В. Исследование процессов длительного загрязнения окрестностей Иркутска тяжелыми металлами // Оптика атмосферы и океана. – 2001. – Т.14, №6–7. – С.623–626.*
5. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во Том. политехн. ун-та, 1997. – 383 с.*
6. *Федоров В.В. Теория оптимального эксперимента. – М. : Наука, 1971. – 312 с.*

РАДИОАКТИВНОСТЬ КАК ФУНДАМЕНТАЛЬНОЕ СВОЙСТВО МАТЕРИИ И ЕЕ ИСПОЛЬЗОВАНИЕ В НАУКАХ О ЗЕМЛЕ

Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru

THE RADIOACTIVITY AS A FUNDAMENTAL PROPERTY OF A MATERY AND THEIR USING IN THE SCIENCE OF THE EARTH

L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The radioactive elements always occur in all natural objects. A lot of the diverse methods of the radioactive elements determination and space localization are well-known. The radioactive elements are the appropriate indicators of the various geological processes and the transformation of natural environment. The numerous experimental dates obtained by the scientists, including the researches of the Tomsk Polytechnic University, confirm this assertion.*

Явление радиоактивности, открытое французским ученым Анри Беккерелем в 1886 году, и носители этого свойства – радиоактивные элементы – играли, играют и, несомненно, будут играть весьма важную роль в науках о Земле как в теоретическом, так и прикладном аспектах.

Открытие этого явления и их носителей позволило решить ряд фундаментальных вопросов:

- доказать бренность существования химических элементов превращение одних атомов в другие (изотопная геохимия), и определить возраст природных образований (абсолютная геохронология);
- установить один из главных источников тепла (радиогенное тепло планеты);
- всеобщая распространенность радиоактивных элементов (“всюдность” по В.И. Вернадскому), опреде-

ленные их отношения между собой позволяет использовать в качестве их важных геохимических маркеров различных геологических и геохимических процессов как в неживой, так и живой материи.

Выявленный закон радиоактивного распада позволил, в конечном итоге, определить время нуклеосинтеза (по модели внезапного нуклеосинтеза) – $6{,}4 \times 10^9$ лет; образования Солнечной системы и планеты Земля – $4{,}55 \times 10^9$ лет (Озима, 1990), возраст пород, руд и минералов. Если на первых порах развития ядерной геохронологии существовали грубые методы (калий – аргоновый, уран – свинцовый, гелиевый и др.), которые имели значительное ограничение и существенные ошибки в определении возраста, то со временем, с появлением новой лабораторной базы, с уточнением констант радиоактивного распада появились более современные рубидий-стронцевые, самарий-неодамневые и др. методы геохронологии, позволяющие определять достаточно точно и с незначительной относительной ошибкой возраст природных объектов.

Энергия, выделяющаяся при радиоактивном распаде (U^{238} – 0, 94 Вт/г; Th^{232} – 0,26 Вт/г; K^{40} – 0,29 Вт/г и т.д.), играет важную роль в тепловом балансе планеты ("радиогенное тепло"). По подсчетам М. Озимы (1990) за 4,5 млрд лет существования Земли выделено 1×10^{31} Дж.

"Всюдность" радиоактивных элементов в материальном мире на сегодняшний день хорошо показана многими поколениями ученых, в том числе в исследованиях специалистов кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета (Рихванов и др., 2007 и др.). Сегодня в любом справочнике или энциклопедии по геофизике и геохимии нам будут предложены Кларки содержаний (или их оценочный уровень) радиоактивных элементов, а также радиоактивных изотопов стабильных химических элементов.

При этом установлены достаточно уверенные природные законы их накопления. Например, в ряду возрастающей кремнекислотности-щелочности содержания урана и тория будут возрастать, достигая максимума в щелочных гранитах (Л.В. Комлев, А.А. Смыслов, Л.В. Таусон и др.). Выявлены тенденции их поведения в процессах осадкообразования (А.Б. Ронов, В.М. Гавшин, Г.М. Шор и др.), в том числе торфо- и углеобразования (Я.Э. Юдович, С.И. Арбузов, В.А. Бобров и др.), метаморфизма, метасоматизма и рудообразования (Я.Н. Белевцев, Н.П. Ермолаев, Г.Б. Наумов, Е.В. Плющев, Н.Г. Сыромятников, Ф.П. Кренделев и др.), эволюции земной коры (А.И. Тугаринов, А.С. Митропольский, А.Д. Ножкин и др.).

Именно эти выявленные тенденции позволили широко использовать на первых порах радиометрические, а затем гамма-спектрометрические методы прогнозирования поисков и разведки различных видов минерально-сырьевых ресурсов. Именно это прослужило основой для зарождения и развития нового направления в геофизике – "ядерной геофизики". На эту тему существуют десятки методических указаний и инструкций, начиная от "Временной инструкции по уранометрической съемки" с грифом "Секретно" до "Методических указаний по применению радиометрических методов для поисков и разведки руд нерадиоактивных и геологического картирования" в виде многих выпусков. Были созданы и библиографические указатели по применению геофизических методов для поисков и разведки месторождений радиоактивных элементов и другая научная и методическая литература.

Было время, когда ни один геологический маршрут не проводился без радиометрического сопровождения и ни одна горная выработка не закрывалась без радиометрического изучения, так же как не принимались скважины без проведения гамма-каротажа. Удорожание работ от этого было незначительным, а отдача весьма существенной, вспомним хотя бы факт открытия нового типа урановых месторождений при каротаже скважины на воду на Украинском кристаллическом щите, который ранее считался бесперспективным на выявление месторождений урана, или открытие карбонатитовых месторождений в Восточном Саяне.

Однако не только уровни накопления радиоактивных элементов в природных образованиях представляют интерес для исследователей.

Прежде всего, в прикладном и теоретическом аспекте важным показателем являются отношения валовых содержаний тория к урану (Th/U). Этот показатель, как свидетельствуют наши (Рихванов и др., 2002) и другие исследования (C.J. Allegre et al.), являются чрезвычайно важным индикаторным показателем. Это отношение, начиная от Солнечной системы в целом (Th/U=3,72) до ее планет и Луны (Th/U=3,55), метеоритов (Th/U=2,5–8,6), магматических образований различного типа, находится в чрезвычайно узком интервале величин (2,5–5 при преобладании 3,5–4,5), что заставляет предполагать существование общей закономерности в распространении тория и урана, определяющейся законами мироздания. Этот закон постоянства отношения тория к урану можно назвать законом Болтвуда–Розерфорда, первых обративших внимание на этот факт уже в начале становления учения о радиогеологии (В.И. Вернадский. Очерки геохимии. Изд. 4-е. 1934).

Эта система отношений выдерживается во многих горных породах, за исключением химических и органогенных типов осадков, продуктов метаморфизма и метасоматизма.

Этот показатель позволяет нам достаточно уверенно типизировать породы магматогенного облика на магматические и метасоматические (Рихванов, 2003). В качестве примера можно рассмотреть вопрос о принадлежности ультракислых пород, описываемых на Калгутинском молибден-вольфрамовом месторождении (Горный Алтай) под названием "калгутиты" и сопоставляемых некоторыми исследователями (Анникова, 2003 и др.) с онгонитами Монголии, имеющими все признаки магматического генезиса (Коваленко и др., 1976 и др.). Имеющиеся радиогеохимические данные (Поцелуев и др., 2008) позволяют достаточно четко увидеть различие этих пород (рис. 1).

Классический петротип онгонитов, как это видно из его анализа, имеет наиболее близкие радиогеохимические характеристики к гранитоидам вольфрамовой и оло-

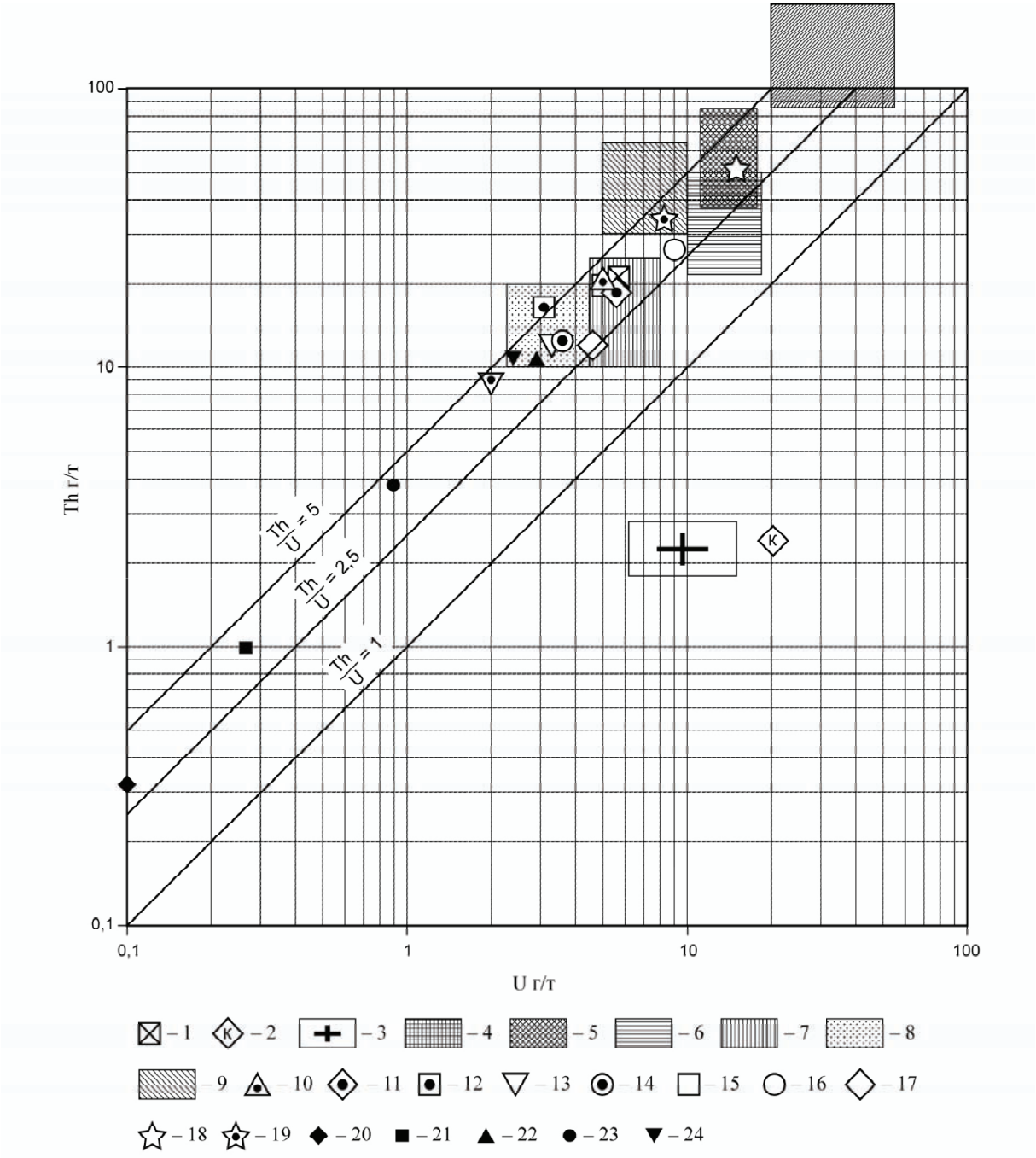


Рис. 1. *Положение онгонитов (1) и "калгутитов" (2) на радиогеохимической диаграмме относительно некоторых типов магматических пород и геологических образований. 1 – онгониты из петротипа района месторождения Орхон-Хайерхан (Монголия); 2 – "калгутиты" (онгониты по [9–11] из месторождения Калгутинское (Горный Алтай); 3–9 – поля металлогенических специализированных гранитоидов: 3 – сподуменовый тип танта-лоносных гранитов ; 4 – тантал-ниобиевые гранитоиды Нигерии (по Okajoka, 1989); 5 – литиевые граниты Корсики (по Bonin, 1988); 6 – олово-вольфрам-бериллиевые с литием и цезием, танталом и ниобием (по Stussi et. al., 1989); 7 – олово-вольфрам-бериллий-урановые (по Stussi et. al., 1989); 8 – вольфрамоносные (по Stussi et. al., 1989); 9 – медно-молибден-вольфрамовые с ураном и торием (по Stussi et. al., 1989); 10 – среднемировые граниты (по [21]); 11 – среднее для гранитоидов активизации Центральной Сибири (по Рихванову, 2002); 12 – гранитоиды Забайкалья (162 массива, 3072 пробы, по В.И. Медведеву и др., ГП "Сосновгеология"); 13 – вулканиты кислого состава Забайкалья (39 полей, 397 проб, по В.И. Медведеву и др., ГП "Сосновгеология"); 14 – ультракислые риолиты Горного Алтая (по Ю.А. Тикунову, 1995); 15 – кислые стекла и риолиты Эфиопии (по Walter et. al., 1987); 16 – риолиты Японии, стандарт JR-1; 17 – обсидиан, США; 18 – граниты NIMG, Африка; 19 – порфировидные граниты, в полях развития которых локализуются "калгутиты" (онгониты); 20–24 – средние оценки содержания урана и тория (по С.Р. Тейлору и С.М. Мак-Леннону, 1988): 20 – хондриты; 21 – нижняя континентальная кора; 22 – верхняя континентальная кора; 23 – континентальная кора в целом; 24 – пелагическая глина*

во-вольфрам-бериллий-урановой специализации и среднемировому показателю для гранитоидов. По этим показателям они практически ложатся в поле кислых стекл и риолитов Эфиопии, а также близки к стандартным образцам сравнения гранитов Франции (GA-1), риолитов Японии (JR-1) и ряду других типичных магматических образований, не вызывающих вопросов в их генезисе, тогда как "калгутиты", сопоставляемые с онгонитами, находятся далеко от полей радиогеохимической реализации классических магматитов.

К сожалению, в практике геолого-геохимических исследований, радиоактивные элементы, содержащиеся в тех или иных количествах абсолютно во всех природных образованиях, в том числе в интрузивных и эффузивных породах и обладающие ярким индикаторным показателем – величиной торий-уранового отношения (Th/U>2) в горных породах, образующихся из расплавов, используются крайне редко. Особенно это характерно для современных исследований в России. И это при всем при том, что сегодня существуют хорошие аналитические методы анализа этих компонентов с весьма качественными метрологическими характеристиками по чувствительности, точности, воспроизводимости и экспрессности, в том числе в полевом дистанционном варианте (гамма-спектрометры различных типов и стран для наземных и воздушных измерений).

Активное внедрение в практику геохимических исследований методов JCP-MS, позволяющих определять естественные радиоактивные элементы, дают возможность использовать эти компоненты для более правильного понимания геологических явлений и образующихся при этом продуктов магматизма, метаморфизма и др.

Нами установлено, что в большинстве типов почв это отношение также выдержано и находится в интервале 2,5–5 (Рихванов, 1997; и др.). Отклонение в ту или иную сторону свидетельствует о техногенной трансформации почв. Так, в зоне воздействия предприятий ядерно-топливного цикла оно существенно ниже 2,5 (Рихванов, 1997; и др.).

Еще одним чрезвычайно важным показателем является отношение изотопов урана-238 к урану-235 (U^{238}/U^{235}), которое является физической константой и определяется на сегодняшний может времени величиной 137,8. Отклонение от этого значения в ту или иную сторону свидетельствует о том, что либо происходили процессы ядерного деления с выгоранием U^{235}, как это, например, было на природных ядерных реакторах, функционировавших 2,5–3,0 млрд лет назад (месторождения урана Окло, Богомбо и др. в Африке), либо имеет место воздействие предприятий ядерного-топливного цикла, занимающихся разделением изотопов урана (Северск, Ангарск и др.) или другими видами деятельности, в том числе проведением ядерных взрывов, при которых происходит разделение или образование этих изотопов. Нами (Рихванов, 1997) и американскими учеными (Coleman D.S. и др.) показано, что это отношение в зоне такого влияния могут изменяться от 1 до 500. Для выявления подобных зон весьма эффективными методами исследования являются ядерно-физические методы с использованием исследовательских ядерных реакторов (метод запаздывающих нейтронов, метод осколочной n-f-радиографии и др.), а также классическая масс-спектрометрия и альфа-спектрометрия в различных модификациях. Несомненно, что исследования в этом направлении дадут еще много информации.

Подводя краткое резюме многочисленным работам радиогеохимиков сибирской школы конца двадцатого века (Н.Н. Амшиннский А.А. Анцырев, С.И. Арбузов, В.А. Боброва, В.М. Гавшин, В.А. Гавриленко, В.М. Гавшин, А.М. Гофман, В.А. Домаренко, Л.В. Жданова, С.М. Жмодик, Р.С. Журавлев, В.А. Злобин, В.А. Каблуков, В.П. Ковалев, Ф.П. Кренделев, В.И Медведев, А.М. Ковешников, С.В. Мельгунов А.Г. Миронов, А.Д. Ножкин, Д.К. Осипов, Ю.М. Пузанков, В.И. Климов, А.А. Куликов, Ю.А. Фомин, и др.), а также других школ и направлений (Ю.В. Ильинский, Л.В. Комлев, А.А. Смыслов Л.В. Таусон, Г.А. Шатков и др.), можно отметить следующий основополагающий вывод: *радиоактивные элементы можно использовать в качестве "меченых атомов", с помощью которых можно решать вопросы стратиграфического расчленения осадочных и метаморфических толщ, магматических комплексов, определять их формационную и металлогеническую принадлежность, геодинамические условия формирования, проводить типизацию рудно-магматических систем, разрабатывать критерии и признаки прогнозирования и поисков месторождений нерадиоактивного сырья.* При этом, например, Ф.П. Кренделев в своих исследованиях особо отмечал, что в зонах проявления гидротермально-метасоматических процессов увеличивается и дисперсия в распределении триады естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ). Им делается чрезвычайно важный фундаментальный теоретический и практический вывод о том, что "*в пределах однородного распределения ЕРЭ нельзя рассчитывать на обнаружение эндогенных концентраций нерадиоактивного рудного сырья*". Это, по существу дела, является парадигмой радиогеохимических методов поисков месторождений полезных ископаемых и не только рудных. Так, Н.Г. Лященко по нарушению структуры корреляционных взаимосвязей внутри группы естественных радиоактивных элементов предлагает прогнозировать месторождения любого генезиса, в том числе углеводородов.

Установлено, что индикаторной ролью обладают и величины взаимосвязи радиоактивных элементов с другими рудными компонентами. Так, например, для гидротермальных месторождений зон тектоно-магматической активизации Забайкалья является характерной корреляционная связь ЕРЭ с Mo, Ag, Sb, Hg и некоторыми другими элементами (Ф.П. Кренделев, А.Г. Миронов и др.), что подтверждается и нашими данными по месторождениям Алтае-Саянской области (Рихванов, 2002).

Сегодняшний уровень развития ядерно-физических методов анализа, в том числе дистанционных, дает возможность использовать радиоактивные элементы для решения вопросов разработки новых методов поисков месторождений полезных ископаемых, в том числе углеводородов (Соболев и др., 1999; Соболев, 2007; и др.), типизации различных геолого-геохимических процессов, в том числе типизации почв, аэрозолей, минераль-

ных удобрений, накипи, живого вещества и других природных объектов, что показано исследованиями нашей группы и др., а также решения экологических, прежде всего радиоэкологических задач.

Большие возможности для решения вопросов магмо- и рудообразования, как показали исследования А.Г. Миронова и др., имеет экспериментальное моделирование с использованием искусственных радиоактивных изотопов в сочетании с методами радиографии (Миронов и др., 1988; и др.).

"Всюдность" радиоактивных элементов, их прекрасные ядерно-физические характеристики, наличие большого объема информации по общим геохимическим особенностям ЕРЭ в природных процессах позволяют быть уверенным, что естественные радиоактивные элементы и их изотопы (^{234}U, ^{210}Po, Rn и др.) использовались, используются и будут использоваться как индикаторы для решения многих вопросов в науках о Земле, биологии и экологии, технологических процессах.

Автор глубоко уверен, что радиометрические методы, основанные на использовании фундаментального свойства материи радиоактивности, и радиогеохимические методы, основанные на использовании химических элементов, носителей этого явления, приобретут совершенно новое звучание при использовании современной ядерно-физической аппаратуры и программных комплексов, позволяющих выделять полезные сигналы на общем фоне.

Литература

1. *Анникова И.Ю. Редкометальные граниты, онгониты и эльваны Калгутинского массива, Южный Алтай (состав, связь с оруденением, петрогенетическая модель формирования) : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Новосибирск, 2003. – 20 с.*
2. *Миронов А.Г. и др. Экспериментальное изучение геохимии золота с помощью метода радиоизотопных индикаторов. – Новосибирск : Наука, 1989. – 284 с.*
3. *Озима М. Глобальная эволюция Земли. – М. : Мир, 1990. – 164 с.*
4. *П.П. Орлов К вопросу о нахождении радиоактивных веществ в шлихах золотоносных областей Сибири // Труды Радиевой экспедиции. – 1915. – №6.*
5. *Коваленко В.И., Коваленко Н.И. Онгониты – субвулканические аналоги редкометалльных литий-фтористых гранитов – М. : Наука, 1976. – 125 с.*
6. *Поцелуев А.А., Рихванов Л.П., Владимиров А.Г. и др. Калгутинское редкометальное месторождение (Горный Алтай). Магматизм и рудогенез. – Томск : STT, 2008. – 225 с.*
7. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск, 1997. – 295 с.*
8. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований (на примере Алтае-Саянской складчатой области). – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2002. – 536 с.*
9. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы как индикаторы формационной принадлежности и рудоносности магматических образований // Тез. докл. Всероссийского совещания, посвященного 100-летию со дня рождения акад. Ю.А. Кузнецова. – Новосибирск, 2003. – С.15–17.*
10. *Рихванов Л.П. и др. Радиоактивные элементы в окружающей среде // Известия ТПУ. – 2007. – Т.311, №1. – С.128–136*
11. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л.: Недра, 1974. – 231 с.*
12. *Соболев И.С. и др. Прогнозирование и поиски месторождений нефти и газа радиогеохимическими методами // Геология нефти и газа. –1999. – №7–8. – С.19–24.*
13. *Соболев И.С. Методы радиогеохимии при наземных поисках месторождений нефти и газа // Известия ТПУ. – 2007. – Т.311, №1. – С.90–96.*
14. *Титов В.С. Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни новая Белокуриха на Алтае. – Томск, 1913. – 48 с.*

РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОНГОНИТОВ МОНГОЛИИ

Л.П. Рихванов[1], С.И. Арбузов[1], Ульзий[2]

[1]Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru
[2]Монгольский государственный университет, Улан-Батор, Монголия

RADIOGEOCHEMICAL FEATURES OF MONGOLIAN ONGONITS

L.P. Rikhvanov [1], S.I. Arbuzov[1], Batulzy[2]

[1]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, rikhvanov@tpu.ru
[2]Mongolian State University science and tecnology, Ulan-Bator, Mongolia

Abstract. *New data on radioactive elements concentration in ongonits are presented. Ongonits are uncommon rocks with its petrological and geochemical properties, named by finding place. It is related to the typical magma formations with Th/U ratio (3,6) according to its radio-chemical properties.*

Летом 2008 г. нам удалось посетить район вольфрамового месторождения Онгон-Хайерхан (Монголия), в районе которого распространы уникальные дайки ультракислых редкометалльных пород, известных в литературе под названием онгониты [1–5]. Они рассматриваются как классические магматические образования, являющиеся аналогом редкометалльно-фтористых гранитов, генезис которых в момент их открытия достаточно широко дискутировался [6].

Геолого-структурная позиция онгонитов, характер их взаимоотношения с вмещающими породами, минералого-петрографические и физико-химические исследования, выполненные коллективом исследователей под руководством В.И. Коваленко, не оставляли сомнений в том, что эти образования кристаллизовались из магматического расплава, насыщенного флюидами. Кристаллизацию такой магмы Д.С. Коржинский называл апоэвтектической [7]. Такого рода онгонитоподобные поро-

ды с ярко выраженной литий-фтористой с редкими элементами геохимической специализацией исследованы в России, Франции, Германии, Украине и других странах и нередко их сопоставляют с монгольскими образованиями и называют онгонитами [8–11 и др.] или им дают собственные названия типа “калгутиты” [10, 11].

Ранее полученные радиогеохимические данные по различным типам магматических пород [12–15], в том числе при изучении даек “калгутитов” Калгутинского вольфрам-молибденового месторождения [9–11], расположенного на юге Горного Алтая, в так называемой Талицко-Монголо-Алтайской металлогенической зоне, в пределах которой фиксируется проявление щелочных редкометалльных гранитоидов [16], позволяли утверждать, что по этим параметрам можно достаточно уверенно различать их магматическую и метасоматическую природу пород.

Особенностью этих образований является то, что в них содержание урана значительно выше, чем тория, что не согласуется с имеющейся радиогеохимической информацией по типичным магматическим образованиям, формирующимися из расплавов [16, 17 и др.], в которых величина торий-уранового отношения, как правило, больше 2 и может колебаться в магматических породах планет Солнечной системы от 2,2 до 5,2, при его среднем значении для континентальной коры 4,2.

Основываясь на этих представлениях нами [13, 14] были высказаны сомнения в магматической природе данных образований. При этом не отрицалось их возможное первичномагматическое происхождение, но сегодняшний их минералого-геохимический облик существенно изменен метасоматическими процессами, что, конечно, необходимо учитывать при рассмотрении их геохимических особенностей и построении петрологической модели.

Эта точка зрения встретила критические замечания ряда петрологов. В связи с этим возникла необходимость доизучить геохимию классических онгонитов в их петротипе на содержание радиоактивных элементов, так как эта геохимическая информация в ранее проведенных исследованиях отсутствовала.

Нам удалось провести радиогеохимическое исследование непосредственно на выходах всех доступных для наблюдения даек онгонитов в их изученном петротипе с целенаправленным отбором проб и последующим анализом их в лабораторных условиях.

В полевых условиях на месте коренного залегания онгонитов осуществлялось определение U (по Ra), Th, K методом гамма-спектрометрии прибором РКП “305” (“Карат”), имеющим пределы обнаружения по урану и торию 1 г/т, по калию 0,1%.

Опыт использования этого типа приборов [14, 17 и др.] свидетельствует о высокой достоверности получаемых результатов при исследовании любых типов горных пород за исключением некоторых базитов и ультрабазитов при соблюдении основных правил измерения.

Измерения проводились на всех трех основных дайках онгонитов, имеющих собственные названия: “Штокверковая”, “Промежуточная” и “Амазонитовая” (3), а также по некоторым другим, на которых возможно было выбрать ровную площадку площадью 1 м^2. Каждая точка измерения имела координатную спутниковую привязку.

В таблице 1 приведены данные по составу онгонитов по результатам многоэлементного нейтронно-активационного анализа, а в таблице 2 представлены материалы гамма-спектрометрических измерений содержания в них естественных радиоактивных элементов.

Анализ данных из таблицы 2 подтверждает все ранее установленные В.И. Коваленко и его коллегами геохимические особенности этих пород.

Обращают на себя внимание чрезвычайно низкие содержания Fe и Ca, а также нижекларковые содержания по сравнению с континентальной земной корой Co, Ba, Sr, La, Ce, Tb, Yb. Околокларковыми концентрациями в них характеризуются Cr, Sc, Sm, Lu. Просматривается отчетливо выраженная тенденция к образованию европиевого минимума, что характерно для большинства щелочных магматических пород.

В то же время эти породы чрезвычайно обогащены

Таблица 1. *Содержание химических элементов(г/т) в онгонитах по данным ИНАА*

Элемент	№ пробы	Кларк континентальной коры (по С. Тейлору и др., 1988)		
		Р-1	Р-2	Р-3
Na, %	4,1	3,9	4,2	2,9
Ca, %	<0,5	-//-	-//-	3,0
Fe, %	0,29	0,28	0,26	3,5
Cr	28,2	33,3	29,5	35
Co	0,55	0,81	0,66	10
Sc	11,8	11,8	12,2	11
Ba	<100	-//-	-//-	550
Sr	<200	-//-	-//-	350
Rb	2503	2472	2443	112
Cs	92,1	89,4	92,1	3,7
Br	<4	-//-	-//-	2
Au	<0,005	-//-	-//-	0,001
Ag	<1	-//-	-//-	0,05
As	<5	-//-	-//-	1,5
Sb	<0,2	-//-	-//-	0,2
Hf	9,6	11,9	10,0	4
Ta	51,5	51,3	51,1	2,2
La	9,9	8,3	8,7	30
Ce	28,0	29,6	30,2	64
Sm	4,6	4,8	4,7	4,5
Eu	<0,2	-//-	-//-	0,9
Tb	1,18	1,02	1,13	6,6
Yb	3,1	2,6	3,1	2,2
Lu	0,35	0,37	0,35	0,3
Th	12,7	14,1	12,3	10,7
U	3,8	3,7	4,0	2,8
Th/U	3,3	3,8	3,1	3,8

Таблица 2. *Содержание радиоактивных элементов в дайках онгонитов по данным полевой гамма-спектрометрии*

№ п/п	Название дайки по В.И. Коваленко	Содержание			Th/U
		U, г/т	Th, г/т	K, %	
1	Штокверковая	6,4 / 5–8 10	20,2 / 17–24	3,6 / 3,3–4,0	3,2
2	Промежуточная	3,3 / 2–4 6	18,2 / 14–20	4,1 / 3,7–4,6	5,5
3	Амазонитовая	6,0 / 5–7 6	24,8 / 22–28	4,4 / 4,1–4,7	4,1
4	Безымянная (между Промежуточной и Амазонитовой)	5,1 / 4–6 12	19,9 / 19–21	4,0 / 3,8–4,4	3,9
	Среднее по всем дайкам	5,7 / 2–8 34	20,6 / 16–28	4,0 / 3,3–4,7	3,6

Примечание: в числителе – среднее значение; в знаменателе – разброс частных значений; справа от дроби – количество замеров показателя.

относительно кларка Rb, Cs, Hf, Ta. Именно эти геохимические особенности, а также высокие концентрации фтора, лития, таллия, олова, бериллия и ниобия [2] позволяют обоснованно их выделить в особый литий-фтористый-геохимический тип гранитоидов [3].

Радиогеохимические показатели данных пород свидетельствуют о том, что по своим усредненным показателям по урану (5,7 г/т), торию (20,6 г/т) и калию (4%), они являются специализированными породами. Они близки по своим показателям к кисло-щелочным вулканитам Казахстана, Восточного Саяна, Забайкалья и некоторых других районов бывшего Советского Союза [14, 18 и др.], а также некоторым типам высококремнистых вулканитов Роки-Маунтин, Спер-Маунтин США, Мексики, Японии других районов.

Величина торий-уранового отношения в них равняется 3,6 и характеризует типичные магматические образования.

Содержания естественных радиоактивных элементов в дайках колеблются в достаточно широком интервале. Так, уровни накопления урана варьируют от 3 до 8 г/т, при минимальном его среднем содержании в дайке “Промежуточной” (3,3 г/т) и максимальном в дайке “Штокверковая” (8 г/т).

Для тория пределы колебания изменяются от 16 (дайка “Промежуточная”) до 28 г/т (дайка “Амазонитовая”). Менее существенна вариация в содержании калия (от 3,3 до 4,7%). Минимальным накоплением данного компонента характеризуется дайка “Штокверковая”, тогда как максимальное его значение фиксируется в дайке “Амазонитовой”.

Пределы колебания торий-уранового отношения незначительны и они находятся в интервале 3,2–5,5, что хорошо укладывается в область значений этого показателя практически для всех типов кисло-щелочных пород магматического генезиса.

Минимальное его среднее значение отмечается в дайке “Штокверковой”, в пределах которой уверенно фиксируются следы наложенных гидротермальных процессов в виде систем прожилков кварцевого и слюдистого составов.

Более того, в приконтактовых частях этой дайки, пространственно ближе всего расположенной к кварц-вольфрамовому месторождению Онгон-Хайрхан, отмечаются локальные участки с величиной торий-уранового отношения около 1, что однозначно свидетельствует о проявленности метасоматических процессов, особенно в висячем контакте дайки, где иногда сложно уловить непосредственный контакт между собственно магматическим телом и зонами ороговикования вмещающих его сланцев.

Как показывают полевые наблюдения, уровень концентрирования радиоактивных элементов определяется, прежде всего, степенью раскристаллизованности пород.

Минимальные концентрации урана, тория и калия фиксируются в афировых разностях онгонитов, что достаточно хорошо видно на графиках распределения радиоэлементов по сечению дайки Штокверковая (рис. 1), и хотя эти различия не существенны, они заметны. Это наблюдается повсеместно, в том числе и по дайке “Амазонитовой”. Так, ярко выраженная афировая ее разновидность характеризуется следующими средними концентрациями естественных радиоэлементов: уран – 5,7 г/т, торий – 22,7 г/т, калий – 4,3%, Th/U = 4,0, тогда как порфировые разновидности имеют следующие показатели: 6,3; 27,0; 4,6; 4,3 соответственно.

Зональность в распределении редких элементов в дайках онгонитов в зависимости от степени насыщения их порфировыми выделениями также была установлена и в более ранних исследованиях [2].

Полученная нами новая, ранее отсутствовавшая геохимическая информация по естественнм радиоактивным элементам в петротипе весьма специфичных пород, известных под названием онгониты, свидетельствует о том, что данный выделенный дайковый комплекс высокофтористых редкометалльных кислых пород формируется из магматических расплавов.

Обращает на себя внимание, что такого типа вулканические породы, как это было показано нами [18], нередко характеризуется весьма низкими изотопными отношениями стронция ($^{87}Sr/^{86}Sr_0$ = 0,7043), предполагающими протекание процессов магмогенерации подобных расплавов в верхней мантии при участии базальтовой магмы с участками обогащения некогерентными элементами, что предполагает высокую потенциальную рудоперспективность ареолов развития данного типа пород на выявление месторождений редких и радиоактивных элементов, в том числе в полях развития щелочных базальтоидов с аномальной радиогеохимической спецификой (U – 4г/т; Th – 12,9 г/т; K – 4,6%; Th/U = 3,2), выявленной нами в 2008 г. в районе слияния рек Суман-Гол и Чулут-Гол (координаты точки опробования 48°13′19,1I, 100°25′06,4I).

Такого типа магматические образования, по-видимому, пользуются достаточным широким распростране-

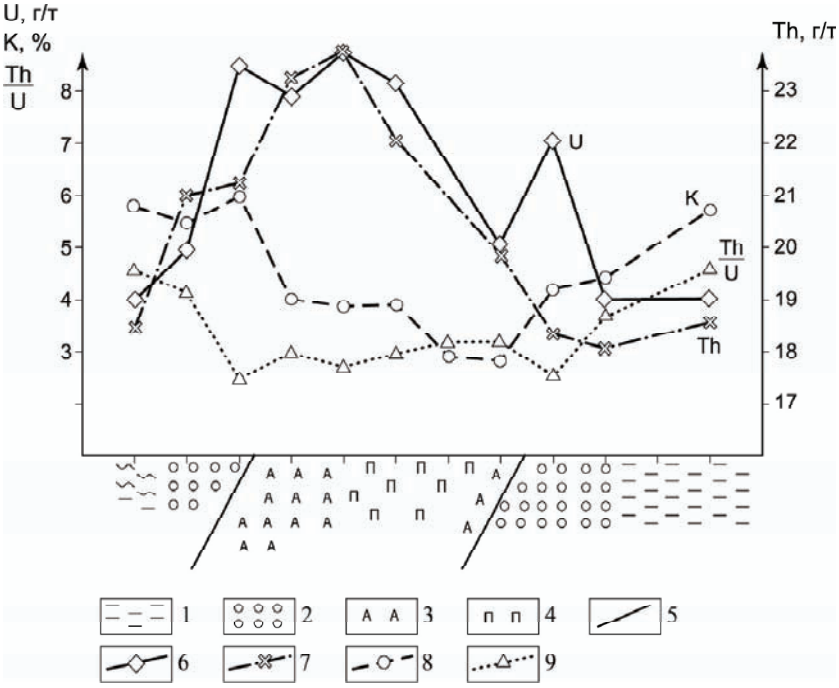


Рис. 1. *Радиогеохимический профиль через дайку "Штокверковая". 1 – сланцы; 2 – породы экзоконтакта; 3–4 – онгониты: 3 – афировые, 4 – порфировые; 5 – зона контакта; 6–8 – кривые распределения: 6 – урана, 7 – тория, 8 – калия, 9 – торий урановое отношение*

нием, в том числе в Забайкалье, где описаны и цезийсодержащие риолитовые обсидианы с высоким содержанием урана (до 20 г/т) и тория (до 60 г/т). При этом величина торий-уранового отношения в них достаточно хорошо выдерживается и находится на уровне 2,5–3,5 [19 и др.].

Такого геохимического типа породы могут являться индикаторами специфических астеносферных процессов, приводящих к формированию мантийных плюмов, функционирование которыхв данной части Центральной Азии активно обсуждается [20 и др.].

Как мы уже отмечали, интерпретация петрогеохимических данных при выделении геохимических типов пород и построении петрологических моделей требует большой осторожности. Необходимо постоянно иметь в виду, что природные процессы значительно более разнообразны и допускают существование близко аналогичных типов продуктов, но имеющих разное происхождение, что хорошо известно под термином конвергенция.

В нашем случае, обсуждаемом в данной публикации, это прежде всего относится и к так называемым "калгутитам", сопоставляемым разными авторами с *онгонитами* по ряду петрогеохимических показателей [9, 10, 11], но в то же время отличающимся принципиально радиогеохимическими особенностями (табл. 3).

Классический петротип онгонитов имеет наиболее близкие радиогеохимические характеристики к гранитоидам вольфрамовой и олово-вольфрам-бериллий-урановой специализации и среднемировому показателю для гранитоидов [21]. По этим показателям они практически ложатся в поле кислых стекол и риолитов Эфиопии [22], а также близки к стандартным образцам сравнения гранитов Франции (GA-1), риолитов Японии (JR-1) и ряду других типичных магматических образований [23], не вызывающих вопросов в их генезисе, тогда как "калгутиты", сопоставляемые с онгонитами, находятся далеко от полей радиогеохимической реализации классических магматитов.

К сожалению, в практике геолого-геохимических исследований радиоактивные элементы, содержащиеся в тех или иных количествах абсолютно во всех природных образованиях, в том числе в интрузивных и эффузивных породах и обладающие ярким индикаторным показателем – величиной торий-уранового отношения (Th/U > 2) в горных породах, образующихся из расплавов, используются крайне редко. Особенно это характерно для современных исследований в России. Тем более, что сегодня существуют хорошие аналитические методы анализа этих компонентов с весьма качественными метрологическими характеристиками по чувствительности, точности, воспроизводимости и экспрессности, в том числе в полевом дистанционном варианте (гамма-спектрометры различных типов и стран для наземных и воздушных измерений).

Активное внедрение в практику геохимических ис-

Таблица 3. *Сравнительная радиогеохимическая характеристика онгонитов и «калгутитов»*

№ п/п	Порода	Th, г/т	U, г/т	K, %	Th/U	Источник
1	Калгутиты Калгутинского рудного поля, Горный Алтай	5,0	29,7	2,0	0,2	Наши данные
2	Вмещающие их порфировидные гранитоиды	34,2	8,3	5,3	4,1	Наши данные
3	Вмещающие их порфировидные гранитоиды	26,0	6,8	4,6	3,8	Поцелуев и др., 2008; Владимиров А.Г. и др.; Анникова И.Ю.
4	Калгутиты, сопоставляемые с онгонитами	2,4	20,2	1,7	0,1	Поцелуев и др., 2008; Владимиров А.Г. и др.; Анникова И.Ю.
5	Петротип онгонитов, Монголия	20,6	5,7	4,0	3,6	Наши данные

следований методов JCP-MS, позволяющих определять естественные радиоактивные элементы, дают возможность использовать эти компоненты для более правильного понимания геологических явлений и образующихся при этом продуктов магматизма, метаморфизма и др.

При этом необходимо помнить только одно, что геохимия урана и тория в магматических и водных флюидах принципиально различна, что выражается в соотношении тория к урану (>2 и <2, соответственно). На этот факт обратил внимание в свое время наш великий соотечественник В.И. Вернадский ("Очерки геохимии", 1934), а также такие выдающиеся исследователи радиоактивности, как Э. Розерфорд и Б. Болтвуд.

Этот показатель является не только критерием генезиса магматических пород, но и своеобразным показателем репрезентативности используемой выборки для петрогенетических построений.

Анализ современных статей, посвященных тем иди иным аспектам геохимии магматитов показывает, что имеются как высококачественные по подбору материалы выборки, так и не отвечающим таковым.

Примером первого типа могут быть материалы монографии, изданной на английском языке по рудоносности гранитоидов Казахстана [24], а второго – статьи, посвященные выделению новых петрогеохимических типов гранитоидов в Восточном Саяне [25], в Горном Алтае [26, 27] и др.

Литература

1. *Коваленко В.И. Петрология и геохимия редкометальных гранитоидов. – Новосибирск : Наука, 1977. – 210 с.*
2. *Коваленко В.И. Кузьмин М.И., Антипин В.С., Петров Л.Л. Топазсодержащий кварциевый кератофир (онгонит) – новая разновидность субвулканических жильных магматических пород // Доклады АН СССР. – 1971. – Т.199, №2. – С.430–433.*
3. *Коваленко В.И., Коваленко Н.И. Онгониты – субвулканические аналоги редкометалльных литий-фтористых гранитов. – М. : Наука, 1976. – 125 с.*
4. *Редкометальные гранитоиды Монголии (петрология, распределение редких элементов и генезис). – М. : Наука, 1971. – 270 с.*
5. *Геология Монгольской Народной Республики. – Т.3. Полезные ископаемые. – М. : Недра, 1977. – 290 с.*
6. *Беус А.А., Северов В.А., Ситнин А.А. и др. Альбитизированные и грейнезированные граниты (апограниты) – М. : Изд-во АН СССР, 1962. – 196 с.*
7. *Коржинский Д.С. Кислотность-щелочность как главнейший фактор магматических и постмагматических процессов // Магматизм и связь с ним полезных ископаемых. – М. : 1960. – С.21–31.*
8. *Антипин В.С., Кононова Н.Н. // Доклады РАН. – 2004. – Т.396, №4. – С.524–529.*
9. *Дергачев В.Б. Онгониты и эльваниты // Изв. АН СССР, сер. Геол. – 1991. – №10. – С.34–43.*
10. *Владимиров В.Г., Анникова И.Ю., Антипин В.С. Онгонит – эльвановый магматизм Южной Сибири // Литосфера. – 2007. – №4. – С.21–40.*
11. *Анникова И.Ю. Редкометальные граниты, онгониты и эльваны Калгутинского массива, Южный Алтай (состав, связь с орудинением, петрогенетическая модель формирования) : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Новосибирск, 2003. – 20 с.*
12. *Рихванов Л.П. и др. Радиоактивные элементы как индикаторы при решении геолого-генетических вопросов магмо-рудообразования (на примере Горного Алтая) // Региональная геология. Геология месторождений полезных ископаемых : мат. междунар. науч.-техн. конф. "Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства". – Томск : Изд-во ТПУ, 2001. – С.319–322.*
13. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация интрузивных образований Алтае-Саянской складчатой области: металлогенические аспекты // Петрология магматических и метаморфических комплексов : мат. третьей ежегодной научной конф. – Т.2. – Томск : Изд-во ТГУ, 2002. – С.122–129.*
14. *Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2002. – 536 с*
15. *Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II Международ. конф. – Томск, 2004. – С.498–505.*
16. *Волочкович К.Л., Леонтьев А.Н. Талицко-Монголо-Алтайская металлогеническая зона. – М. : Наука, 1964. – 184 с.*
17. *Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л. : Наука, 1974. – 231 с.*
18. *Рихванов Л.П., Плюснин Г.С., Ершов В.В. и др. О генезисе радиогеохимически специализированных вулканитах юга Сибири // Геохимия. – 1987. – №12. – С.1739–1750.*
19. *Шаткова Л.Н., Шатков Г.А. О возможном источнике рудного вещества уран флюоритовых месторождений // Геология рудных месторождений. – 1973. – №4. – С.36–44.*
20. *Ярмолюк В.В., Коваленко В.И. Рифтогенный магматизм активных континентальных окраин и его рудоносность. – М. : Наука, 1991. – 272 с.*
21. *Tweedi V.R. Origin of uranium and other metal enrichments in the Helmsdale Granite, estern Sutherland, Scotland // Institute mining and Metallurgy Transachay. Ser.B. – 1979. – Vol.88. – P.38–45.*
22. *Walter R.C. et al. Petrogenesis of basalt-rhyolite tephra from the west-central Afar, Ethiopia // Contribs. Mineral. Petrol. – 1987. – Vol.95, No. – P.42–47.*
23. *Стандартные образцы химического состава природных минеральных веществ : метод. указ. – Новосибирск : Ин-т геологии и геофизики СО РАН СССР, 1987. – 156 с.*
24. *Shatov V.V. et al. Granite-Related Ore deposits of Cental Kazakhstan and adjacent Areas. – St. Petersburg : Glagol, 1996.*
25. *Довгаль В.Н., Минин В.А. Петрохимические особенности щелочных гранитоидов различной формационной принадлежности // Геология и геофизика. – 1990. – №4. – С.86–92.*
26. *Кудрин В.С. и др. Новый сподуменовый тип танталоносных редкометальных гранитов // Петрология. – 1994. – Т.24, №1. – С.63–69.*
27. *Поцелуев А.А., Рихванов Л.П., Владимиров А.Г. и др. Калгутинское редкометальное месторождение (Горный Алтай). Магматизм и рудогенез. – Томск : STT, 2008. – 225 с.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ НА ТЕРРИТОРИИ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ

Ю.В. Робертус[1], Р.В. Любимов[1], В.Е. Кац[2], И.П. Обухов[3]

[1]ГНУ РА "АРИ "Экология", Майма, Россия, ariecol@.mail.gorny.ru
[2]ОАО "Алтай-Гео", Майма, Россия, altaigeo@.mail.gorny.ru
[3]Радиологическая лаборатория ФГУЗ "ЦГиЭ по РА", Горно-Алтайск, Россия

RADIOECOLOGICAL SITUATION ON THE TERRITORY OF POPULATED POINTS OF THE REPUBLIC ALTAI

U.V. Robertus[1], R.V. Lubimov[1], V.E. Kac [2], I.P. Obuhov [3]

[1]SSI of RA "ARI "Ecology", Maima, Russia
[2]PC "Altai-Geo", Maima, Russia
[3]Radioecological laboratory FSPH "CHE on RA", Gorno-Altaisk, Russia

Abstract. *The broughted data about ecological situation on territory of the populated points of the Republic Altai. It is shown that modern level of activities natural and anthropogenic radionuclides in object of environment, building materials and product of the feeding do not present dangers for republic's population, unlike radon, average dose of the irradiation from which is found within from 5.1–19.1 mZv/year.*

В настоящее время радиационная обстановка в Республике Алтай оценивается как фоновая. Она определяется главным образом природным гамма-фоном горных пород и почв, содержащих естественные радионуклиды ^{40}K, ^{232}Th, ^{238}U (ЕРН), радиоактивные газы (радон и продукты его распада), а также воздействием космического излучения.

Радиоэкологическая ситуация, обусловленная естественными источниками радиоактивного загрязнения. Концентрации ЕРН в почвах населенных пунктов РА находятся в целом на фоновом для региона уровне, а их слабоконтрастные вариации распределения обусловлены различным составом исходных пород. Между собой ЕРН связаны положительными значимыми связями (связи с ТРН – отрицательные и незначимые), обусловленными их совместным нахождением в почвообразующих горных породах и почвах (табл. 1).

Гамма-фон на территории населенных пунктов республики варьируется в пределах 10–20 мкР/час и ни в одном из них не превышает ПДУ. Ионизирующее излучение, создаваемое геологическими образованиями на поверхности земли, равно в среднем 0,9–1,8 мЗв/год (низкий-средний уровень природной радиоактивности). С учетом величины космической радиации (1,5 мЗв/год), суммарная доза облучения населения РА от естественных источников составляет порядка 2,4–4,3 мЗв/год.

В отдельных частях республики имеются локальные участки с повышенным природным радиационным фоном – МЭД до 100 и более мкР/час (рудные поля, минерализованные зоны, выходы гранитоидов и др.), расположенные, как правило, вне населенных пунктов и создающие дозу облучения до 20 и более мЗв/год.

Несмотря на невысокий уровень природного гамма-излучения, радиоэкологическая обстановка на значительной части территории республики (20–25% площади) является напряженной по радону и дочерним продуктам его распада. Анализ имеющихся данных и потенциальной радоноопасности геологических образований свидетельствует о том, что около половины населения республики проживает на территории со средним и высоким уровнем радоноопасности. К последней относятся преимущественно площади развития "молодых" гранитов (в том числе не выходящих на эрозионный срез) и "дренирующих" их разломных структур. Ранее проведенными геологическими исследованиями в их пределах была выявлена серия эманационных аномалий в почвах, почвообразующих породах, природных водах.

По данным [3], удельная активность радона в подземных водах республики, используемых для питьевых целей, варьируется в пределах 3,6–137 Бк/дм^3 для четвертичных отложений и 5–2650 Бк/дм^3 – для водоносных комплексов палеозойских пород. Примечательно, что во время продолжающихся после Алтайского землетрясения афтершоковых событий объемная активность радона в водах эпизодически увеличиваются относительно фона в среднем в 1,3–1,9 раза и превышают его допустимую концентрацию в 2,3–44,2 раза (ПДК 60 Бк/дм^3) (табл. 2).

Наиболее высокие концентрации радона в питьевых водах установлены в

Таблица 1. *Содержание и связи радионуклидов в почвах населенных пунктов Республики Алтай*

Радионуклиды	Удельная активность ЕРН и ТРН, Бк/кг				Коэффициенты парной корреляции*			
	min	max	$\bar{x}$	V, %	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
^{238}U	3	50	21,9	38,0	1	Критическое значение равно		
^{232}Th	5	59	27,7	37,4	0,34	1	0,15 при уровне	
^{40}K	34	919	433	35,1	0,30	0,29	1	99 %
^{137}Cs	0,7	416	44,7	80,5	–0,10	–0,01	–0,14	1
^{90}Sr	0,0	80	19,3	102,5	Не определялись по причине отсутствия сопряженных проб			
^{239,240}Pu	0,41	3,38	1,36	85,0				

Таблица 2. *Объемная активность радона в жилых помещениях и в питьевой воде на территории РА*

Подземные воды	Активность радона, Бк/дм^3		Жилые помещения	Активность радона, Бк/м^3			
	фоновая lim($\bar{x}$)	афтершок. lim($\bar{x}$)		<200	200–400	>400	Среднее
В рыхлых отложениях	3,6–63 (23)	4–137 (29)	Горно-Алтайск	54%	34%	12%	150 Бк/м^3
В породах палеозоя	5–56,4 (23)	5–2650 (44)	Сельские пункты	66%	28%	6%	158 Бк/м^3

г. Горно-Алтайске, где на основных эксплуатируемых месторождениях подземных вод – Улалинском и Майминском, его концентрации во время подземных толчков достигали значений 2650 и 1930 Бк/дм^3 соответственно при местном фоне 62 Бк/дм^3.

Исследованиями последних лет установлено, что 60–80% (в среднем 70,6%) от общей дозы облучения, получаемого населением республики, формируется за счет радона [2]. В частности, в 2008 г. средняя доза облучения населения радоном в разрезе муниципальных образований варьировалась от 5,1 мЗв/год для Усть-Коксинского района до 19,1 мЗв/год для жителей Турочакского района (средняя доза по РА 9,8 мЗв/год).

Средневзвешенная объемная концентрация радона в воздухе жилых помещений в сельских населенных пунктах в 2008 г. составила 158 Бк/м^3 (в Горно-Алтайске – 150 Бк/м^3) (табл. 2). Наиболее высокие средние плотности потока радона выявлены в Турочакском (329 Бк/м^3), Чойском (250 Бк/м^3) и Майминском (210 Бк/м^3) районах. Максимальные концентрации радона в отдельных селах этих районов и в некоторых частях г. Горно-Алтайска достигают 2000–5000 Бк/м^3. Таким образом, третья часть жилых помещений в селах и почти половина в республиканском центре требуют специальных мер защиты от проникновения радона в здания (III класс защиты).

Радиоэкологическая ситуация, обусловленная техногенными источниками привнесенного радиоактивного загрязнения. Поступление долгоживущих техногенных радионуклидов – ТРН (^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu) на территорию республики обусловлено как глобальными атмосферными выпадениями (ГВ), так и их прошлыми локальными выпадениями (ЛВ) при прохождении радиоактивных облаков наземных и воздушных ядерных взрывов на Семипалатинском испытательном полигоне в 1949–1962 гг.

По разным оценкам, в это время на территорию и население республики оказали влияние от 22 до 40 взрывов, основными из которых явились взрывы 12.08.1953 г. и 24.08.1956 г. [5]. Ретроспективным анализом архивных геологических материалов этого периода достоверно установлено более 70 случаев аномальных повышений радиационного поля интенсивностью от первых десятков до первых тысяч мкР/час, фиксирующих радиоактивные следы 18 ядерных взрывов. В эти и последующие годы на территории РА было выявлено около 80 разных по размерам и интенсивности очагов прошлого радиоактивного загрязнения почвенного покрова [5].

Проведенными в последние десятилетия специализированными работами в РА установлен превалирующий мозаично-очаговый характер распределения ТРН, главным образом ^{137}Cs, в целом совпадающий с вышеотмеченными следами и очагами радиоактивного загрязнения и пунктами аномальных повышений радиационного поля. В отличие от ЕРН, распределение техногенного радиоизотопов, в частности, ^{137}Cs отличается значительной вариабельностью и уровнем концентраций (табл. 1).

Для горных условий РА характерна приуроченность участков повышенной загрязненности ТРН к уплощенным водоразделам, платообразным поверхностям выравнивания (закрепленные первичные выпадения ТРН), а также к подножьям горных макросклонов (участки промежуточной аккумуляции) и днищам крупных речных долин и межгорных котловин, т.е. к местам конечной аккумуляции ТРН [5].

На 30–35% территории РА плотность остаточного загрязнения почв ^{137}Cs превышает региональный фон ГВ (по разным авторам – 50–60 мКи/км^2). На 8–10% площади республики интенсивность загрязнения почв ^{137}Cs превышает 100 мКи/км^2 и достигает максимальных значений 320–360 мКи/км^2 в осевой зоне хребтов Семинский, Иолго, в Прителецкой тайге и др. (табл. 3). Большинство участков привнесенного радиоактивного загрязнения имеют в плане удлиненно-овальную форму и размеры в поперечнике первые километры, реже первые десятки километров.

Следует отметить, что современный уровень и запасы остаточного локального загрязнения ^{127}Cs и ^{90}Sr территории Горного Алтая в среднем в 2 раза выше фона их глобальных выпадений, а начальное загрязнение этими ТРН выше на полпорядка, что характерно для долгоживущего ^{239,240}Pu (превышение регионального фона в 5,6 раза).

Имеющиеся данные позволяют считать, что современные уровни активности ТРН практически не влияют на радиационный фон территории республики и не представляют опасности для здоровья местного населения.

Следует отметить, что в республике практически от-

Таблица 3. *Плотность осадка и запасы ТРН в почвах населенных пунктов Республики Алтай*

ТРН	Плотность глобальных, локальных выпадений, мКи/км^2				Запасы ТРН, Ки (на 2000 г.)	
	ГВ	ЛВ (lim)	ЛВ ($\bar{x}$)	ЛВ/ГВ, ед.	Исходные	Остаточные
^{127}Cs	40–60	10,2–360	60	1,2	19500	5800
^{90}Sr	25–35	0,5–90,5	25	0,8	7800	2300
^{239,240}Pu	0,2–0,3	0,4–3,4	1,4	5,6	200	200

сутствуют техногенные источники радиоактивного загрязнения, а его глобальное поступление с атмосферными осадками находится на фоновом для Сибирского региона уровне – 1–5 Бк/м^2·сут.

В связи со значительной активизацией в РА строительных работ было выполнено большое количество определений радиационной характеристики используемых стройматериалов. Полученные данные свидетельствуют, что все они по суммарной активности ЕРН относятся к 1-му классу по единой радиационной норме (табл. 4).

Таблица 4. *Удельная $A_{эфф.}$ строительных материалов, используемых в Республике Алтай*

Виды стройматериалов	Минимальная	Максимальная	Средняя
Цемент, песок, щебень, кирпич	21±3	301±43	136±23
Минеральное сырье	39±10	154±20	61±18
Шлак	98±20	234±17	170±32

Таблица 5. *Концентрации ТРН в пищевых продуктах и продовольственном сырье*

Продукты питания	Удельная активность ^{137}Cs, Бк/кг				Удельная активность ^{90}Sr, Бк/кг			
	min	max	$\bar{x}$	ПДУ	min	max	$\bar{x}$	ПДУ
Молочные продукты	0,69	3,26	2,48	50	0,39	2,41	1,68	25
Рыба	2,68	11,30	4,32	130	1,03	4,02	2,04	100
Хлебопродукты	5,20	13,60	7,80	40	1,06	3,70	1,38	70
Картофель	2,01	12,52	4,20	320	0,60	2,88	2,01	60
Грибы	–	17,87	–	500	–	4,30	–	50
Орех кедровый	9,86	55,69	27,01	200	2,64	22,91	11,21	100

Выполненным в последние годы изучением пищевых продуктов и растительного сырья установлены весьма низкое содержание техногенных радионуклидов (^{137}Cs, ^{90}Sr) в местных и привозных пищевых продуктах и продовольственном сырье [1]. Их концентрации, как правило, на порядок ниже предельно допустимых уровней (табл. 5).

Таким образом, современная радиоэкологическая обстановка в населенных пунктах на значительной части территории Республики Алтай является напряженной. Радиационная доза облучения, получаемая ежегодно среднестатистическим жителем республики от природных источников и медицинских процедур (в 2008 г. 1,8 мЗв) составляет 14–16 мЗв (максимум 22–25 мЗв), что в 2,8–5 раз выше предельно допустимой дозы для человека (5 мЗв/год).

Литература

1. *Доклад о состоянии и об охране окружающей среды Республики Алтай в 2007 году / под ред. Ю.В. Робертуса. – Горно-Алтайск : 2008. – 182 с.*
2. *Гвоздарев А.Ю. Построение карт-схем активности и плотности потока радона на территории Республики Алтай и анализ ее связи с заболеваемостью // Основные проблемы охраны окружающей среды и благополучия человека в Сибирском федеральном округе, перспективы их решения : мат. науч.-практ. конф. – Горно-Алтайск : 2006. – С.137–147.*
3. *Кац В.Е., Драчев. С.С. Радон как индикатор сейсмической активизации в подземных водах Республики Алтай в афтершоковый период Алтайского землетрясения // Бюлл. "Природные ресурсы Горного Алтая". – 2007. – №2. – С.64–67.*
4. *Рихванов Л.П., Робертус Ю.В. Некоторые особенности радиоактивного загрязнения территории Горного Алтая // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.769–771.*
5. *Робертус Ю.В., Любимов Р.В. Особенности распределения техногенных радионуклидов в объектах окружающей природной среды Республики Алтай // Гидрогеология и инженерная геология, геоэкология и мониторинг геологической среды : мат. междунар. науч.-техн. конфер. "Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства). – Томск : Изд-во ТПУ, 2001. – С.184–187.*

ОСНОВНЫЕ ТЕНДЕНЦИИ РАЗМЕЩЕНИЯ УРАНОВОЙ МИНЕРАЛИЗАЦИИ В ПЕРЕХОДНОЙ ОТ ГОР К РАВНИНЕ ОБЛАСТИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Н.А. Росляков[1], Ю.А. Калинин[1], Г.М. Шор[2]

[1]Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, rosl@uiggm.nsc.ru
[2]ВСЕГЕИ, г. Санкт-Петербург, Россия

TO MAIN TENDENCIES OF URANIUM MINERALIZATION DISTRIBUTION OF TRANSITIONAL ZONE FROM MOUNTAINS TO PLAIN IN THE WEST SIBERI

N.A. Roslyakov[1], Y.A. Kalinin[1], G.M. Shor[2]

[1]Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia
[2]VSGEIC, Saint-Petersburg, Russia

Abstract. *Basic tendencies of uranic mieralization allocation in connection with zoning of structural-geomorphologic structure of the Altay-Sayanian folded region and East-Siberian plate junction are considered.*

Регион в тектоническом отношении делится на две существенно различающиеся части: молодая Западно-Сибирская плита, сложенная мощной толщей терригенных отложений мезозоя и кайнозоя, и ее горное обрамление, представленное складчатыми сооружениями Алтае-Саянской области, Урала, Казахстана и Енисейского кряжа. В геоморфологическом аспекте отчетливо выделяется три ландшафтно-структурных этажа со свойственными им комплексами элементарных ландшафтов:

1) горные денудационные ландшафты (среднегорные, высокогорные);
2) денудационно-аккумулятивные ландшафты переходной от гор к равнине зоне (мелкосопочное предгорье, низкогорье с крупными межгорными впадинами и прогибами);
3) ландшафты Западно-Сибирской аккумулятивной равнины.

Естественным ландшафтам присущи два характерных свойства:

1) главные геохимические обстановки в Западной Сибири контролируются широтно-зональными равнинными и высотно-зональными горными ландшафтами разных иерархических уровней;
2) широкое распространение природных аномалий радиоактивных элементов и сопутствующих им тяжелых металлов, по-разному проявляемых в зависимости от геологических условий и уровня эрозионного среза.

Обзор опубликованной литературы по месторождениям и рудопроявлениям урана [1–4, 6–9, 11, 14, 15 и др.] позволяет заключить, что на территории Западно-Сибирской плиты и ее горного обрамления формирование наиболее значимых урановорудных объектов связано с салаиро-каледонской ($Є_1$-S), герцинской (D_1-P_3), мезозойской (T-K), мезо-кайнозойской (K-Q_{IV}) минерагеническими эпохами [10], главным образом с их тремя стадиями развития: формирование средне-позднепалеозойских впадин и прогибов; мезозойская тектоно-магматическая активизация; кайнозойский неоорогенез и рифтогенез [3].

Выявлены практически все известные классификационные группы эндогенных, экзогенных и полигенных месторождений складчатых областей и молодых платформ [2, 7, 14]. Это побудило нас, используя новейшие данные и базируясь на структурно-геоморфологической зональности региона, рассмотреть основные тенденции размещения урановой минерализации, с учетом ее воздействия на окружающую среду.

Горная область. В горных ландшафтах при современных природных условиях реализуется физическое и химическое выветривание при господствующей роли о*ртоэлювиальных элементарных ландшафтов* на осадочных, метаморфических и магматических комплексах пород, охватывающих возрастной диапазон от нижнего кембрия до верхнего триаса. Их современное выветривание и определяет геохимических спектр элементов зоны гипергенеза. В качестве почвообразующего субстрата могут выступать вмещающие породы рудных полей и месторождений, их эндогенные ореолы и зоны урановой минерализации.

Изучение распределения в стратокомплексах пород широкого спектра элементов показывает, что для **U и Th**, ассоциирующих с большой группой редких и редкоземельных элементов, превышение кларка более чем в 1,5 раза свойственно пермо-триасовым гранитоидным комплексам (табл. 1). Наиболее слабо изучена эколого-геохимическая роль комплекса редких земель в повышенном радиационном фоне. В этом отношении ортоэлювиальные горные ландшафты Западной Сибири с молодыми магматическими комплексами пород могут представлять оригинальные полигоны для исследований по влиянию редкоземельной ассоциации на окружающую среду.

Важным природным накопителем радиоактивных металлов служат гидротермально измененные породы с наложенной рудной минерализацией. Их размещение и минеральный состав совместно со сверхнормативными элементами в конкретных возрастных комплексах пород во многом определяют поведение рудогенных элементов в современных ортоэлювиальных ландшафтах.

Эти породы часто вмещают месторождения и рудопроявления урансодержащей эндогенной минерализации (скарны, грейзены, пегматиты, гидротермальные жилы и штокверки) (табл. 2). В горных ландшафтах к ним

Таблица 1. *Геохимические аномалии комплексов пород (составлена по данным [10])*

Комплексы пород	Среднее содержание в породе более чем в 1,5 раза выше среднего для земной коры (кларка)
Осадочные и метаморфические породы	Bi, Ba,Sr, Te, W
Вулканогенно-осадочные породы	Sc, Zr, La
Кембрийские магматические породы	Hg, Bi, Ba, Sr, Pb,Ga, Sc
Ордовикские гранитоидные комплексы	Hg, Bi, Ba, Sr
Девонские гранитоидные комплексы	Hg, Bi, Ba, Sr, Rb, Mn, Cr
Пермо-триасовые гранитоидные комплексы	Редкоземельные, редкие и радиоактивные элементы: Li, Rb, Cs, Y, La, Ce, Sm, Gd, Tb, Yb, Lu, Ta, Nb, Hf, **U, Th**

Таблица 2. *Геохимический состав урановых месторождений горных ландшафтов*

Месторождение, рудопроявление	Состав руд
Лабышское, Горная Шория	U, As, Fe, S, Pb, Cu
Аккольское, Тува	U, Ni, Co, Cu, As, Ag, Bi
Владимировское, Тува	U, Ni, Co, Cu, As, Ag, Bi
Карасукское, Тува	U, Sr, Ba, T, F, Cu, Mo, S, Ag, Au
Малое Солонечное, Енисейский кряж	U, Mo, Ga, Cu, Pb, Cd, S
Бурун-Бысовское	Pb, Zn, Mo (Sr, U, Ag, F)
Верхне-Аклинское 1, 2	Ni, Co, As, Pb, Cu (Bi, Au, U)
Верхне-Саржематское 2	Cu (Zn, Pb, Ni, Bi, V, Be, U)
Елиновское, участок	Pb, Zn, Mo,(Y, Zr, Sr, Yb, U
Епишинское	Pb, Zn, Cu, (Au, Ag, U)
Ключа Гранитного	TR (Th, U)
Красноключинское	Fe (TR, U)
Левобережное	Nb (Be, U, Sn)
Северо-Тарактинское 1, 2	Cu, Zn, Pb, As, Sb (Bi, Ag, U)
Сливянское	Cu (Ta, U)
Солнечное	Nb, Ta, Be, Zr, (U)
Тюльковское	TR(U)
Червонореченское	Pb, Cu, Zn (Sn, Zr, U, W, Nb)

относятся Аккольское, Базасское, Владимировское, Карагольское, Карасукское, Лабышское, Рассохинское, Светлое, Скалистое, Солонечное, Улатайское и Чезское месторождения и большое число рудопроявлений и проявлений, наиболее значимые из которых Байтайгинское, Бурун-Бысовское, Верхне-Аклинское 1 и 2, Елиновское, Епишинское, Северо-Тарактинские 1 и 2, Червонореченское и др.

Общими особенностями этих урановорудных объектов является их тесная пространственная связь с разрывными нарушениями, приуроченность к полям распространения пород, обогащенных “подвижным” ураном, трещинно-жильный характер рудных залежей, обширные ареалы гидротермально измененных вмещающих пород с повышенным содержанием урана в околорудном пространстве. В рудных залежах уран ассоциирует с большой группой экологически опасных элементов (табл. 2).

В исходных коробразующих породах и рудах большинство из рассматриваемых элементов образует собственные рудные минералы и входит в состав породообразующих минералов-концентраторов. Главный рудный минерал урана – настуран, редко встречаются коффинит и уранинит. Для рудных ассоциаций характерны пирит, молибденит, иордизит, а также галенит, сфалерит, халькопирит, гринокит и другие сульфиды, как известно, не устойчивые в зоне аэрации. В современных горных ландшафтах формируются зоны окисления, как это имеет место в Дербинском урановосном районе [3]. Несмотря на различные формы нахождения, уран и ассоциирующие с ним рудные элементы, в современных процессах выветривания в общем ведут себя по одной схеме: переход в подвижное состояние – миграция – вторичное осаждение. С изменением уровня грунтовых вод или климатических условий циклы повторяются.

Изначальными агентами выветривания пород в горных ландшафтах служат атмосферные осадки, pH которых составляет около 5 – наиболее вероятностная величина, по данным международных станций фонового наблюдения за 1975–1982 гг. Кислая геохимическая среда в условиях горных ландшафтов с интенсивным водообменом достаточно агрессивна к исходным породообразующим минералам (слюды, полевые шпаты, амфиболы, хлориты, карбонаты с pH водной вытяжки 8–11), устойчивым в щелочных условиях. Этому способствует и присутствие в системе вода-порода сильных окислителей, в первую очередь Fe, Mn и O, как необходимых агентов для перевода элементов с переменной валентностью в подвижную форму. В современных ортоэлювиальных ландшафтах по исходным породам формируется слабокислый почвенно-растительный покров и гидрослюдистый околонейтральный маломощный сапролитовый профиль выветривания с активным выносом рудогенных элементов. В экзогенных условиях U^{+4} неустойчив и малоподвижен. Он может образовывать вторичные минералы при недостатке кислорода или при наличии энергичных восстановителей. В аэробной обстановке U^{+4} переходит в U^{+6}, легко гидролизуется, образуя комплексный двухвалентный катион $(UO_2)^{+2}$, играющий исключительную роль в миграции и концентрации урана в гипергенных процессах. Наиболее распространенная форма миграции урана – уранил-карбонатные и уранил-гуматные комплексы, меньше гидроксил-уранильный и, еще меньше – уранил-сульфатный [1]. Дальность миграции подвижных ионов и комплексов металлов определяется их устойчивостью в конкретных физико-химических параметрах растворов, меняющихся по мере продвижения вглубь профиля выветривания и изменения уровня грунтовых вод.

Последовательное окисление сульфидов, также как и выветривание породообразующих и акцессорных минералов, обусловливает непрерывное высвобождение металлов, переход их в подвижное и инертное состояние на всех стадиях формирования профиля выветривания. Урановая минерализация служит источником для водных потоков рассеяния металлов, имеющих самую различную контрастность и протяженность.

В переходной от гор к равнине денудационно-аккумулятивной области, включая крупные межгорные впадины и прогибы, широко развиты остаточные и переотложенные мел-палеогенового возраста коры выветривания с нетрадиционными типами рудных месторождений: урана, благородных, редких и редкоземельных металлов [5]. Для этой переходной области характерно сочетание аккумулятивно-денудационных параэлювиальных и эрозионно-денудационных ортоэлювиальных ландшафтов, определяющих поведение рудогенных элементов в современных условиях. В этих элементарных ландшафтах находится большое количество природных источников металлов. К примеру, только в ландшафтах переходной зоны Салаирского кряжа в масштабе карты 1 : 200000 выделено 35 урановых объекта, в том числе 1 месторождение, 7 рудопроявлений, 1 проявление и 26 радиогидрогеохимических аномалий с широким спектром концентраций токсичных металлов [10]. Все они находятся вблизи дневной поверхности и оказывают прямое воздействие на геохимию окружающей среды.

Примером могут служить Чемское, Северо-Улантовское, Верх-Чемское, Лапинское и др. урановые рудопроявления [10], геологическое строение и первичные руды которых имеют много общего с вышеописанными урановыми месторождениями горной области. Но здесь в современных процессах, формирующих геохимические характеристики ландшафта, участвуют уже окисленные руды, сложенные отенитом в ассоциации с лимонитом, малахитом, азуритом, остаточными пиритом и галенитом. Мел-палеогеновая зона окисления урановой минерализации не только ослабила роль сернокислого выветривания на окружающую среду, но и изменила минеральный состав уранового источника. Преобладают уже интенсивно окисленные рудные выходы и преобразованные до глин вмещающие породы. Остаточные металлы первичного оруденения находятся в труднорастворимой форме: россыпеобразующие минералы (золото, киноварь, циркон, рутил, шеелит, вольфрамит и др.) или вторичные рудные минералы, устойчивые в зоне аэрации современных грунтовых вод. В их составе заметное место занимают аномальные концентрации Ti, Fe, Mn, Zr и др. малоподвижных элементов. Возникают разнообразные по условиям формирования экзогенные месторождения урана. В переходной от гор к равнине денудационно-аккумулятивной области к ним относятся следующие промышленно-генетические типы урановых месторождений.

I. Месторождения урана, связанные с формированием средне-верхнепалеозойских прогибов и впадин:

1) в аллювиальных и прибрежно-озерных красноцветных отложениях:

– фаменско-турнейского седиментационного цикла палеорусел Сыдо-Ербинской впадины: Приморское, Онкажинскеое, Оглахтинское, Темир-Тайшенское;
– живетского седиментационного цикла в палеодолине Северо-Минусинской впадины: Кызынджульское фосфорно-урановое;
– в палеодолинах Тувинского прогиба: Усть-Уюкское и Бегредининское селено-урановые месторождения;

2) в русловых сероцветных континентальных толщах: в зоне пластового окисления сероцветных отложений визейского седиментационного цикла: Сибигурское, Чалгысхырское

3) в лагунно-озерных фосфатоносных отложениях фаменско-турнейского седиментационного цикла *низких аллювиально-озерных равнин:* Васильевское, Монастырское, Сырское, Баянкольское и др. В составе руд, наряду минералами урана, распространены пирит, марказит, леллингит, арсенопирит, самородный мышьяк, халькопирит, галенит, молибденит и др. рудные минералы, что благоприятствует развитию современной зоны окисления рудных залежей с осаждением урана в форме ванадатов и силикатов урана.

II. В горном обрамлении рассматриваемой геоморфологической области с корами выветривания связаны следующие экзогенные месторождения урана:

1) остаточных кор выветривания: Лапинский Лог, Чемское, Быстрое;
2) сорбционно-инфильтрационное накопление урана в торфяниках. В Новосибирской области из 167 обследованных сотрудниками Березовской экспедиции торфяников повышенное содержание урана (более 0,01%) выявлено в 70, среди них находятся 5 рудопроявлений Ангошская Согра, Мокрушинское, Пензенское, Северо-Улантовское, Тюлькинское. Рудные концентрации урана приурочены к нижней части пластов торфа [13]. Радионуклиды накапливаются за счет биогенной аккумуляции и сорбции в илистой фракции донных осадков. Источником радионуклидов служат зоны тектонических нарушений фундамента, о чем свидетельствуют радиогидрогеохимические аномалии в напорных трещинных водах. Следует отметить, что радиоактивные аномалии на фоне $U=1{,}58\times10^{-6}$ г/л, $Ra=0{,}32\times10^{-12}$ г/л, Rn=3–5 эман довольно часто встречаются в грунтовых и подземных водах, а также в разных частях разреза покровных рыхлых отложений.

Западно-Сибирская плита характеризуется преимущественно аккумулятивными неоэлювиальными и болотными элементарными ландшафтами на мощном чехле четвертичных озерно-болотных отложений, залегающих на глубоко погруженных породах фундамента. В региональных болотных почвах кларки концентрации U, Fe, P варьируют от 1,3 до 20 и более. Как было показано выше, они являются типичными элементами урановых районов горно-складчатого обрамления Западно-Сибирской равнины.

Большое влияние на геохимию современных естественных ландшафтов оказывают природные аномалии

Таблица 3. *Урановое оруденение в чехле Западно-Сибирской плиты (по [3, с изменениями])*

Генетический тип		Геологическая обстановка		Примеры (1 – месторождения; 2 – рудопроявления)
Грунтово-инфильтрационный	Ураноносные современные долины	Базальные горизонты в долинах современных рек		1) Санарское; 2) Тибезинское
	Урано-угольный	Угленосные толщи		2) Ильинское
Грунтово-инфильтрационный	Ураноносные палеодолины	Базальные горизонты палеодолин		1) Долматовское, Добровольское, Семизбайское, Тобольское, Малиновское, Пригородное; 2) Смоленское
		Плащеобразно залегающий чехол	Внутриформационные палеодолины	2) Новое
			ЗПО региональные	2) Михайловское, Спиринское
Пластово-инфильтрационный	Связанные с зонами пластового окисления (ЗПО)		ЗПО локальные	2) Белоярское, Чернопийское

радиоактивных металлов. Можно выделить, по меньшей мере, три группы их потенциальных источников:

1) палеобассейны осадконакопления;
2) области сорбционно-инфильтрационного накопления (болотные торфяники);
3) зоны региональных глубинных разломов.

В палеобассейнах осадконакопления значительные площади занимают обширные природные аномалии и большеобъемные месторождения урана, в том числе промышленные (табл. 3).

Известны в регионе уникальные по запасам титано-циркониевые россыпи. Они, как и месторождения урана, порою приурочены к палеодолинам, обогащеным редкоземельной минерализацией, нередко с золотом. Это является хорошей предпосылкой для выявления в мезо-кайнозойском чехле комплексного уран-золото-редкометалльного оруденения. Накопленные при осадкообразовании огромные массы металлов и их элементов-спутников являются современными источниками, локализованными в геохимических полях, направленно-концентрированного воздействия на природные ландшафты. *Сорбционно-инфильтрационное накопление* урана имеет место и в болотных ландшафтах Западно-Сибирской равнины [12]. Процессы заболачивания и торфообразования начались в регионе с голоцена и обусловили формирование относительно мощного (1–15 м) горизонта торфяников.

На долю Западно-Сибирской равнины приходится около 39% мировых запасов торфа. Состав хемогенной зольной части торфа находится в прямой зависимости от литологического состава пород областей питания торфяной залежи. Вблизи пород с повышенным содержанием фосфора промывающие их подземные и поверхностные воды, поступая в торфяную залежь, привносят фосфор (более 1 мг/л P_2O_5) и способствуют накоплению болотных фосфатов, представленных вивианитами – $Fe_3(PO_4)_2\ 8H_2O$ (P_2O более 15%) и торфовивианитами (P_2O=2,5–15%). Совместно с P_2O_5 концентрируются Fe, Si, Ca и Al. Известно, что в экзогенных процессах спутниками фосфора являются радиоактивные элементы, но болотные фосфаты региона на радиоактивные компоненты практически не изучались. Массовая съемка позволила выявить в торфяниках обширные площадные аномалии урана, тория, радона и радия. Источником радионуклидов служат зоны тектонических нарушений фундамента, о чем свидетельствуют радиогидрогеохимические аномалии в напорных трещинных водах.

Литература

1. *Геология и генезис месторождений урана в осадочных и метаморфических толщах / Колл. авторов. – М. : Недра, 1980. – 270 с.*
2. *Данчев В.И., Лапинская Т.А. Месторождения радиоактивного сырья. – М. : Недра, 1980. – 253 с.*
3. *Западная Сибирь // Геология и полезные ископаемые России / ред. А.Э. Конторович, В.С. Сурков. – Т.2. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2000. – 477 с.*
4. *Казанский В.И., Лаверов Н.П. Месторождения урана // Рудные месторождения СССР / под. ред. акад. В.И. Смирнова. – Т.2. – М. : Недра, 1974. – С. 319-387.*
5. *Калинин Ю.А., Росляков Н.А., Прудников Г.С. Золотоносные коры выветривания Юга Сибири. – Новосибирск : Гео, 2006. – 339 с.*
6. *Кондратьева И.А., Нестерова М.В. Литолого-геохимические особенности урановых месторождений в мезозойских речных палеодолинах // Литология и полезные. – 1997. – №6. – С.577–594.*
7. *Лаверов Н.П., Величкин В.И., Шумилин В.М. Урановые месторождения стран Содружества: основные промышленно-генетические типы и их размещение // Геология рудных месторождений. – 1992. – Т.34, №2. – С.3–18.*
8. *Лучинин И.И., Пешков П.А., Дементьев П.К. и др. Месторождения урана в палеодолинах Зауралья и Забайкалья // Разведка и охрана недр. – 1992. – №5. – С.12–15.*
9. *Машковцев Г.А., Щеточкин В.Н., Кисляков Я.М. Основные типы инфильтрационных уран-полиэлиментных месторождений в осадочных породах // Отечественная геология. – 1993. – №5. – С.60–68.*
10. *Минерагения области сочленения Салаира и Колывань-Томской складчатой зоны / Колл. авторов. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2001. – 243 с.*
11. *Наумов С.С., Шумилин М.В. Основные промышленные типы урановых месторождений стран Содружества, опыт их поисков, ускоренной разведки и подготовки к освоению // Разведка и охрана недр. – 1992. – №5. – С.5–7.*
12. *Росляков Н.А., Бобров В.А., Белянин Д.К. К вопросу об источниках радионуклидов в торфяниках юга Западной Сибири //*

Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : докл. V Междунар. научно-практ. конф. – Т.2. – Семей : Тенгри, 2008. – С.346–348.

13. *Росляков Н.А., Калинин Ю.А., Рослякова Н.В и др. Экзогенное кон центрирование радионуклидов в торфяниках и корах выветривания Новосибирской области юга Западной Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. – Томск, 2004. – С.522–526.*
14. *Смирнов В.И. Геология и полезных ископаемых. – М. : Недра, 1976. – 688 с.*
15. *Черепнин В.К. Геохимия и типы месторождений урана. – Томск : Изд-во ТПУ, 1972. – 360 с.*

ПРЕДПОСЫЛКИ ФОРМИРОВАНИЯ И ОСОБЕННОСТИ ЛОКАЛИЗАЦИИ РЕДКОМЕТАЛЛЬНОГО ОРУДЕНЕНИЯ ПЛАСТОВО-ИНФИЛЬТРАЦИОННОГО ТИПА В ОТЛОЖЕНИЯХ ОСАДОЧНОГО ЧЕХЛА НА ПРИМЕРЕ АМАНТАЙ-КЫЗЫЛКАКСКОЙ ВПАДИНЫ ЦЕНТРАЛЬНО-КЫЗЫЛКУМСКОЙ УРАНОВО-РУДНОЙ ПРОВИНЦИИ

И.Б. Рубинов

ГП НПЦ "Геология урана и редкоземельных металлов" Госкомгеологии РУз, Ташкент, Узбекистан,
urangeo@bcc.com.uz, ilrubin79@mail.ru

FORMING PREMISESES AND PARTICULARITY OF LOCALIZATIONS OF THE STRATAL-INFILTRATION TYPE'S RARE METAL ORE IN THE SEDIMENTARY COVER ROCKS ON EXAMPLE OF THE AMANTAY-KYZYLKAK TROUGH OF THE CENTRAL-KYZYLKUM URANIUM-ORE PROVINCE

I.B. Rubinov

State enterprise research-and-production centre "The geology of uranium and rare metal",
Tashkent, Uzbekistan

Abstract. *In the report the particularities of forming and localizations of sand-stone type's uranium-rare-metal ore on example of the Amantay-Kyzylkak ore-bearing square of the Central-Kyzylkum uranium-ore province has been considered. Basic particularities is the brightly shown intercoupling of ore's scale and uniformity both with presence in the original oxygen-containing waters specialized on uranium pre-mesozoic rocks and reductive potential of rocks of the deposition covering.*

Амантай-Кызылкакская впадина (в ее пределах локализуется одноименная рудоносная площадь) расположена на востоке Центральных Кызылкумов (к югу от гор Тамдытау) и по административному делению принадлежит Тамдынскому туману Навоийского вилоята Республики Узбекистан. Рельеф впадины, в целом, равнинный с относительными превышениями до 50 м. В основном, это типичная глинисто-каменистая пустыня, развитая по периферии низкогорных массивов Тамдытау, Джитымтау, Даугызтау, Аристантау. Редкометальное оруденение в пределах Амантай-Кызылкакской площади локализуется в песчаных породах кампана-маастрихта, палеоцена и, эпизодически, в сугралинском горизонте верхнего мела (K_2t_2-k+st).

Формирование эпигенетического уран-редкометального оруденения в отложениях осадочного чехла связано с новейшей неоген-четвертичной историей геологического развития Центрально-Кызылкумского региона, когда в результате интенсивных орогенических движений была сформирована крупная, сложно построенная мозаично-блоковая структура, представляющая собой сочетание системы малых артезианских бассейнов (в т.ч. в пределах Амантай-Кызылкакской впадины) и разделяющих их антиклинальных поднятий складчатого фундамента.

Большинство таких бассейнов характеризовалось инфильтрационным режимом, что способствовало развитию рудоносных зон пластового окисления в проницаемых серо-цветных и частично пестроцветных горизонтах мела и палеогена практически по всей территории Центральных Кызылкумов. Рудоносные структуры малых артезианских бассейнов грабен-синклинального типа составляют системы гидрогеологически связанных между собой впадин второго порядка [2]. Кызылкакский бассейн является типичным представителем элемента данной системы.

Под *зонами пластового окисления* (ЗПО) понимаются участки водоносных горизонтов артезианских бассейнов, где минералы закисного железа замещены гидроокислами железа в результате деятельности кислородных напорных вод артезианских бассейнов. Урановое оруденение, трактуемое как экзогенно-эпигенетическое, пластово-инфильтрационное, приурочено к водоносным горизонтам артезианских бассейнов, сложенных песками, песчаниками, гравийниками и другими проницаемыми породами, строго локализуется в пределах развития современных или древних ЗПО. Рудные тела имеют в разрезе форму удлиненно серповидных тел – роллов или линз (разобщенные отрезки крыльев рудных роллов), а в плане составляют полосы, обрамляющие поля пластово-окисленных пород.

Урановое и сопутствующее (селен) оруденение фор-

мируется инфильтрационными пластовыми кислородными металлоносными водами при их взаимодействии с породами, содержащими органическое вещество или иные восстановители рудных компонентов.

Проникновение атмосферного воздуха на глубину, необходимую для создания в пластовых водоносных горизонтах окислительной обстановки и, соответственно, для обеспечения возможности активной миграции урана в шестивалентной форме на глубине, требует, как правило, существования на территории провинции аридного климата, что и имеет место быть в Центрально-Кызылкумском регионе.

При формировании месторождений данного типа наиболее существенным источником урана становятся породы фундамента, обнажающиеся в области питания кислородных пластовых растворов. Роль же водовмещающих формаций осадочного чехла из-за меньшего пути следования этих растворов здесь отходит на второй план. Распределение урановых концентраций вдоль полос выклинивания ЗПО определяется в первую очередь первичными литолого-геохимическими свойствами вмещающей среды, т.е. наличием органического вещества.

Вообще, комплекс геологических предпосылок (поисковых критериев и признаков), необходимых для формирования полиэлементного инфильтрационного оруденения был разработан в целом еще в 60–70-х гг. XX в. (Е.М. Шмариович, Е.А. Головин, Б.И. Натальченко, Г.В. Грушевой, А.И. Перельман и др. [1]), подвергаясь в дальнейшем лишь некоторым уточнениям и корректировке. Наряду с другими, весьма важными в рассматриваемом случае являются литолого- и минералого-геохимические предпосылки, которые связаны с первичными (сингенетическими) признаками пород, и определяющие возможность существования в водоносных горизонтах на путях движения кислородных урароносных вод относительно контрастных восстановительных барьеров. При проведении прогнозных исследований выделены следующие первичные геохимические типы осадочных пород, различающиеся окраской цемента и обломочных зерен, содержанием органического вещества, содержанием и балансом форм железа, а также величинами восстановительной емкости ΔEh (перманганатная и бихроматная окисляемости):

1) черноцветный (окраска пород темно-серая, Сорг > 0,3%, $Fe^{2+} >> Fe^{3+}$);
2) сероцветный (окраска серая или голубовато-серая, Сорг = 0,01–0,05%, $Fe^{2+} > Fe^{3+}$);
3) зеленоцветный (окраска зеленовато-серая, Сорг < 0,05%, $Fe^{2+} \leq Fe^{3+}$);
4) белоцветный (окраска светло-серая и белесая, Сорг < 0,05%, $Fe_{вал} < 0,3\%$);
5) красноцветный (окраска розовато-серая, буро-красная, сиреневая и т.д., Сорг < 0,05%, $Fe^{2+} << Fe^{3+}$);
6) пестроцветный, представляющий собой сочетание образований красноцветного геохимического типа с любым другим из перечисленным.

Представителем первого литогеохимического типа являются осадки заболоченных пойм и озер, а также иногда затишных участков прибрежья, лагун и удаленно-морские осадки (битуминозные типы); второго типа – отложения русел крупных транзитных рек, а в условиях гумидного климата – любых рек и их подводных дельт, мелководного прибрежья; третий тип характерен для зон придонных морских течений (глауконитоносные пески) и иногда для низменных, покрытых лугами, участков водораздельных пространств; четвертый тип – для пляжей и морских отмелей; пятый и шестой – для осадков малых рек и оврагов (последние в аридной и семиаридной климатической обстановке) [1].

Большой фактический материал, накопленный в настоящее время, свидетельствует о том, что границы ЗПО являются промышленно-рудоносными, в основном, в пределах пород двух первых геохимических типов, которые обладают восстанавливающей способностью, достаточной для осаждения урана. Области выклинивания пластово-окисленных зон в породах зеленоцветного, белоцветного и пестроцветного типов не сопровождаются промышленными уранонакоплениями, за исключением локальных участков проявления восстановительного эпигенеза.

Отличия ЗПО от пород с первичной окислительной обстановкой – это фациальная немотивированность буровато-желтой или красной окраски, секущий по отношению к слоистости и фациальной зональности характер зон, наличие псевдоморфоз гидроокислов железа по органическим остаткам и первичным железосодержащим минералам (пирит, сидерит, хлорит, биотит, глауконит и др.).

Важная дополнительная литолого- и минералого-геохимическая предпосылка – это наличие в водоносных горизонтах, на приразломных участках, проявлений восстановительного эпигенеза, сформировавшихся на предыдущем этапе гидрогеологического развития артезианского бассейна. Названные проявления могут иметь различную генетическую природу, и часто область развития данных процессов называется *зоной приразломной сульфидизации*.

Однако в верхнемеловых отложениях Амантай-Кызылкакской площади восстановительный эпигенез связан с другими процессами. В пределах Амантай-Кызылкакской площади восстановление пород, сформированных в континентальных аэральных условиях аридного климата (красноцветы и пестроцветы K_2t_2–k+st) или первично сероцветных пород, но подвергшихся окислительному выветриванию во время перерыва в осадконакоплении (морские пески и песчаники K_2km-m), происходило за счет отжатия в них иловых вод при формировании вышележащих глинистых пород палеогена. Данный процесс образует, так называемую, *зону подперерывной пиритизации*. Рассматриваемая зона стратиформна, строго очерчена в разрезе и прослеживается под стратиграфическим несогласием (граница K_2 и P_1) в пределах всей площади. Мощность зоны составляет метры (до первых десятков метров в случае хорошо проницаемых песчаных осадков); она обладает четко выраженной вертикальной зональностью, включающей (сверху вниз) подзоны интенсивной пиритизации (содержание $S_{пир}$ до 3%), слабой пиритизации, оглеения (выноса железа без

связывания в пирит). При наложении на зоны подперерывной пиритизации ЗПО, в кровле последней формируется урановое оруденение, имеющее в разрезе линзовидную морфологию, а в плане – протяженные полосы, отстоящие от фронта выклинивания ЗПО на сотни метров и соответствующие участкам сопряжения верхних контактов этих зон с пиритизированными породами.

В подошве отложений, подвергшихся восстановлению данного типа, особенно в слабо проницаемых частях разреза, сохраняются реликты не затронутых восстановлением желтовато-бурой или, реже, красной окраски.

На выходах и ниже по падению до 1–2 км рудовмещающих пород в пределах Амантай-Кызылкакской впадины прослеживается поверхностное окисление, развивающееся в зоне просачивания грунтовых вод. Ниже идет зона пластового окисления, развивающаяся преимущественно на всю мощность рудовмещающих горизонтов. Заканчивается пластовое окисление зоной выклинивания в первично сероцветных и восстановленных породах. Зона выклинивания пластового окисления облекается урановым и сопутствующим (селен) оруденением, залегающем преимущественно в породах серой и зеленоцветной окраски и образует, как упоминалось выше, рудные зоны линзовидной и, реже, "ролловой" морфологии. В роллах выделяются крылья, граничащие с кровлей и подошвой пластового окисления, и мешковая часть, возникающая при слиянии крыльев на их клинообразном окончании.

Морфологические особенности уран-селенового оруденения связаны с морфологией ЗПО, которая определяется литолого-геохимическими и структурными условиями рудовмещающих горизонтов.

Литологическая неоднородность разреза: пятнистое распределение более проницаемых (разнозернистые пески) и менее проницаемых (песчаники, алевролиты, глинисто алевритовые тонкозернистые пески), геохимическая специализация пород (выклинивание рудоформирующей ЗПО на геохимическом барьере окисленных и неокисленных пород), обусловливают извилистое очертание рудоносных зон в плане и появление двойных и усложненных роллов (рудопроявление Амантай). Разрывные структуры, разбивая площадь на тектонические блоки, определяют смещение рудоносных зон относительно друг друга в пространстве.

Наиболее изученными являются участки, прилегающие к выявленным границам выклинивания ЗПО, где прослеживается следующая минерально-геохимическая зональность:

- зона пластового окисления;
- зона уран-селенового оруденения;
- зона неокисленных безрудных пород.

Зона пластового окисления песчаных пород мела и палеогена охватывает площадь, прилегающую к выходам палеозойских поднятий Тамдытау, Амантайтау, Аристантау. Породы в ЗПО имеют бурую, желтую и, реже, белесую окраски различной интенсивности и равномерности. Наиболее пестро окрашенными являются пластово-окисленные породы K_2t_2-k+st и K_2km-m. Здесь можно выделить области желтых, бурых, оранжевых и белесых пород. Различие окрасок пород обусловлено разным цветом гидроокислов железа, имеющих, в основном, гетит-гидрогетитовый состав (Fe^{III} 0,22–6,36%, $C_{орг}$<0,02–0,04%). В целом в зоне полного пластового окисления отсутствует уран, селен и другие ППК.

В зону селен-уранового оруденения выделены породы, характеризующиеся концентрациями урана, радия и селена в 10 и более раз превышающими кларковые.

Внутри зоны оруденения уран, радий и селен распределяются зонально в соответствии с геохимическими особенностями этих элементов.

По преобладанию того или иного элемента зона оруденения подразделяется на две подзоны: селен-радиевую и урановую. Подзона селен-радиевого оруденения занимает положение между пластово-окисленными породами и урановым оруденением. По развитию минералов железа разделяется на лимонитовый и сульфидный типы. Лимонитовый тип отличается повышенными содержаниями селена до 203x10^{-4}% и характеризуется $Fe^{II}_{сульф}$, в среднем, до 0,045%, $Fe^{III}_{раств}$ до 0,76%, $C_{орг}$ – 0,04%.

Сульфидный тип подзоны селен-радиевого оруденения характеризуется содержаниями селена до 844x10^{-4}%. Содержит $Fe^{II}_{сульф}$, в среднем, до 0,45%, $Fe^{III}_{раств}$ до 0,04%. $C_{орг}$ до 0,04%.

Подзона уранового оруденения располагается, в основном, в зоне сероцветных пород и характеризуется повышенными содержаниями урана в пробах до 944x10^{-4}%. Железо в подзоне уранового оруденения присутствует в форме $Fe^{II}_{сульф}$ в среднем 0,35–0,45%, $Fe^{III}_{раств}$ в среднем до 0,11%, $C_{орг}$ достигает в среднем значения 0,11–0,27%.

Такая зональность является характерной для большинства объектов песчаникового ("учкудукского") типа, расположенных в пределах Центрально-Кызылкумской урановорудной провинции. Отклонением от типичной рудной зональности является отсутствие в пределах изученного района подзоны молибденового оруденения, обычно располагающегося в области неокисленных пород после подзоны уранового оруденения.

К зоне неокисленных безрудных пород относятся породы с кларковыми содержаниями рудных компонентов, расположенные за контуром оруденения, вниз по падению пород. Породы данной подзоны характеризуются средними содержаниями $Fe^{II}_{сульф}$ до 0,26%, $Fe^{III}_{раств}$ – часто до 0,065%, $C_{орг}$ – до 0,055%.

Таким образом устанавливается связь уранового и сопутствующего (селенового) оруденения с развитием в рудовмещающих отложениях в пределах рассматриваемой площади зон пластового окисления (ЗПО). Данные ЗПО, вероятнее всего, развиваются по хронологии с P_3-N_1^1 до настоящего времени от местных областей питания кислородных пластовых вод массивов Тамдытау, Амантайтау и Аристантау. Урановое оруденение формируется на границе выклинивания ЗПО в рудовмещающих отложениях на геохимическом окислительно-восстановительном барьере окисленных и неокисленных пород. В геохимическом плане неокисленные поро-

ды рудовмещающего горизонта условно можно разделить на два типа. Первый тип – первично сероцветные, зеленоцветные и белоцветные разности, сформированные в морских условиях (P_1). Ко второму типу можно отнести отложения K_2km-m, первично-сероцветные, подверглись поверхностному окислительному выветриванию во время датского (P_1d) перерыва в осадконакоплении. Тогда их первичная зеленовато-серая окраска изменилась на буро-желтую, за счет преобразования аутигенных минералов железа 2-валетного на 3-валентное (сульфидной формы на гетит-гидрогетитовую). В дальнейшем за счет отжатия в меловые осадки седиментационных иловых вод при формировании вышележащих пород палеогена, окисленные породы были частично восстановлены. Не затронутыми восстановлением остались низы разреза K_2km-m и менее проницаемые разности пород (глины, алевролиты, песчаники). Об этом свидетельствуют многочисленные реликты древнего поверхностного окисления в виде буро-желтых и табачно-желтых пятен на поверхности менее проницаемых разностей пород, которые легко фиксируются при визуальной документации керна буровых скважин.

Прерывистый характер локализации выявленного оруденения может быть обусловлен двумя нижеследующими факторами:

1) для формирования эпигенетического оруденения пластово-инфильтрационного типа необходимо наличие более или менее значительных массивов специализированных на уран пород фундамента (гранитоидов, ураноносных углеродисто-кремнистых сланцев), служащих областью питания кислородных пластовых вод, "высаживающих" на окислительно-восстановительном барьере уран-редкометальную минерализацию. В пределах возвышенностей фундамента, развитых вблизи изучаемой площади (Тамдытау, Амантайтау, Аристантау) имеют значение как источник выноса урана лишь небольшие массивы углеродисто-кремнистых сланцев тасказганской свиты, выявленные в горах Южный Тамдытау;
2) для осаждения оруденения на геохимическом окислительно-восстановительном барьере необходимо наличие восстановительной среды в рудовмещающих породах. В результате проведенных исследований, очевидно, что породы основного рудовмещающего горизонта (K_2km-m), сформированны в морских первично восстановительных условиях, но подверглись поверхностному окислению во время перерыва в осадконакоплении. Последующее частичное восстановление этих отложений за счет отжатия седиментационных вод при формирование осадочных пород палеогена, по-видимому не сыграло решающей роли для создания контрастного восстановительного барьера, способного обеспечить масштабную фиксацию уран-редкометального оруденения.

Литература

1. *Каримов Х.К., Бобоноров Н.С., Бровин К.Г. и др. Учкудукский тип урановых месторождений Республики Узбекистан. – Ташкент : Фан, 1996.*
2. *Голдьштейн Р.И., Бровин К.Г. и др. Металлогения артезианских бассейнов Средней Азии. – Ташкент : Фан, 1992.*

ПРИРОДНЫЕ И АНТРОПОГЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ СИБИРИ И ДАЛЬНЕГО ВОСТОКА: ИНФОРМАЦИОННОЕ СОПРОВОЖДЕНИЕ ПРОБЛЕМЫ

В.В. Рыкова

Государственная публичная научно-техническая библиотека СО РАН, Новосибирск, Россия, onbryk@spsl.nsc.ru

NATURAL AND ANTHROPOGENIC RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENT OF SIBERIA AND THE FAR EAST: INFORMATION SUPPORT OF THE PROBLEM

V.V. Rykova

State Public Scientific-Technological Library, SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *The paper represents the system of information support on the problem of radioactivity and radioactive elements in environment by means of using bibliographic data bases generated by the State Public Scientific-Technological Library of SB RAS. It gives a brief analysis of a documentary flux on topic "Natural and anthropogenic radioactive elements in environment of Siberia and the Far East".*

Радиоактивное загрязнение окружающей среды – актуальная экологическая проблема современного мира.

Одним из направлений исследований является изучение распределения радионуклидов в природной среде, которые дают ценнейшую информацию о происходящих в ней процессах. Определение естественных и техногенных радионуклидов в объектах окружающей среды позволяет оценить возможную опасность радиационного воздействия на здоровье человека. Другое важное направление исследований – выявление и оценка различных видов радиоактивного загрязнения природных сред после ядерных испытаний, ядерных взрывов в мирных целях, аварий на предприятиях ядерного топливного цикла (включая АЭС и химические комбинаты по переработке ядерного топлива), захоронений ра-

диоактивных отходов, а также после аварий на объектах атомного флота.

В условиях необратимых изменений природной среды особую значимость приобретает организация информационного обеспечения научных исследований по экологическим проблемам. В структуре информационных ресурсов наиболее эффективными являются электронные базы данных, формируемые с использованием современных технологий.

Приоритетным направлением работы Отдела научной библиографии Государственной публичной научно-технической библиотеки Сибирского отделения Российской академии наук (ГПНТБ СО РАН) является удовлетворение информационных потребностей ученых и специалистов путем создания текущих и ретроспективных указателей литературы и библиографических баз данных.

Информационной основой исследований по проблеме "Природные и антропогенные радиоактивные элементы в окружающей среде Сибири и Дальнего Востока" могут стать проблемно-ориентированные базы данных (ПОБД), генерированные Отделом научной библиографии ГПНТБ СО РАН: "Проблемы Севера", "Природа и природные ресурсы Сибири и Дальнего Востока", "Устойчивое развитие", "Экология и охрана природных комплексов Западной Сибири", "Загрязнение и охрана окружающей среды: справочные и информационно-библиографические пособия".

ПОБД с текущим пополнением "Природа и природные ресурсы Сибири и Дальнего Востока, их охрана и рациональное использование" насчитывает более 184000 документов (с 1988 г.) по геологии, климату, гидрологии, геокриологии, почвам, растительному и животному миру, ландшафтной экологии. Данная БД включает материалы (около 2000 работ) по проблеме "Природные и антропогенные радиоактивные элементы в окружающей среде Сибири и Дальнего Востока", анализ которых приведен ниже.

В БД комплексной тематики "Проблемы Севера" (140000 документов) представлены материалы с 1988 г. по настоящее время. Более 1000 документов касаются проблем захоронения радиоактивных отходов в криолитозоне, радиоактивного загрязнения северных территорий, влияния радионуклидов на экосистемы Арктики и Субарктики, генофонд и здоровье коренного населения.

ПОБД "Экология и охрана природных комплексов Западной Сибири" содержит информацию с 1988 г., структурированную по следующим разделам: охрана недр и рациональное использование минеральных ресурсов; загрязнение и охрана атмосферы и вод, рациональное использование водных ресурсов; загрязнение и охрана почв, мелиорация, рекультивация земель; воздействие человека на растительный и животный мир и рациональное использование биологических ресурсов; геоэкология, ландшафтная экология; антропогенная трансформация, восстановление и охрана ландшафтов. Около 600 документов посвящены означенной выше проблеме на территории Западной Сибири.

В БД справочных и информационно-библиографических пособий "Загрязнение и охрана окружающей среды" (около 2500 документов), генерируемой отделом с 1985 г. по текущий момент, представлены обобщенные данные о наиболее важных справочниках, словарях, нормативно-методических материалах, обзорной информации, отечественных и зарубежных периодических и продолжающихся изданиях. Около 100 документов содержат материалы по радиоактивности и радиоактивных элементах в среде обитания человека.

ПОБД "Устойчивое развитие природы и общества" (более 20000 документов с 1992 г. по текущий момент) рассматривает широкий спектр экологических вопросов. Более 500 работ из данного массива касаются различных аспектов управления системой обращения с радиоактивными отходами, мониторинга и риска радиоактивных загрязнений, радиоэкологического нормирования и радиационной безопасности.

Все базы являются БД библиографического типа и создаются на основе обязательного экземпляра отечественной литературы, иностранной литературы, поступающих в нашу библиотеку и вторичных источников информации. Поиск в базах данных возможен по ключевым словам из заглавия, аннотации или перевода заглавий, фамилии автора, редактора, составителей, году и месту издания, предметной рубрике, языку и виду документа или по комбинации нескольких параметров.

Базы данных ГПНТБ СО РАН отличаются от других подобных БД тем, что включают самые разнообразные типы документов: монографии, учебные пособия, статьи из периодических и продолжающихся изданий и научных сборников, материалы конференций, авторефераты диссертаций, карты, атласы, патенты, научные отчеты, методические рекомендации. Материал в базах данных систематизирован по предметным рубрикам, даются добавочные ссылки на другие области знания. Особенностью региональных баз данных ГПНТБ СО РАН является географическая рубрика, которая включает не только район исследований, указанный в статье, но и более крупную единицу физико-географического или административного деления, что позволяет легко найти публикации по нужному региону.

Работа по информационному сопровождению научных исследований в ГПНТБ СО РАН не ограничивается только созданием библиографических ресурсов. Отделом внедрен метод информационного обслуживания ИРИ – избирательного распространения информации, который предполагает регулярное предоставление информации абонентам по постоянно действующим запросам. Широко используется метод наукометрического анализа документальных потоков (ДП) по отдельным направлениям исследований для выявления их динамики и перспектив развития.

Нами был отобран ДП по теме "Природные и антропогенные радиоактивные элементы в окружающей среде Сибири и Дальнего Востока" из БД "Природа и природные ресурсы Сибири и Дальнего Востока", который составил 1550 документов за период с 1988 по 2007 гг. (материалы за 2008 г. были исключены из анализа, так как литературы 2008 г. издания еще активно поступает в фонды библиотеки). Краткий наукометрический ана-

лиз ДП позволил выявить его динамику, тематическую структуру, основные регионы исследований и ядерную группу журналов.

Временная динамика ДП отражена на рисунке 1 и демонстрирует устойчивый рост количества публикаций (особенно за последние 5 лет), что является свидетельством повышенного интереса ученых к исследуемой тематике.

В видовой структуре документов четко прослеживается преобладание материалов конференций, симпозиумов, рабочих встреч, съездов (около 55% ДИП). Конференции играют значимую роль в обмене информацией между учеными и специалистами не только на региональном, но и на международном уровне, а их материалы позволяют судить о состоянии современных научных и прикладных исследований. Необходимо отметить, что по рассматриваемой теме регулярно проводятся совещания и конференции, что является свидетельством активной работы специалистов в данной области. Некоторые конференции проводятся на постоянной основе, другие приурочены к определенным датам. Назовем лишь последние из них:

- ”Уран на рубеже веков: природные ресурсы, производство, потребление”: Международный симпозиум по геологии урана (Москва, 2000);
- ”Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы-биофилы в окружающей среде”: II Международные научно-практические конференции (Семипалатинск, 2002);
- ”Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека”: II Международная конференция (Томск, 2004);
- ”Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий”: Международная конференция (Москва, 2005);
- ”Радиационная защита и радиационная безопасность в ядерных технологиях”: IX Российская научная конференция (Обнинск, 2006).

Существенная часть ДП (около 30%) представлена статьями из научных журналов.

Наукометрический анализ позволил выделить так называемую “ядерную” группу журналов, постоянно публикующих материалы по заявленной тематике. К ним относятся:

- “Ядерный топливный цикл: энергетика, технология, экология, безопасность”;
- “Ядерная энергетика”;
- “Радиационная биология. Радиоэкология”;
- “Радиохимия”, “Journal of Environmental Radioactivity”.

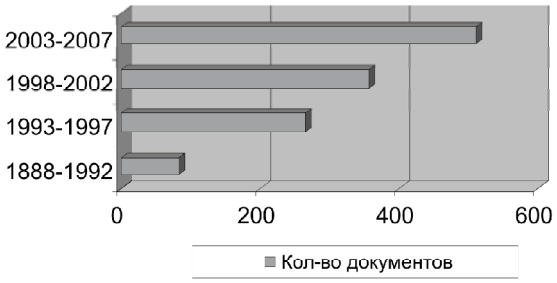


Рис. 1. *Динамика ДП во времени*

В тематической структуре ДП можно выделить следующие направления исследований:

- концентрация радиоактивных элементов в отдельных компонентах природного комплекса и радиоактивной загрязнение территории;
- влияние радиации на экосистемы и здоровье человека;
- современная радиационная обстановка регионов, транспорт радионуклидов;
- управление системой обращения с радиоактивными отходами;
- радиоэкологический мониторинг и нормирование.

На территории Сибири и Дальнего Востока географически все материалы можно объединить в следующие группы:

- территории, прилегающие к ядерным полигонам: Семипалатинскому (Алтайский край, Республика Алтай) и Новоземельскому и районам подземных ядреных взрывов –Якутия;
- морские акватории захоронения ядерных отходов и отработанных ядерных реакторов судов – Карское, Японское, Охотское моря;
- территории, прилегающие к комбинатам по переработке и обогащению ядерного топлива – Северск (Томская область), Красноярск;
- территории, прилегающие к разработкам месторождений радиоактивных элементов – Забайкалье.

Все материалы представлены в Интернете на сайте библиотеки www.spsl.nsc.ru (опции “Электронная библиотека” или “Электронные каталоги и БД”). Информацию из баз данных собственной генерации Отдела научной библиографии ГПНТБ СО РАН можно получить в традиционной форме по межбиблиотечному абонементу или в электронном виде по e-mail, обратившись по адресу onb@spsl.nsk.ru.

РАДИОАКТИВНОСТЬ КАМЕННЫХ УГЛЕЙ И ПРОДУКТОВ ИХ СГОРАНИЯ НА НЕКОТОРЫХ ТЭЦ ИРКУТСКОЙ ОБЛАСТИ

О.В. Садовская[1], А.В. Синицкая[2]

[1]Иркутский филиал ФГУП "РосРАО", Иркутск, Россия, lrc@radon.irkutsk.ru
[2]Иркутский государственный технический университет, Иркутск, Россия, lis@irk.ru

RADIO-ACTIVITY OF COALS AND PRODUCTS OF THEIR COMBUSTION ON SOME THERMAL POWER STATIONS OF IRKUTSK AREA

O.V. Sadovskaya[1], A.V. Sinitskaya[2]

[1]Irkutsk Branch of FSUE "RosRAO", Irkutsk, Russia
[2]Irkutsk state technical university, Irkutsk, Russia

Abstract. *The content of natural radioactive elements in coals of some deposits in Eastern Siberia, as well as in products of combustion of these coals on thermal power stations of Irkutsk area has been investigated. It is established, that Th-232 and Ra-226 both remain in solid products of combustion. K-40 is partially carried away with gaseous emissions. The quantity of carried-away K-40 is inversely proportional to the percentage of non-burnt fractions of coals.*

Известно, что каменные угли обладают естественной радиоактивностью, которая индивидуальна для каждого месторождения и в некоторых случаях имеет достаточно высокие значения [1]. При сжигании угля радионуклиды переходят в продукты сгорания, удельная радиоактивность которых значительно выше радиоактивности исходного минерала. Основная масса угля сжигается на крупных ТЭЦ, которые, как правило, расположены в границах промышленных центров. Воздушные выбросы ТЭЦ, ветровой унос радионуклидов из золоотвалов, их выщелачивание и поступление в поверхностные и подземные воды приводят к техногенному радиационному загрязнению наиболее густонаселенных территорий. Так, повышенное содержание естественных радионуклидов (ЕРН), обусловленное работой нескольких крупных ТЭЦ, обнаружено в г. Ангарске [2]. Золоотвалы ТЭЦ выводят из экономического оборота большие площади наиболее ценных земель вблизи крупных населенных пунктов. По данным "Иркутскэнерго", только в золоотвалы Иркутской области поступает ежегодно около двух миллионов тонн золы. Вместе с тем, зола ТЭЦ является ценным строительным материалом, который может использоваться в качестве активных и нейтральных ингредиентов при производстве бетонов, строительных растворов, при строительстве автомобильных магистралей, при рекультивации территорий [3, 4]. В настоящее время ставится задача возможно более полной утилизации золы, образующейся при сжигании каменного угля.

Как с точки зрения уменьшения отрицательного влияния ТЭЦ на радиоэкологическую обстановку, так и с точки зрения практического использования зол, образующихся при сжигании каменного угля, в качестве строительных материалов необходимо исследовать радиоактивность углей различных месторождений, а также закономерности перехода этой радиоактивности в продукты их сгорания. С этой целью нами проведено исследование радиоактивности углей различных месторождений, а также продуктов их сгорания на трех ТЭЦ Иркутской области: Усть-Илимской, Черемховской и Шелеховской. Характеристики исследованных углей представлены в таблице 1.

На каждой из ТЭЦ был произведен отбор представительных проб: угля, золы уноса из систем газоочистки, шлака из котлов и золо-шлаковой смеси из золоотвалов. Пробы отбирались как в действующих частях золоотвалов, так и в тех частях, которые не эксплуатируются несколько лет. Пробу в действующей части золоотвала Шелеховской ТЭЦ отобрать не удалось. Пробы высушивались до постоянной массы при температуре 100 °С, запаивались в пластиковые емкости и выдерживались в течение месяца для установления радиоактивного равновесия между радием и короткоживущими продуктами его распада. Затем проводилось определение удельной радиоактивности радионуклидов в образцах на ППД гамма-спектрометре с программным обеспечением ЛСРМ-2000.

На Усть-Илимской ТЭЦ сжигается смесь Бородинского и Жеронского углей в массовом отношении 2:1. Расчетное значение зольности сжигаемой смеси составля-

Таблица 1. *Характеристики исследованных углей*

Тип угля	Месторождение	Зольность, %	Теплота сгорания раб., ккал/кг
Бурый уголь	Ирша-Бородинский разрез Канско-Ачинского угольного бассейна	6,0%	3740
Каменный	Жеронский разрез Тунгусского угольного бассейна	14,0%	4336
Каменный уголь Г-6	Черемховский разрез Черемховского угольного бассейна	35,7%	3800-3920
Бурый уголь ЗБР	Мугунский разрез Мугунского месторождения	23%	4000

ет 8,7%. В таблице 2 приведены измеренные удельные активности естественных радионуклидов (ЕРН) в углях, а также расчетные значения удельной активности радионуклидов в сжигаемой на ТЭЦ смеси.

Удельные активности ЕРН золы и шлака для этой ТЭЦ, а также коэффициенты обогащения (Коб) и озоления (Коз) приведены в таблице 3.

Коб – отношение удельной активности данного радионуклида в золе или шлаке к удельной активности данного радионуклида в сжигаемом угле или смеси углей.

Коз – рассчитанное, исходя из зольности углей, отношение массы сжигаемого угля или угольной смеси к массе образовавшейся при этом золо-шлаковой смеси.

Для Черемховской ТЭЦ, работающей на угле Черемховского разреза, удельные активности ЕРН, угля, золы уноса и шлака, значения коэффициентов Коб и Коз представлены в таблице 4, а для Шелеховской ТЭЦ-5, использующей уголь Мугунского разреза в таблице 5.

Анализ полученных результатов позволяет сделать ряд выводов.

Коэффициенты обогащения котельного шлака для радионуклидов Ra-226 и Th-232 для всех трех ТЭЦ в пределах точности определения совпадают с коэффициентом озоления используемых углей. Коэффициент обогащения радием и торием золы уноса Усть-Илимской ТЭЦ также в пределах погрешности определения равен коэффициенту озоления используемой угольной смеси. Для Черемховской и Шелеховской ТЭЦ коэффициенты обогащения золы уноса по Ra-226 и Th-232 достоверно превышают коэффициенты озоления углей. Это показывает, что при сжигании углей радионуклиды Ra-226 и Th-232 полностью остаются в твердых продуктах сгорания: в золе уноса и шлаке. При этом имеет место обогащение радионуклидами золы уноса относительно шлака. Степень этого обогащения растет с увеличением зольности сжигаемых углей.

Коэффициенты обогащения по К-40 для золы и шлака для Шелеховской и Усть-Илимской ТЭЦ существенно меньше коэффициента озоления используемых углей. Для Черемховской ТЭЦ коэффициент обогащения по К-40 меньше, чем значение этого коэффициента для других радионуклидов. Это указывает на то, что значительная часть радиоактивного калия при сжигании угля уносится с газообразными продуктами горения. Причем, доля калия, уносимая с газообразными продуктами, обратно пропорциональна зольности угля.

Таблица 2. *Удельные активности углей и сжигаемой угольной смеси используемых на Усть-Илимской ТЭЦ*

Радионуклид	Тип угля, удельная активность ЕРН, Бк/кг		
	Бородинский	Жеронский	Сжигаемая смесь
К-40	76±3,5	311±47	154
Ra-226	3,5±2,5	54±5,4	20,3
Th-232	3,5±2,0	17±2,7	8,0

Удельная активность ЕРН в золо-шлаковой смеси золоотвалов в месте ее сброса хорошо коррелирует с радиоактивностью продуктов сжигания угля в пробах, отобранных непосредственно в котельных отделениях ТЭЦ. Содержание ЕРН в золо-шлаковой смеси в тех частях золоотвалов, которые не эксплуатируются несколько лет, существенно отличаются от содержания ЕРН в золошлаковой смеси эксплуатируемых частей золоотвалов, как по абсолютному содержанию радионуклидов, так и по соотношению между активностями отдельных радионуклидов. Возможно, эти отличия связаны с отличиями

Таблица 3. *Усть-Илимская ТЭЦ. Удельные активности ЕРН золы уноса, котельного шлака и золо-шлаковой смеси из золоотвала. Коэффициент озоления угля Коз и коэффициент обогащения радионуклидами продуктов сгорания Коб*

Радионуклид	Объект, удельная активность, Бк/кг. В скобках приведены значения коэффициентов обогащения Коб.			
	Зола уноса	Шлак из котла	Золо-шлаковая смесь из золоотвала около точки сброса	Золо-шлаковая смесь из законсервированной части золоотвала, подлежащей рекультивации
К-40	221±69 (1,4)	307±74 (2,0)	300±58 (1,95)	730±102
Ra-226	239±24 (11,8)	217±22 (10,7)	180±18 (8,9)	24±3
Th-232	81±9 (10,1)	80±8 (10,0)	73±7 (9,1)	15±3
Коз	11,7			

Таблица 4. *Черемховская ТЭЦ. Удельные активности ЕРН угля, золы уноса, котельного шлака и золо-шлаковой смеси из золоотвала. Коэффициент озоления угля Коз и коэффициент обогащения радионуклидами продуктов сгорания Коб.*

Радионуклид	Объект, удельная активность, Бк/кг. В скобках приведены значения коэффициентов обогащения Коб				
	Черемховский уголь	Зола уноса	Шлак из котла	Золо-шлаковая смесь из золоотвала около точки сброса	Золо-шлаковая смесь из золоотвала, вдали от точки сброса
К-40	230±44	590±90 (2,6)	446±89 (1,9)	530±80 (2,3)	753±105
Ra-226	33±6	175±18 (5,3)	89±9 (2,7)	132±13 (4,0)	159±16
Th-232	33±4	130±13 (3,6)	78±8 (2,4)	110±11 (3,3)	122±12
Коз	2,8				

Таблица 5. *Шелеховская ТЭЦ. Удельные активности ЕРН угля, золы уноса, котельного шлака и золо-шлаковой смеси из золоотвала. Коэффициент озоления угля Коз и коэффициент обогащения радионуклидами продуктов сгорания Коб*

Радионуклид	Объект, удельная активность, Бк/кг. В скобках приведены значения коэффициентов обогащения Коб				
	Мугунский уголь	Зола уноса	Шлак из котла	Золо-шлаковая смесь золоотвала вдали от точки сброса	
				Используемый	Вновь завезенный
K-40	153±84	118±34	326±68 (2,1)	372±52 (2,4)	482±63
Ra-226	32±11	32±5	259±26 (8,1)	169±17 (5,3)	89±9
Th-232	38±6	32±4	226±23 (5,9)	154±15 (4,1)	94±9
Коз	4,35				

в радиационных характеристиках использовавшихся ранее углей. Однако, учитывая, что на всех трех ТЭЦ в течение многих лет используются угли из одних и тех же угольных бассейнов, по крайней мере, часть этих отличий необходимо связать с миграцией ЕРН в золоотвалах. Детальное исследование миграции ЕРН в золоотвалах представляет практический интерес как с точки зрения возможности их поступления в окружающую среду, так и с точки зрения возможного практического использования золо-шлаковых смесей.

Значения эффективной удельной активности (Аэфф) золошлаковой смеси, поступающей в золоотвалы Усть-Илимской, Черемховской и Шелеховской ТЭЦ составляют 202±35, 323±35, 403±77 Бк/кг, соответственно. При использовании в качестве строительного материала золы Усть-Илимской и Черемховской ТЭЦ могут быть отнесены к строительным материалам первого класса ($А_{эфф}$<370 Бк/кг) и использоваться при строительстве жилых и общественных зданий. Зола Шелеховской ТЭЦ относится к строительным материалам второго класса и может быть использована при строительстве дорог и производственных сооружений.

На Шелеховской ТЭЦ были отобраны пробы угля, который сжигался на момент исследований, и поступающего на склад. Интервал между поставками более 6 месяцев. Как видно (табл. 5), радиационные характеристики этих углей идентичны, что свидетельствует об однородности радиационных характеристик угля Мугунского разреза.

Результаты, представленные в настоящей работе, могут быть использованы при прогнозировании радиационного воздействия угольных ТЭЦ на окружающую среду.

Литература

1. *Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М. : Энергоиздат, 1982.*
2. *Синицкий В.В., Черняго Б.П., Мироненко С.Н. Создание карт радиационной обстановки города Ангарска Иркутской области. – Настоящий сборник.*
3. *Зола уноса тепловых электростанций для бетонов. – ГОСТ 2581891.*
4. *Назиров Р.А. Развитие научных основ и методов получения строительных материалов с заданными радиационно-экологическими свойствами : автореф. дис. … докт. техн. наук. – Красноярск, 2003.*

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ЭФФЕКТИВНОСТЬ РАЗЛИЧНЫХ МЕТОДОВ КОНТРОЛЯ РАДИАЦИИ И РАСЧЕТ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ

Ж.А. Свамбаев

FTB “Company”, Алма-Ата, Республика Казахстан, svaman@ok.kz, svaman1@rambler.ru

BIOLOGICAL EFFICIENCY OF VARIOUS METHODS OF THE RADIATING CONTROL OVER CALCULATION OF DOZES OF AN IRRADIATION

Z.A. Svambaev

FTB “Company”, Alma-Ata

Abstract. *In work authors inform biological efficiency of a various quality monitoring of radiation with use of young growing animals and embryos. Authors consider at use in experiences of animals and embryos it is necessary to define specific sensitivity of used object an estimation of a situation. In opinion of authors calculation of a doze of an irradiation and physical gauging not completely provides safety of an organism from negative influence of the radioactive beginnings.*

В работе с радиоактивными материалами основу безопасности и обеспечение жизнедеятельности составляет вопросы контроля уровни радиации. Основной целью радиационного контроля является обеспечение основных дозовых пределов и производственных уровней радиационно-опасных факторов. Эти параметры устанавливаются нормативными документами по обеспечению радиационной безопасности, где предусмотрено получение информации, необходимой для оптимизации защиты и принятие решений о возможности вмешательства в случаях повышенного радиационного воздействия на людей и, особенно, на персонал, непосред-

ственно выполняющий работу на опасном участке, загрязнения объектов окружающей среды. Поэтому во всех предприятиях с целью недопущения бесконтрольности по радиационному воздействию обеспечивается оперативный радиационный контроль над состоянием обстановки [1–4].

При установлении оперативного радиационного контроля на местах все работы должны согласоваться с территориальными органами, непосредственно осуществляющие постоянный контроль за деятельностью объекта, где сосредоточен непосредственный источник радиационно-опасных факторов.

Во всех случаях радиационного контроля объектов значения контрольных уровней осуществляется исходя из принципа оптимизации с учетом нижеследующих критериев:

- неравномерности радиационного воздействия во времени;
- сохранения уже достигнутого уровня радиационно-опасных факторов в контрольной точке ниже допустимого и дальнейшего его снижения;
- учет эффективности мероприятий по улучшению радиационной обстановки согласованный с органами госсанэпидслужбы.

В основу принципа организации радиационного контроля на предприятиях добычи и переработки урана входят следующие задачи.

Установление границ контролируемых зон на предприятиях добычи и переработки урана, определяется специалистами, кроме того, на данной территории ведется постоянный контроль уровней радиационно-опасных факторов физическими методами анализа и математическими расчетами. Однако, как показывают опыты, расчеты и физические замеры, т.е. данные не полностью обеспечивают безопасность. Во-первых, необходимо использовать персональные данные с учетом физиологического, клинико-биохимического состояния организма персонала в одном случае, а в другом, то есть математический расчет биологического состояние не дает конкретного результата обеспечивающий безопасность. Мы считаем необходимым при определении критерия безопасности ввода биологического теста, предварительно определив фармакодинамику опасного реагента в данном случае урана для организма [3–7].

Для определения распределения в организме и биологической оценки дозы урана мы использовали методику “Чесни и Мак Курда” (1934), принятой в медицинской практике для определения усвояемости биологических препаратов. В результате установлены некоторые отличия в расчетах между физическими и биологическими оценками. Так, например, суммарный предельный уровень в источнике радиационно-опасного фактора не превышающий 5 мЗв в год по нормам замеров физическая величина является допустимым уровнем. А контроль допустимых уровни радиационно-опасных факторов альфа излучающих радионуклидов ряда урана 238, где эффективная доза соответствующий 20 мЗв в год, при расчете в производственных условиях с учетом объема выдыхаемого воздуха $2{,}4 \times 10^3$ м^3 в год количество поступающего урана равняющиеся на человека 500 мг в течение года является тоже допустимым. Эти показатели согласно физическим замерам и показаниями приборов соответствует безопасным уровням. Однако при введении подопытным цыплятам указанную дозу вызывает смерть и уран в организме распределяется неодинаково (рис. 1). При этом максимальное количество урана в организме откладывается в костях, на втором месте по количеству отложенного урана является печень, и в убывающем порядке идут другие органы и ткани. Поэтому, учитывая динамику распределения в организме радиоактивных элементов, в частности урана, можно использовать молодых растущих животных как модель по определению токсичности и радиоактивности. При использовании молодых организмов для определения тест дозы по безвредности необходимо учитывать видовую чувствительность животных.

Для горнодобывающих предприятий возможна оценка вклада в эффективную дозу долгоживущих альфа излучающих радионуклидов расчетным путем по результатам исследования производственной пыли на содержание урана-238.

И в данном случае, поскольку в равновесном семействе урана присутствуют 5 долгоживущих альфа активных радионуклидов, то суммарная альфа активность может быть рассчитана по формуле:

$$C_{ДРН} = 50 - 6C_п \cdot C_u,$$

где $C_{ДРН}$ – суммарная альфа активность воздуха рабочей зоны (Бк/м^3); $C_п$ – среднегодовая запыленность воздуха рабочей зоны (мг/м^3); C_u – удельная активность урана-238 в производственной пыли или пылеобразующем материале (Бк/кг).

Однако выше приводимая методика не полностью отвечает требованию, потому что суммарная альфа активность воздуха рабочей зоны на прямую зависит от непосредственной запыленности воздуха рабочей зоны.

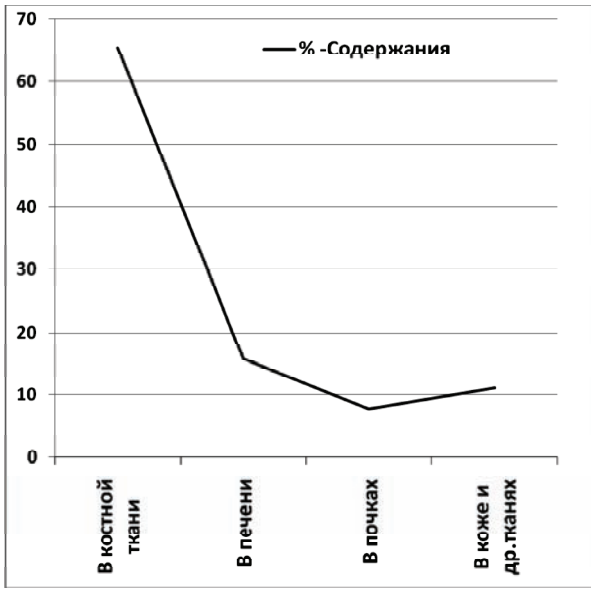


Рис. 1. *Содержание урана в организме после нагрузки (%)*

При этом необходимо учитывать, что определенные пылевые частицы в некоторых случаях поглощают альфа лучи и часто получается занижение альфа-активности при замерах. Этот же сухой остаток, введенный в организм подопытных животных, часто дает результат радиационно-токсического эффекта с последующими отдаленными последствиями.

Допустимым уровнем объемной активности равновесного урана в воздухе рабочей зоны горнорудных предприятий добычи и переработки урана считаются соответствующим дозе 20 мЗв/год, является 0,16 Бк/м^3 (1/5 от величины допустимого значения суммарной альфа активности), а допустимым уровнем удельной активности равновесного урана в пыли – 160 C_n кБк/кг, т.к., согласно НТД, удельная активность урана в производственной пыли 40/C_n создает дозу 5мЗв/год.

Несмотря на расчеты и замеры при применении указанных доз на развивающихся эмбрионах, проявляется у 10% эмбриотоксический эффект и у 17% регистрируется тератогенный эффект. Мы считаем, что в расчетах, видимо, допущена ошибка в результате обобщения конкретного случая.

Для обеспечения гарантированной радиационно-токсикологической безопасности необходимо проводит одновременный биологический контроль радиации объекта, с использованием эмбрионов подтверждающих правильность и безопасность расчетов и замеров.

Использования молодых растущих организмов и эмбрионов для оценки радиационно-токсикологической ситуации является гарантией по обеспечению защиты и профилактики окружающей среды.

Литература

1. *Свамбаев Ж.А. Обеспечение охраны труда при получении пероксида урана // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2–4 марта 2009 г. – [М., 2009].*
2. *Тусупбекова С.Т., Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А. и др. Влияние токсической дозы урана на содержание DL-α-токоферола и селена в организме // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 02–04 марта 2009 г. – [М., 2009].*
3. *Свамбаев Ж.А., Свамбаев Е.А., Султанбеков Г.А. и др. Значение горнорудного производства в распространении токсических элементов // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде : докл. V междунар. научно-практич. конф. 5–18 октября 2008 г. – Т.2. – Семей, 2008. – С.366–370.*
4. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Промышленно-токсикологическая опасность добычи урана методом подземного выщелачивания // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
5. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Токсикологические значения отходов при добыче и переработке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
6. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Особенность обеспечения радиационно-токсикологического контроля при транспортировке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
7. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебник для вузов. – Алма-Ата, 2004.*

РАДИАЦИОННО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКАЯ ОПАСНОСТЬ АКТИВНОГО ИЛА, ПОЛУЧЕННОГО ИЗ ОТХОДОВ НЕФТИ МИКРОБИОЛОГИЧЕСКИМ СИНТЕЗОМ

Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, С.Т. Тусупбекова, Г.А. Султанбеков, А.С. Свамбаев

ГТВ "Company", Алма-Ата, Республика Казахстан, svaman1@rambler.ru, svaman@ok.kz

RADIATING TOXICOLOGICAL DANGER OF ACTIVE SILT RECEIVED FROM WASTE PRODUCTS OF OIL MICROBIOLOGICAL SYNTHESIS

Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, S.T. Tusupbekova, G.A. Sultanbekov, A.S. Svambaev

FTB "Company", Alma-Ata, Republic of Kazakhstan

Abstract. *Authors in work inform on results of work on studying radiating toxicological danger of active silt received of waste products of oil microbiological synthesis with use of producers (microorganisms). By researches have been established that active silt contains radioactive elements which cause radioactive radiation and toxicity.*

В микробиологической промышленности с большим успехом используют одноклеточные организмы для получения кормового белка. Несмотря на то, что они не зависят от природных условий, возникли трудности в процессе переработки непищевого сырья в корма для животных. Образование большого количества сточных вод представляет определенную опасность для окружающей среды. Поэтому ученые – технологи с давних пор трудятся над разработкой безотходной технологии получения кормовых дрожжей, которые восполнят недостающий белок рациона животных [1–3]. Активный ил высокобелковый продукт, состав ила приводим на рисунке 1.

В активном иле полученного микробиологическим синтезом содержится в среднем 44% сырого протеина, 1,3% свободные жирные кислоты, 22,35% сырой золы. А также в одном килограмме продукта обнаружено: витамин B_{12} (цианкобламин) и 9,5 мг витамина B_1 (тиамин), по содержанию сырого протеина продукт не уступает кормовым дрожжам. В связи с этим в нашу задачу вхо-

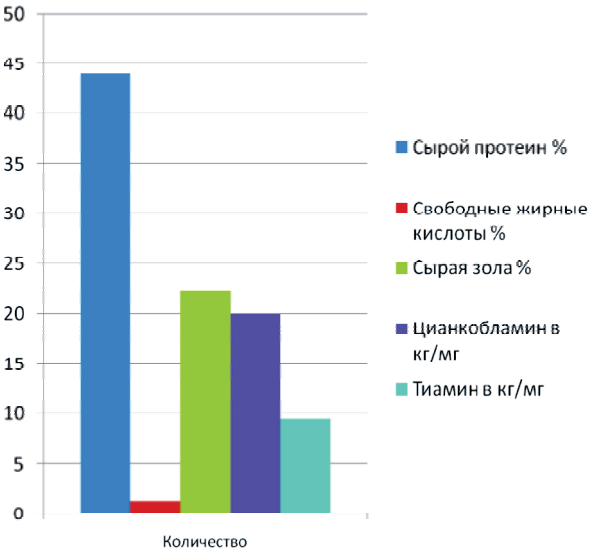


Рис. 1. *Основные биохимические параметры активного ила полученного микробиологическим синтезом из нефтяных отходов*

дила радиационно-токсикологическая оценка активного ила на цыплятах-бройлерах. Были проведены две серии опытов, в каждой из которых было сформировано по принципу аналогов (порода, масса тела, состояние остаточного желтка, здоровье) 5 групп цыплят в суточном возрасте по 300 голов в каждой. Цыплята-бройлеры содержались одним сообществом на глубокой несменяемой подстилке в условиях микроклимата, отвечающего зооветеринарным требованиям.

Все цыплята-бройлеры получали один и тот же основной рацион, составленный в соответствии с рекомендациями МСХ СССР (1970) по нормированному кормлению птиц. Кормление цыплят осуществлялось вволю. Поение осуществлялось вволю водопроводной водой. Состав рациона и схему опытов в настоящей работе не приводим, так как они аналогичны с опытами по изучению ветеринарно-токсикологической оценке активного ила [4–7].

Опыты по изучению радиационно-токсикологической оценке активного ила на цыплятах – бройлерах были проведены в 3 периода. В первый цыплята – бройлеры в возрасте 1–4 дн. получали нулевой рацион без добавок испытуемых препаратов. Во второй (с 5-дневного и до 30-дневного возраста) они получали основной рацион, к которому добавляли испытуемый препарат в соответствии со схемами опытов.

Исследования показали, что добавка активного ила к рационам в количестве 1, 2, 4, и 7,5% к массе рациона в течение первых 40–45 дн. не оказывали существенного влияния на рост, развитие и жизнеспособность цыплят, однако, дальнейшее скармливание приводило к гастроэнтеритам (понос), которые в последствии не поддавались лечению сульфаниламидами и нитрофурановыми препаратами, а также антибиотиками. Все это вело к отставанию в росте и в развитии.

У 58-дневных цыплят и цыплят старших возрастов отмечалось вначале нарушение координации движений, а затем цыплята “садились на ноги” и с трудом передвигались к кормушкам. При этом в опытах такие симптомы были отмечены в группах 2–5 у 15, 35, 80 и 100% особей.

Если в первый месяц жизни отход в основном происходил по причинам, не связанным со скармливанием активного ила (нерассосавшийся желток, расклев, энцефаломоляция и т.д.). То уже со второго месяца жизни (примерно с 45–48 дн.) причиной его стало скармливание активного ила в дозах 7,5 и 15%. К концу опытов (к 90-дневному возрасту) отход цыплят был в основном обусловлен скармливанием активного ила, при этом он имел активную корреляцию с введенным количеством.

При патологоанатомическом вскрытии павших цыплят всегда наблюдалось истощение, геморрагическое воспаление желудка и тонкого отдела кишечника, перерождение печени, искривление киля, как это часто наблюдается при рахите, утолщение суставов конечностей, глубокое окостенение трубчатых костей, особенно в эпифизарных и диафизарных частях, с последующим уменьшением объема костного мозга.

В активном иле обнаружено 700 мг в килограмме продукта химического элемента стронция. Дозиметрическими измерениями образцов активного ила было установлено (рис. 2), что в различных партиях продукта разный уровень радиации.

Исследования показали, что в сыворотке крови под влиянием длительного скармливания активного ила снижалось содержание общего белка, общего кальция при почти неизменном или повышенном содержании неорганического фосфора, повышалось содержание сахара, холестерина, щелочной фосфатазы. Эти изменения указывали на серьезные нарушения кальциево-фосфорного обмена, на угнетение деятельности щитовидной железы, печени и некоторых ферментативных систем организма. Нарушение кальциевого-фосфорного обмена хорошо коррелировало с искривлением киля и нарушением процесса костеобразования, которое всегда отмечалось при патологоанатомическом вскрытии павших цыплят. Эти находки дали повод предполагать, что в актив-

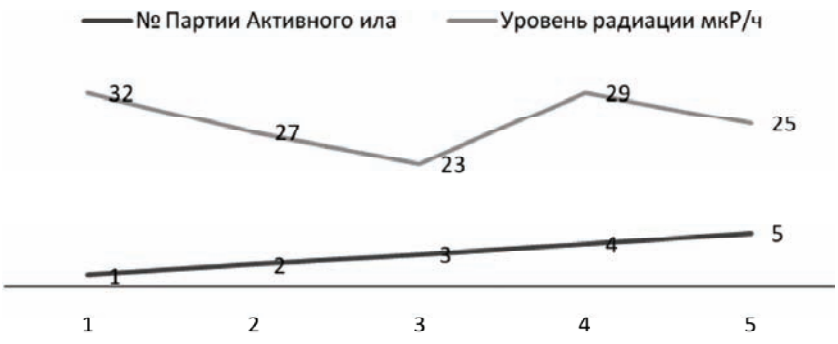


Рис. 2. *Уровень радиации в образцах активного ила (мкР/ч)*

ном иле присутствуют токсические агенты, которые вызывают хроническое отравление у цыплят-бройлеров с вовлечением в процессы таких органов, как щитовидная железа, печень, костная ткань, и др. При этом наблюдалось нарушение белкового (общий белок, креатинин, ферменты), жирового (холестерин), углеводного (сахар), минерального (кальций, фосфор, щелочная фосфатаза) и витаминного обменов. И чем выше была доза и дольше она воздействовала на организм, тем ярче и отчетливее проявлялись эти нарушения.

Содержания в активном иле радиоактивных токсических элементов, таких как стронций и другие обусловливал хроническую токсичность с отдаленными последствиями и с нарушениями обмена веществ организма.

Литература

1. *Тусупбекова С.Т., Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А. и др. Влияние токсической дозы урана на содержание DL-α-токоферола и селена в организме // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, г. Москва, 2–4 марта 2009 г. – [М., 2009].*
2. *Свамбаев Ж. А. Обеспечение охраны труда при получении пероксида урана // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2–4 марта 2009 г. – [М., 2009].*
3. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Промышленно-токсикологическая опасность добычи урана методом подземного выщелачивания // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
4. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Токсикологические значения отходов при добыче и переработке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
5. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Особенность обеспечения радиационно-токсикологического контроля при транспортировке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
6. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Экономическая эффективность проведения экотоксикологических работ по обеспечению предельно допустимых выбросов в хвостхранилище // Мат. междунар. научно-практич. конф. / МОиН РК, КазНТУ им. К.И. Сатпаева ; Ин-т экономики и бизнеса. – Ч.2. – Алма-Ата, 2007 г.*
7. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебник для вузов. – Алма-Ата, 2004.*

БИОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА, КОНТРОЛЬ ИСТОЧНИКОВ И ФАКТОРОВ РАДИАЦИОННО-ТОКСИКОЛОГИЧЕСКОЙ ОПАСНОСТИ ПРИ ДОБЫЧЕ УРАНА

Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, Г.А. Султанбеков, А.С. Свамбаев

ГТВ “Company”, Алма-Ата, svaman1@rambler.ru, svaman@ok.kz

BIOLOGICAL ESTIMATION, THE CONTROL OF SOURCES AND FACTORS OF RADIATING TOXICOLOGICAL DANGER AT EXTRACTION OF URANIUM

Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, G.A. Sultanbekov, A.S. Svambaev

FTB “Company”, Alma-Ata

Abstract. *Authors of work inform features of a biological estimation and the control of sources and factors of radiating -toxicological danger over extraction of uranium. In opinion of authors a biological estimation of safety and the control of sources and factors of radiating toxicological danger at extraction uranium should lean on results of biological experiments on studying chronic toxicity and the remote consequence with use as the test embryos of female quails or on bees.*

Производство урана сопровождается высокой радиационной опасностью, кроме того имеется большая химическая токсичность из-за загрязнения окружающей среды высокотоксичными химическими трансурановыми элементами, которые являются радиоактивными.

Гамма уровень в растворе урана зависит от содержания ^{234}U и ^{235}U изотопов и колеблется в пределах от 40 до 70 мкР/ч, однако этот показатель не является стандартным, иногда бывают высоким при извлечении большого количества из подземного пласта ^{234}U и ^{235}U изотопа урана (рис. 1).

Известно, что при одинаковом уровне поступлении в организм радионуклидов токсическое действие альфа лучей в 200 разов выше, чем гамма лучей на втором месте идет по токсичности бета радионуклиды, на третьем месте нейтроны и на последнем месте гамма нуклиды. В основном дозы внутреннего облучения формируется за счет альфа радионуклидов. Кроме того, при добыче урана токсичность повышается в результате высокого содержания особо опасных элементов в растворе, что необходимо учитывать при ликвидации радиа-

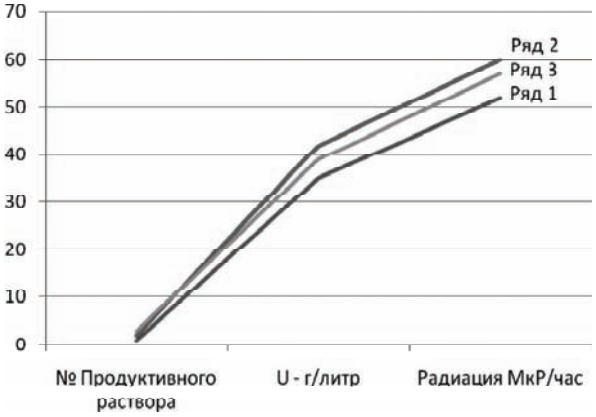


Рис. 1. *Радиационный показатель продуктивного раствора урана*

ционных и токсикологических последствий в чрезвычайных ситуациях в аффинажном производстве урана [1–5].

Источниками радиационной и токсикологической опасности на предприятиях подземного скважинного выщелачивания урана являются естественные радионуклиды уран – ториевого ряда, содержащиеся в технологических растворах, в готовой продукции, в радиоактивных отходах, на поверхности технологического оборудования, транспортных средств и упаковок [6–8].

Из технологических растворов наиболее радиационно-токсикологический опасным является продуктивный раствор, который содержит большое количество урана в сравнении с маточным и выщелачивающим растворами (рис. 2).

В десорбате количество урана составляет от 30 до 60 г в литре [8–10].

В десорбате присутствуют все основные радионуклиды ряда урана 238, такие как торий-234, протактиний-234, уран-234, радий-226, радон-222, полоний-214, 218, 210 и др. Кроме того, в урановом производстве используют высокотоксичные вещества, такие как концентрированная серная кислота, пероксид водорода H_2O_2, аммиак водный с содержанием NH_3 – не менее 25%. Работы, связанные с переработкой продуктивных растворов представляют не только радиационную опасность, но и токсикологическую. Поэтому необходимо усилить работы промышленного токсикологического менеджмента нацеленного на недопущения выбросов и загрязнения окружающей среды токсичными и радиоактивными веществами.

На рабочих местах персонала активность естественного урана не превышает 10^8 Бк, поэтому работа с технологическими растворами на участке их переработки относится к работам 2-го класса с радиоактивными веществами в открытом виде, в химическом отношении класс работы относиться к особо опасной категории. На остальных территориях активность урана на рабочих местах не превышает 10 Бк, поэтому здесь работы относятся к 3-му классу.

Во время работы по добыче урана персонал может подвергаться внешнему и внутреннему облучению.

Источниками внешнего облучения могут служить загрязненные участки территории, технологическое оборудование, в котором находятся содержащие естественные радионуклиды технологические растворы, упаковки с готовой продукцией и радиоактивными отходами. Характеристикой степени радиационной опасности источников внешнего облучения является мощность дозы гамма излучения, измеряемая в микрозивертах в час (мкЗв/ч).

В результате попадания через органы дыхания или через кожный покров радиоактивных веществ, происходит внутреннее облучение организма. В основном источниками и факторами радиационно-токсикологической опасности служит загрязненная рука, спецодежда, оборудования, технологические растворы и другие предметы, непосредственно связанные с процессом добычи и переработки урана. При внутреннем облучении наибольшую опасность как радиационную, так химическую представляют альфа излучающие радионуклиды уран-ториевого ряда и продукты распада радона [7–10].

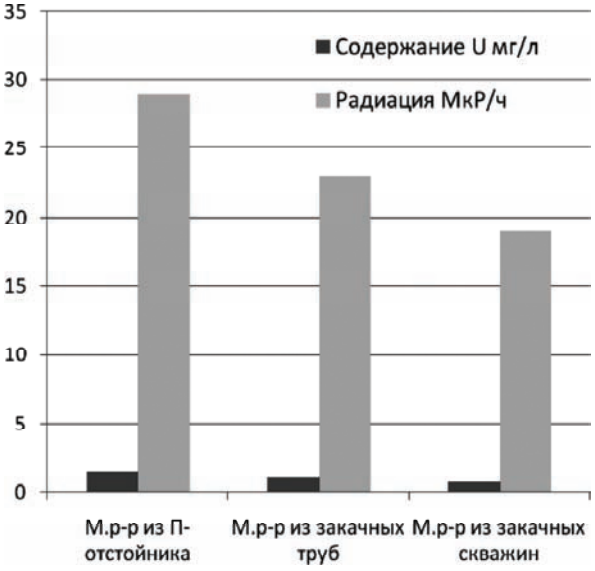


Рис. 2. *Содержание урана в маточном растворе*

Известно, что допустимые уровни радиационных факторов и дозы облучения персонала установлены и приводится в НРБ-99. В качестве регламентируемого параметра нормами приняты основные дозовые пределы и их производные для условий многофакторного воздействия. В нормативном документе НРБ-99 в качестве основных дозовых пределов установлены годовая эффективная и эквивалентные дозы на хрусталик глаза, на кожу, на кисти и стопы.

Многие авторы часто незаслуженно пренебрегают вопросами токсикологии. Так, например, в нормативных документах на определенном уровне приводятся ориентировочный уровень радиации, и почти нет показателя острой, хронической токсичности и отдаленные последствия.

Такое действие не позволяет давать биологическую оценку, контроль источников и факторов радиационной токсикологической опасности проводимой работы при добыче урана и его последствия организму и для окружающей среды в целом.

При оценке основных характеристик радиационной опасности альфа излучающих радионуклидов ряда уран-238, соответствующие эффективной дозе 20мЗв/год в производственных условиях при объеме воздуха $2{,}4 \times 10^3$ $м^3$/год берется ориентировочно исходя от дозы годового поступления урана в организм человека, составляющий 500 мг. Однако при испытании указанной дозы на эмбрионах она вызывает у 60% уродство. Поэтому биологическая оценка безопасности и контроль источников и факторов радиационной токсикологической опасности при добыче уран должен опираться на результатах биологических экспериментов по изучению хронической токсичности и отдаленного последствия с использованием в качестве теста перепелиные эмбрионы или пчелиный расплод.

Литература

2. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Промышленно-токсикологическая опасность добычи урана методом подземного выщелачивания // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
3. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Токсикологические значения отходов при добыче и переработке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
4. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Особенность обеспечения радиационно-токсикологического контроля при транспортировке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов, Москва, 2007 г. – [М., 2007].*
5. *Свамбаев [Ж].А., Свамбаев Е.А., Султанбеков Г.А и др. Уран өндірісінін экотоксикологиялык кауіптілігі. – // Журнал Жаршы – Алма-Ата, 2003. – №7.*
6. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебник для вузов. – Алма-Ата, 2004.*
7. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Экономическая эффективность проведения экотоксикологических работ по обеспечению предельно допустимых выбросов в хвостхранилище // Мат. междунар. научно-практич. конф. / МОиН РК, КазНТУ им. К.И. Сатпаева ; Институт экономики и бизнеса. – Ч.2. – Алма-Ата, 2007.*
8. *Мосинец В.Н., Грязнов М.В. Урандобывающая промышленность и окружающая среда. – 1983.*

ЭНЕРГЕТИЧЕСКАЯ СТРАТЕГИЯ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ: НАСКОЛЬКО ТОЧНЫ ПРОГНОЗ И РЕШЕНИЕ СТРОИТЬ АТОМНУЮ СТАНЦИЮ?

С.В. Симак[1], А.В. Торопов[2], В.А. Чупров[3]

[1]Социально-экологический Союз, Самара, Россия, simak-sergey@rambler.ru
[2]Сибирское информационное агентство, Томск, Россия, altoropov@yandex.ru
[3]Гринпис России, Москва, России, vtchoupr@greenpeace.org

ENERGY STRATEGY OF TOMSK PROVINCE: IF THE FORCAST AND NUCLEAR POWER PLANT CORRECT DECISIONS?

S.V. Simak[1], A.V. Toropov[2], V.A. Chuprov[3]

[1]Socio-Ecological Union, Samara, Russia
[2]Siberian Information Agency, Tomsk, Russia
[3]Greenpeace Russia, Moscow, Russia

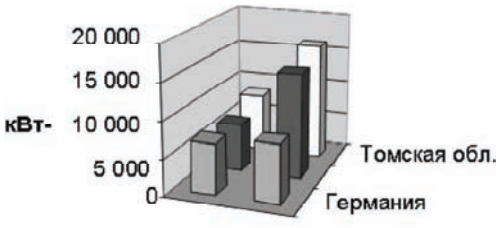
Abstract. *In 2007–2008 the Tomsk Region authorities developed a Regional Energy Strategy to be applied before 2020. After a presentation by the Governor of the Tomsk Region the Regional Parliament (Duma) finally approved the Strategy by its Resolution №1008 of 28 February 2008.*
The Strategy is based on a nuclear-coal scenario with a 5% annual power consumption growth. The twofold growth of power consumption by 2020 is to be achieved through construction of two 1,150 MW reactors. The efficiency of the fossil fuel power sector will remain at the present level of 23 to 29%. This article is an assessment of the Strategy and suggests an alternative nuclear-free scenario.

В 2007–2008 гг. исполнительной и законодательной властями Томской области велась работа по разработке Энергетической стратегии Томской области на период до 2020 г. (далее Стратегии). После внесения Губернатором Томской области Государственная Дума Томской области одобрила Стратегию Постановлением №1008 от 28 февраля 2008 года.

В настоящей статье предлагается оценка проекта Стратегии с точки зрения корректности выбранных вариантов развития энергетического комплекса области. Предметом настоящей статьи является электроэнергетика и тепловое хозяйство.

Электропотребление. Удельное потребление электроэнергии в Томской области – 8 200 кВт-ч на человека в год – превосходит среднероссийские показатели (6600 кВт-час) и показатели для развитых стран, например, удельный уровень электропотребления Германии – 7000 кВт-ч на человека в год (потребление электроэнергии по данным на 2005 г. составило 8,513 млрд кВт-часов. Население области на 2005 г. – 1 млн 35 тыс. человек.).

Несмотря на очевидный изначально высокий удельный уровень электропотребления, Стратегия нацеливает на его дальнейший рост до 11000–16300 кВт-ч на человека в год к 2020 г. при росте абсолютных показателей электропотребления с нынешних 8,5 млрд кВт-ч до 11,5–16,9 млрд кВт-ч к 2020 году (рис. 1). (С учетом де-



	2005	2020
Германия	7000	8000
Россия	6600	14500
Томская обл.	8200	16300

Рис. 1. *Сравнение удельного электропотребления Томской обл., России и Германии (кВт-ч/чел.год)*

популяции области, удельное электропотребление будет еще выше).

Авторы Стратегии объясняют необходимость такого значительного роста вводом в действие Бакчарского ГМК, ростом нефтегазовой, деревообрабатывающей отраслей и развития нефтехимии.

Однако, в соответствии с той же Стратегией, добыча нефти в области будет только падать: даже в соответствии со "стратегическим" вариантом развития – почти на 20% к 2020 г. Причем такое падение связано не столько с недостатком капиталовложений в нефтедобычу, а с выработкой основных месторождений. Даже в 2006 г., когда объемы геологоразведочных работ вышли на уровень требуемых показателей для обеспечения минимально необходимого производства, компенсация добычи запасов составила только 27,9%.

Ситуация с добычей газа также несильно отличается. В лучшем случае к 2020 г. удастся сохранить нынешний уровень добычи 4,79 млрд м^3 против 5,04 млрд м^3 в 2005 г.

Говоря о развитии деревообрабатывающей отрасли, последняя может во многом обеспечивать себя за счет отходов лесопереработки.

Рост электропотребления очевиден в жилищной и коммунальной сфере (где российские показатели, пока отстают от показателей развитых стран), а также нефтехимии и металлургии с вводом Бакчарского ГМК. Отсутствие расчетных данных по этим секторам не позволяет оценить, насколько корректно почти двукратное увеличение электропотребления за счет этих секторов потребления.

Почему так важна оценка и прогноз электропотребления? В зависимости от точности прогноза, а также готовности властей и бизнеса рационализировать нынешнее электропотребление зависят инвестиционные планы по строительству новых электрических мощностей.

Дополнительные 8 млрд кВт-ч электроэнергии будут означать необходимость строительства или закупки, как минимум, дополнительных 1450 МВт (без учета нынешнего дефицита) мощности (при нынешнем коэффициенте использования установленной мощности – 63%) – при установленной располагаемой электрической мощности на территории Томской области 989 МВт г. выработка электроэнергии составила в 2005 г. 5,47 млрд кВт-ч, что означает, что коэффициент использования установленной мощности составляет 63%. Для сравнения: это почти в 1,5 раза больше, чем вся современная установленная мощность Томской области (до вывода реактора по наработке плутония на СХК). А стоимость строительства только 1 500 МВт атомных мощностей, которыми предлагается закрывать дефицит, оценивается приблизительно в 75 млрд рублей. Для сравнения: бюджет Томской области составляет порядка 20 млрд рублей.

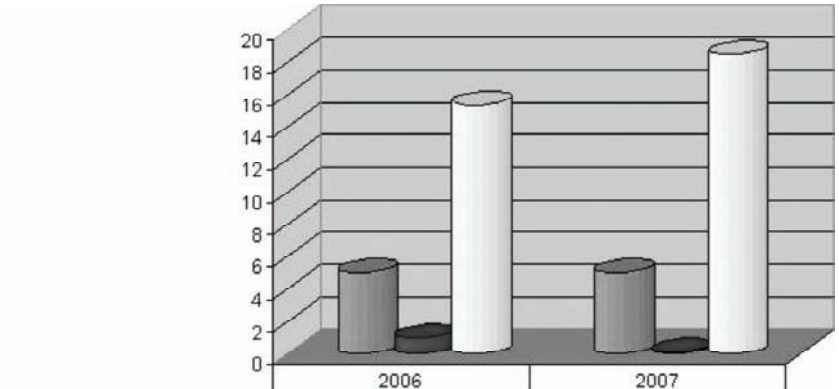
Руководство области намерено развивать экономику классическим путем по принципу "увеличение топливопотребления = увеличение ВВП". А именно: ежегодный 6% рост ВРП области (после 2010 г.) будет обеспечиваться 4–5% ростом электропотребления. При этом опыт развития индустриальных и постиндустриальных стран показывает, что каждый процент роста ВВП может сопровождаться 0,3% и ниже ростом энергопотребления.

В 2006 и 2007 гг., когда разрабатывалась Стратегия, темпы роста электропотребления составили 1 и 0,1% по отношению к предыдущему году соответственно. При этом рост валового регионального продукта (ВРП) составил 15,4% в 2006 г. и 18,5% – в 2007 г. Несмотря на то, что оценка роста ВРП дана с учетом цен соответствующих лет, даже с учетом инфляции можно утверждать, что рост ВРП Томской области значительно (в несколько раз) превышал в эти годы 1% и уж тем более 0,1% рост электропотребления (рис. 2).

Выбранный для Томской области подход означает технологическую стагнацию и исключает провозглашенную президентом страны инновацию и модернизацию российской экономики.

Кроме того, такой подход является одним из обоснований для строительства в области атомной станции, что ведет к дополнительным экологическим и экономическим рискам для всего региона. В соответствии со Стратегией, "при сдерживающих темпах электропотребления (порядка +2% в год – прим. авт.) развитие ядерной энергетики до 2020 г. вряд ли обоснованно".

Необходимо отметить, что Стратегия включает мероприятия по энергосбережению на стадии конечного потребления. Более того, "создание условий для перевода региона на энергосберегающий путь развития и организации системы рационального использования



	2006	2007
Запланированный рост электропотребления %	5	5
Рост электропотребления факт. %	1	0,1
Рост ВРП факт. %	15,4	18,5

Рис. 2. *Рост ВРП и электропотребления в Томской области*

топливно-энергетических ресурсов в энергетике и в других отраслях хозяйственного комплекса области" является одним из приоритетов развития ТЭК области.

Однако содержание Стратегии заставляет усомниться, что это направление является приоритетным. Общий потенциал энергосбережения области (не только в тепло- и электроэнергетике) составляет 1,47 млн тонн условного топлива (т у.т.) при общем энергопотреблении, по разным оценкам, 8,1 млн т у.т. или 7,86 млн т у.т. (в том числе 4,67 млн т у.т. на предприятиях электроэнергетики и теплового хозяйства). Соответственно, это 18-19% от общего объема всей первичной производимой энергии.

Несмотря на почти 20% теоретический потенциал энергосбережения, Стратегия фактически одобряет тезис, что экономически целесообразный потенциал энергосбережения для регионов Сибири составляет – 7–10% от теоретического энергопотребления. Более того, в соответствии со Стратегией, экономически реализуемый потенциал энергосбережения по всем отраслям (не только в тепло- и электроэнергетике) по оценкам, приводимым в Стратегии, еще ниже – 8,2, 52,9 и 495 тыс. т у.т. (последний показатель к 2012 г.) или 0,1, 0,67 и 6,3% от общего энергопотребления в 7,86 млн т у.т., соответственно.

При этом в Стратегии не дана финансовая оценка мероприятий по энергосбережению, как и оценка снижения спроса на электро- и тепловую энергию в перспективе за счет рационализации энергопотребления.

Потребление тепловой энергии. Всего область производит и потребляет 12,30 млн Гкал тепловой энергии из них:

- 5,65 млн Гкал в промышленности;
- 6,65 млн Гкал в коммунальном и бытовом хозяйстве;
- 1,44 млн Гкал (11,7%) теряется при транспортировке в магистральных сетях (данные на 2005 г.).

С 2000 г. идет постоянное снижение теплопотребления, причем как в коммунально-бытовом (на 16,3%), так и промышленном (на 10,3%) секторах (приведено к данным 2005 г.)

В соответствии со Стратегией, "в дальнейшем не следует ожидать значительного роста коммунально-бытовых услуг, обеспечиваемых с помощью тепловой энергии". Это подтверждается прогнозом обеспеченности жилищным фондом области – площадь жилых помещений практически не растет (рост с 20,3 до 22,32 м^2 на человека к 2020 г.) При этом опыт строительства показывает, что новые дома, как правило, более эффективны с точки зрения теплопотребления и в сочетании с выводом из эксплуатации ветхого жилого фонда здесь следует ожидать снижения удельного и абсолютного теплопотребления.

С другой стороны, Стратегия утверждает, что благодаря развитию в области малого бизнеса, торговли, сферы услуг, расширению жилищного строительства в непроизводственной сфере возможен рост потребности в тепловой энергии на 10–30%. 30% рост – это значительный рост, а с учетом имеющегося потенциала энергосбережения в коммунально-бытовой сфере такой рост будет означать дальнейшее нерациональное использование энергоресурсов.

Рост теплопотребления также связан с промышленным сектором и населенными пунктами, где сократилась подача тепла в связи со снижением производства тепла на ведомственных производственных котельных.

Стратегия не дает детальную оценку роста потребления тепла в промышленности на перспективу до 2020 г., что усложняет оценку корректности роста. Общая оценка Стратегии – рост на 200–300 тыс. Гкал в год или приблизительно на 2,2–3,3 млн Гкал к 2020 г. Т.о итоговое теплопотребление в промышленности составит 7,8–9 млн Гкал. Для сравнения: пик потребления тепла в промышленности (1990 г.) составлял почти 10 млн Гкал.

Исходя из принятого варианта развития теплового хозяйства, общее потребление тепла должно вырасти с 12,3 млн Гкал до 18,35 млн Гкал (свыше 6 млн Гкал или + 49%, из которых примерно половина приходится на промышленность и половина на коммунально-бытовой сектор). Рост в значительной степени будет обеспечиваться за счет котельных (+ 4,2 млн Гкал).

Такой рост (если он реально состоится) может быть компенсирован значительной экономией тепловой энергии, например, в жилом секторе. Например, в соответствии с проектом городской целевой программы "Энергосбережение в городе Москве на 2009–2013 гг. и на перспективу до 2020 г." предполагается при реконструкции и капремонте жилья экономить "85 кВт-ч тепловой энергии с 1 м^2 в год, из которых 20 кВт-ч тепловой энергии с 1 м^2 в год за счет использования НВИЭ, ВЭР и теплонасосных систем теплоснабжения, а остальное за счет приведения ограждающих конструкций и инженерных систем в соответствие действующим нормативам, включая обязательную замену элеваторов на ИТП, балансировку стояков отопления, установку терморегуляторов и организацию индивидуального учета".

Можно с уверенностью утверждать, что современная ситуация с потенциалом экономии за счет оптимизации отопления жилья в Томской области незначительно отличается от ситуации в Москве, при условии, что затраты на отопление выше. Если учесть, что размер только жилищного фонда Томской области составляет 20,3 м^2 на человека (табл. 2.3. Стратегии), то экономия только 65 кВт-ч тепловой энергии с каждого квадратного метра в сумме обеспечит экономию 1,14 млн Гкал тепловой энергии или 9,2% от современного теплопотребления в области. По России среднее значение составляет около 400 кВт-ч на м^2 в год (с учетом нынешних потерь при транспортировке тепла эта цифра может быть увеличена до 10%).

В соответствии со Стратегией, "оценка экономии тепловой энергии при реализации энергосберегающих мер в жилых зданиях, тепловых сетях и угольных котельных показывает, что годовой потенциал энергосбережения может составить 30–45% тепла, потребляемого жилыми зданиями с центральным и централизованным теплоснабжением". К сожалению, Стратегия не рассматривает возможность реализации этого потенциала.

Производство электроэнергии и тепла. Установленная располагаемая электрическая мощность элект-

ростанций, снабжающих область, составляла до вывода из эксплуатации оружейного реактора на СХК 989 МВт. Ежегодно на этих мощностях производилось порядка 5,5 млрд кВт-часов электроэнергии (данные на 2005 г.).

При этом в области потребляется 8,51 млрд кВт-ч в год (2005 г.) Таким образом, область является электродефицитной. Дефицит мощностей оценивается в 692 МВт (2005 г.) Область импортирует из соседних регионов 3,04 млрд кВт-ч электроэнергии.

Мощности электроэнергетики Томской области (после вывода из эксплуатации оружейного реактора на СХК) представлены в основном следующими предприятиями:

- ГРЭС-2;
- ТЭЦ-3;
- ТЭЦ СХК (все работают на угле и газе).

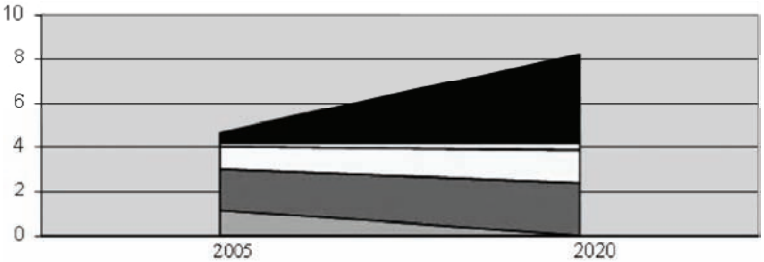
Из целого ряда вариантов комбинаций развития указанных и планируемых мощностей был выбран ядерно-угольный. Сценарий предполагает следующие основные мероприятия (планы разрабатываемой энергетической стратегии Томской области не совпадают с планами, заявленными в "Генеральной схеме размещения объектов электроэнергетики до 2020 года", утвержденной распоряжением правительства РФ 22.02.2008 г. за №215-р (далее Генсхема). В соответствии с Генсхемой, на ТЭЦ-3 предполагается строительство двух угольных блоков по 115 МВт вместо 225 МВт. Кроме того, Генсхемой предполагается строительство Таловской ТЭС (ТЭЦ-4) с двумя или четырьмя блоками на угле мощностью 660 МВт каждый):

- строительство Северской АЭС электрической мощностью 2300 МВт;
- строительство двух угольных блоков мощностью 2х225 МВт на ТЭЦ-3;
- строительство ТЭЦ либо ГРЭС на базе Бакчарского ГМК (мощность 660 МВт);
- строительство ГТЭС на попутном нефтяном газе суммарной электрической мощностью 70 МВт (далее в Стратегии говорится о строительстве 36 МВт мощностей на попутном нефтяном газе, что противоречит заявленным 70 МВт);
- строительство автономных мини-ТЭЦ на газе суммарной электрической мощностью 80 МВт;
- ввод дополнительных мощностей после реконструкции и модернизации ГРЭС-2 и ТЭЦ "СХК".

Такая комбинация объясняется необходимостью ликвидации дефицита мощностей и основана на максимальном сценарии роста электропотребления до 2020 г. (о корректности прогноза спроса на электроэнергию см. выше). В основе комбинации – строительство Северской АЭС, которая будет обеспечивать до 66% электропотребления области.

Ключевые характеристики энергосистемы Томской области в настоящем и в перспективе приведены ниже (рис. 3), (табл. 1). Объем первичной энергии для импортируемой электроэнергии рассчитан, исходя из КПДэл. 33,3%. Доля первичной энергии, производимой на оружейном реакторе СХК в 2005 г. требует уточнения, так как данные, приводимые в Стратегии разнятся: 0,76 млрд кВт-ч при 292 МВт установленной располагаемой электрической мощности и 1,5 млрд кВт-ч при 432 МВт установленной электрической мощности. В предлагаемой схеме принято второе значение – 1,5 млрд кВт-ч. Для расчета первичной энергии, производимой на оружейном реакторе на СХК принят КПДэл. 33%. Расчет первичной энергии, производимой на Северской АЭС для Томской области, сделан исходя из разницы всей производимой на АЭС энергии и экспорта в соседние регионы – 33,3 млрд кВт-ч первичной энергии или 4,095 млн т у.т. Рисунок схематично представляет разницу энергопотребления в 2005 и 2020 гг. без данных в промежутках этого периода. С учетом реальной картины, например, рост атомной энергетики не будет иметь линейный характер: до 2015 года ее доля будет равна нулю, а с 2015 года предполагается значительный рост атомной энергии в общем балансе с вводом первого и затем второго энергоблоков Северской АЭС.

Стоимость предложенного сценария оценивается в 166,4 млрд рублей, из которых на строительство Северской АЭС приходится 68% и на ЛЭП для выдачи мощности – 22%. При этом стоимость мероприятий в области энергосбережения не приводится, как и не приводится сравнительная стоимость мероприятий по вводу новых мощностей и снижения потребляемой мощности. Руководство области отказывается управлять спросом на энергию, а вместо этого пытается обеспечить экономику новыми мощностями.



	2005	2020
атомная	0,55	4,09
прочие	0,11	0,28
уголь	1,03	1,5
газ	1,79	2,38
импорт	1,2	0

Рис. 3. *Производство первичной энергии на предприятиях электроэнергетики и теплового хозяйства Томской области в соответствии с принятым сценарием (млн т у.т.)*

Некоторые негативные последствия развития атомной генерации в Томской области. Помимо социально-экологических проблем, которые несет развитие атомной генерации в Томской области, существуют и проблема технического свойства. В соответствии со Стратегией, доля атомной генерации к

Таблица 1. *Балансы электроэнергетики Томской области на 2005 и 2020 гг.*

Источник	Установленная эл. мощность (МВт) 2005 г.	Потребляемое топливо/первичная производимая энергия (млн т у.т./ млрд кВт-ч)		Производимая электроэнергия 2005 г. (млрд кВт-ч)	Средний КПДэл. 2005 г.	Производство/отпуск тепла, млрд кВт-ч	Коэффициент использования топлива (КИТ)	Установленная эл. мощность 2020 г. (МВт)	Потребляемое топливо/первичная производимая энергия (млн т у.т.)		Производимая электроэнергия 2020 г. (млрд кВт-ч)	Средний КПДэл. 2020 г.	Производство/отпуск тепла, млрд кВт-ч	Коэффициент использования топлива (КИТ)
ТЭЦ «СХК»	599	Газ	0,24/1,96	1,67	20,2%	2,6	51%	237	Газ	0,31/2,53	1,36	23,93%	1,84	56,1%
		Уголь	0,75/6,12						Уголь	0,37/3,02				
		Мазут	0,026/0,2						Мазут	0,018/0,15				
АЭС «СХК»[1]	432	Уран	0,55/4,55	1,5	33%	2,0		2300 (из них 2040 для нужд Томской области)	Уран	6,12/49,9	14,95	33%	2,8	
ГРЭС-2	281	Газ	0,6/4,89	1,48	25,3%	2,66	70%	345	Газ	0,78/6,36	1,90	23,3%	2,9	58,9%
		Уголь	0,12/0,99						Уголь	0,22/1,79				
ТЭЦ-3	140	Газ и мазут	0,41/3,34	0,76	22,8%	1,97	81,7%	370	Газ и мазут	0,44/3,59	2,22	29,3%	4,8	92,5%
ТЭЦ-4	0	–	0	0	–				Уголь	0,49/4,0				
ГТУ-ДЭС	40	Газ	0	0,06	30,71%			190	Газ	0,17/1,39	0,29	17,4%		
		Диз-топливо	0,024/0,20						Диз-топливо	0,035/0,28				
Соседние регионы	692	?	1,2	3,04 (импорт из соседних регионов)				–	–	–	–3,84 (экспорт атомной генерации в соседние регионы)			
Потребляемая электроэнергия (млрд кВт-ч)				8,51							16,87			

1 – Здесь приведена общая установленная мощность, которая значительно выше располагаемой установленной мощности. Располагаемая мощность составляла 292 МВт. С июня 2008 г. реактор АЭС «СХК», представленная оружейным реактором выведена из эксплуатации.

2020 г. составит 66% (11,1 млрд кВт-ч при максимальном уровне потребления в 16,87 млрд кВт-ч). Скорее всего, уровень потребления в Томской области будет значительно ниже, что приведет к увеличению доли атомной генерации до 70–80%. При этом крайне желательно, чтобы атомная генерация работала в базовом режиме, то есть не снижая мощности (из соображений безопасности эксплуатации ядерной установки). Амплитуда суточных колебаний потребляемой мощности может достигать 40%. Для Томской области с прогнозируемым максимумом нагрузки 2766 МВт к 2020 г. это будет означать ночные "провалы" до 1900 МВт потребляемой мощности (с учетом резерва 15%). То есть в ночной период все тепловые ТЭС должны отключаться от сети и вся потребляемая мощность должна покрываться атомной генерацией (которая, несмотря на полное отключение всех ТЭЦ и ГРЭС от сети, должна быть также частично понижена). Это ведет к неэффективному использованию углеводородного топлива на ТЭЦ и ГРЭС.

Кроме того, возможны аварийные остановы, которые случаются с вероятностью 41% на реактор в год (по статистике, на российских АЭС происходит 13 срабатываний аварийной защиты в год на 31 промышленном реакторе). Аварийные остановы ведут к исчезновению из сети сотен мегаватт одномоментно. Аварийный останов одного из двух реакторов Северской АЭС с понижением мощности на 100% приведет в этом случае к потере свыше 1000 МВт. Наихудший сценарий тот, при котором останов произойдет во время прохождения ночного минимума в зимний период. Это будет означать обесточивание половины потребителей области со всеми вытекающим последствиями и в первую очередь для теплоснабжения.

Вызывает также сомнение оценка себестоимости атомной генерации, приводимая в Стратегии, – 35,1 коп./кВт-ч.

Во-первых, эта себестоимость значительно занижена благодаря многочисленным государственным субсидиям примерно на треть [3]. С учетом растущих потребностей на реализацию программы нового строительства себестоимость атомной генерации может вырасти еще в два раза. Ситуация усугубляется еще и тем, что ОАО "Атомэнергопром", в ведении которого находятся все АЭС в России, реализует или планирует ряд экономически крайне невыгодных проектов – серия плавучих АЭС и атомно-металлургический комплекс для получения алюминия.

Во-вторых, после либерализации рынка в 2011 г. себестоимость как фактор выбора способа генерации потеряет смысл (его уже почти нет сейчас), так как продаваемые мощность и электроэнергия на рынке обезличены и цена ориентируется не на себестоимость, а в основном на баланс спроса и предложения. Продавать свою электроэнергию по себестоимости акционерное общество "Атомэнергопром" явно не будет, о чем неоднократно и справедливо замечал руководитель корпорации "Росатом" С. Кириенко.

Стратегия содержит оценку финансовых рисков развития ТЭК региона в перспективе, показывающую очень высокий риск превышения плановых затрат в ядерных вариантах стратегии. Тем не менее, эта оценка рисков строительства АЭС отвергнута при принятии решения о выборе сценарии.

Возможные альтернативные пути развития электроэнергетики Томской области. Оценивая альтернативные пути развития электроэнергетики области, необходимо уточнить следующие макропоказатели:

- качество использования традиционных энергоресурсов (иными славами, эффективность производства электроэнергии и тепла на ТЭЦ и ГРЭС);
- возможности реализации потенциала возобновляемых источников энергии;
- потребности в электроэнергии с учетом электросбережения на стадии конечного потребителя.

Качество использования традиционных энергоресурсов. В таблицах 1 и 2 приведены балансы электроэнергетики и качество использования углеводородных энергоресурсов в электроэнергетике Томской области.

Средний КПДэл. мощностей в газовой и угольной энергетике области составляет исходя из данных, представленных в Стратегии, 22,6% – КПДэл. 3,91/17,3 = =0,226; в Стратегии топливо пиковой резервной котельной, учет которого значительно повышает КПДэл. на ТЭС, выведен отдельно от топливопотребления ТЭС (КПДэл ГРЭС-2 чуть повыше – 25,3%), что является нерациональным при доступных технологиях, имеющих КПДэл 60% и выше. К 2020 г. ситуация в тепловой электроэнергетике не улучшится кардинально. Средний КПДэл. по тепловой электроэнергетике составит 24,2% – КПДэл. 5,48/22,68=0,242.

При общем росте потребления угля и газа на 31% предполагается увеличить отпуск тепла на 32% и электроэнергии на 40%. Средний коэффициент использования топлива, составлявший 60% в 2005 г., увеличится до 66% в 2020 г.

При условии модернизации тепловых мощностей с переводом сжигания газа на парогазовый цикл (ПГУ-ТЭЦ) со средним КПДэл 40% (с учетом теплофикационного режима) и строительством новых угольных ТЭЦ со средним КПДэл. 40% (с учетом теплофикационного режима) можно в основном обеспечить электропотребление области за счет внутренних ресурсов – 6,9 млрд кВт-ч при потребляемых 8,51 млрд кВт-ч. Эффект достигается за счет более высокого коэффициента использования топлива (электроэнергия + энергия для теплового хозяйства), который при новых технологиях может достигать 80%. Причем эти технологии позволяют работать станциям в теплофикационном режиме без ущерба для теплового хозяйства.

Потенциал модернизации газовой и угольной генерации с учетом безъядерного сценария и отказа от импорта электроэнергии из соседних регионов представлен на рисунке 4.

Возможность использования новых технологий рассматривается в одном из непринятых вариантов развития энергетики области, в котором предполагается газ ГРЭС-2 и ТЭЦ-3 в объеме 800 млн м^3 или порядка 1,078 млн т у.т. (вместе с мазутом) использовать на ПГУ-450Т,

Таблица 2. *Качество использования традиционных углеводородных энергоресурсов на входе и выходе системы электроснабжения (только крупные ТЭЦ и ГРЭС-2) при различных технологиях получения электроэнергии*

Энергоносители, потребляемые на ТЭЦ и ГРЭС области	Газ	Уголь	Всего
Объемы энергоносителей, используемые в 2005 г., млн т у.т./млрд кВт-ч	1,25/10,2	0,87/7,09	2,12/17,29
Количество электроэнергии, полученной в 2005 г., млрд кВт-ч			3,91
Количество тепла, полученного в 2005 г., млрд кВт-ч, КИТ 60%			6,59
Возможное количество электроэнергии, получаемое при КПДэл. 40% (уголь) и 40% (газ) в 2005 г., млрд кВт-ч	4,08	2,84	6,9
Возможное количество тепла, получаемого при среднем КПДэл. 40% (уголь) и 40% (газ) в 2005 г., КИТ 80%, млрд кВт-ч			6,9
Объемы энергоносителей, планируемые к использованию в 2020 г., млн т у.т. /млрд кВт-ч	1,70/13,87	1,08/8,81	2,78/22,68
Планируемое количество электроэнергии к 2020 г., млрд кВт-ч			5,48
Планируемое количество тепла, в 2020 г. КИТ 66%, млрд кВт-ч			9,54
Возможное количество электроэнергии, получаемое при КПДэл. 40% (уголь) и 40% (газ) в 2020 г., млрд кВт-ч	5,55	3,52	9,07
Возможное количество тепла, получаемого при КПДэл. 40% (уголь) и 40% (газ) КИТ 80% в 2020 г., млрд кВт-ч			9,07

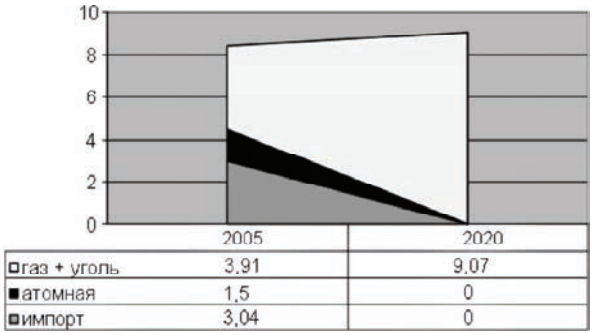


Рис. 4. *Потенциал модернизации угольной и газовой генерации (млрд кВт-ч в год)*

размещаемой на ТЭЦ-3. Характеристики ПГУ-450Т: получение электроэнергии 2,7 млрд кВт-ч, тепла – 2,855 млн Гкал (3,3 млрд кВт-ч), при КПДэл. – 40%, коэффициенте использования топлива с учетом отпускаемого тепла – 77,8%. При этом заявленные показатели могут быть превышены.

Разработанная Институтом систем энергетики СО РАН (г. Иркутск) в 2002 г. "Энергетическая стратегия Томской области на период до 2020 года" делала ставку на как раз электрогенерацию от ТЭЦ на базе газотурбинных установок. В первоначальной редакции Стратегии указывалось на значительные преимущества газотурбинной электрогенерации по сравнению с ядерной.

Особого внимания заслуживает проблема утилизации попутного нефтяного газа (ПНГ). Как следует из Стратегии, предполагается частичная утилизация попутного газа с вводом дополнительных 36 МВт ГТУ для двух групп месторождений с доведением установленной мощности ГТУ до 60–70 МВт. Можно предположить, что объем газа, утилизируемый на этих ГТУ, составит примерно 50 млн м^3. При этом суммарный объем попутного газа, который может быть вовлечен в экономику Томской области, оценивается в 250–350 млн м^3. Энергетическая емкость *аналогичного объема природного газа* составляет порядка 2,5–3,5 млрд кВт-ч. Утилизация такого объема природного газа на ПГУ-ТЭС позволяет получить 1,2–1,7 млрд кВт-ч электроэнергии (14–20% от нынешнего уровня электропотребления).

Но вследствие отсутствия экономической заинтересованности попутный газ в основном выжигается (в соответствии со Стратегией, себестоимость добычи и транспортировки ПНГ в Томской области достигает 600–650 руб. за 1000 м^3. при закупочной цене 60–90 руб. за 1000 м^3). Решить проблему нерационального использования ПНГ может повышение норматива платы за выбросы метана в атмосферу. Правительством РФ постановлением от 01.07.2005 г. №410 "Об увеличении нормативов платы за выбросы отдельных веществ в атмосферу" уже был увеличен норматив платы за выбросы в атмосферный воздух метана с 0,05 до 50 руб. за 1 т в пределах установленных допустимых нормативов выбросов (приблизительно столько же за 1000 м^3). Установление этой платы не является прерогативой регионального уровня, но руководство Томской области могло бы выступить с инициативой повышения нормативных плат как минимум на порядок с целью заинтересовать нефтяные компании утилизировать ПНГ с получением электроэнергии или другой полезной продукции.

Потенциал нетрадиционных возобновляемых источников энергии (НВИЭ). Технический потенциал НВИЭ для получения электроэнергии Томской области оценивается в 125–435 млрд кВт-ч электроэнергии, что в десятки раз превышает нынешний уровень электропотребления. Подавляющая часть потенциала – это потенциал энергии ветра. Малые ГЭС имеют потенциал 4,1 млрд кВт-ч, биомасса – 4,7 млрд кВт-ч, солнечная – 15–25 млрд кВт-ч в год.

Как видно из приводимых данных, электропотребление области (порядка 8 млрд кВт-ч) может быть полностью обеспечено за счет НВИЭ. К периоду, когда будут исчерпаны нефть, газ, а использование угля будет иметь

жесткие лимиты, переход на НВИЭ состоится в любом случае. Единственными известными на сегодня "соперниками" возобновляемой энергетики являются плутониевая и термоядерная энергетика. Но здесь следует отметить, что технические ограничения, имеющиеся в НВИЭ, гораздо менее сложны с инженерной точки зрения, чем в плутониевой и термоядерной энергетике. С экономической точки зрения, удельные капитальные вложения в ядерную и ветровую энергетику уже сравнимы (с учетом удорожания АЭС в процессе строительства примерно в 3 раза) [2]. По оценке зарубежных экспертов, в ближайшие годы солнечная энергетика может отказаться от субсидий (в отличие от атомной, удельная капитальная стоимость которой растет гораздо быстрее, чем в любой другой отрасли энергетики). Биомасса активно используется уже сегодня во всем мире и России.

Потенциал биомассы – одного из самых доступных НВИЭ для Томской области – представлен отходами лесной промышленности в объеме 260000 т в год. При утилизации этого количества с помощью газогенераторных технологий (КПДэл. 20%), рассматриваемого Стратегией, можно получить 0,16 млрд кВт-ч электроэнергии. Здесь можно добавить, что другие технологии получения электроэнергии на ТЭЦ, работающих на древесине с КПДэл. 30%, могут обеспечить до 0,24 млрд кВт-ч.

Среди предлагаемых к реализации технологий на основе НВИЭ в Стратегии выбраны ветровые турбины и газогенераторные станции для районов децентрализованного энергоснабжения. Оценочный потенциал использования этих НВИЭ составляет 8,7 млн кВт-ч и 20,6 млн кВт-ч, соответственно (0,1 и 0,24% от нынешнего уровня электропотребления).

К сожалению, Стратегия не решает вопрос, как будет строиться энергетическая политика в долгосрочной перспективе, что важно, так как инвестиционные циклы в энергетике составляют десятилетия. С учетом того, что доля НВИЭ в энергобалансе области будет расти, закладывать перспективные технологии НВИЭ (в т.ч. крупные ветропарки и ТЭЦ на древесном топливе) необходимо уже сегодня. Руководство Томской области может инициировать такие проекты, тем более, что в ближайшее время будет принят ряд постановлений федерального правительства с целью развития и поддержки НВИЭ.

Электросбережение. Потенциал экономии электроэнергии составляет, по разным оценкам, приводимым в Стратегии, от 1,3 до 1,8 млрд кВт-ч. Это до 21% от всей потребляемой в области электроэнергии (8,51 млрд кВт-ч).

В Стратегии не приведена отраслевая и технологическая раскладка потенциала за исключением оценки потенциала в агропромышленном секторе – 0,15–0,2 млрд кВт-ч и промышленном комплексе – 0,2 млрд кВт-ч.

Другими секторами, где могут быть эффективно реализованы мероприятия в области электросбережения, являются электросети и жилищно-коммунальный сектор.

Потери электроэнергии в сетях в Томской области оцениваются в 11%. По оценкам РАО "ЕЭС России", потери в сетях должны быть снижены до 5–6%. Для области сокращение потерь до этого уровня может ежегодно экономить 0,4 млрд кВт-ч электроэнергии.

Спецификой Томской области является низкий уровень газификации квартир (8%). При этом область располагает значительными ресурсами природного газа. В этой связи было бы интересно оценить потенциал электросбережения при переводе жилфонда с электроплит на газовые плиты.

Среди интересных решений, которые могут быть предложены руководству области – бесплатная замена ламп накаливания для льготных категорий населения, получающих субсидии за электроэнергию, оборудование подъездов датчиками движения для оптимизации освещения лестничных клеток и т.д.

Заключение. Стратегия предлагает достаточный массив информации для оценки условий развития электроэнергетики и теплового хозяйства. Однако в Стратегии явно недостаточно проработана оценка спроса на тепловую и электроэнергию и меры по управлению этим спросом. В результате выбранный сценарий развития базируется на явно завышенном росте спроса (4–5% в год), под который подстраивается вся инвестиционная стратегия. В итоге, к 2020 г. в области предполагается иметь удельный уровень электропотребления, сравнимый с потреблением в США и Канаде.

При реализации потенциала электросбережения – 1,8 млрд кВт-ч или 21% от нынешнего уровня электропотребления – возможно снижение заложенных темпов роста (явно нереалистичных, что показывают темпы роста в 2006 и 2007 гг.) с 4–5 до 3–4% в год.

Предполагается, что (явно завышенный) уровень электропотребления будет обеспечен в основном за счет атомной энергетики (66% потребляемой энергии). В Стратегии не рассматривается вопрос о решении проблемы базовой нагрузки атомной генерации и рисках, возникающих с явно высокой долей атомной электроэнергии в электрическом балансе области.

Параллельно с вводом атомной генерации предполагается увеличить объемы потребляемого газа и угля на 36 и 24%, соответственно (для крупных ТЭЦ и ГРЭС-2). Предполагается, что эффективность технологий в тепловой энергетике останется на нынешнем уровне с КПДэл. 24,2%, что означает продолжение практики крайне неэффективного использования углеводородного сырья: при общем росте потребления угля и газа на 31% предполагается увеличить отпуск тепла на 32% и электроэнергии – на 40%. Средний коэффициент использования топлива, составлявший 60% в 2005 г., увеличится до 66% в 2020 г.

Стратегия нацеливает на значительный – свыше 6 млн Гкал или +49% – рост потребления тепла, а значит рост теплофикационной нагрузки на ТЭС. Это в свою очередь снижает показатели выработки электрической энергии на ТЭЦ и ГРЭС. При этом потенциал энергосбережения может составить 30–45% тепла, потребляемого жилыми зданиями с центральным и централизованным теплоснабжением. Но Стратегия не рассматривает возможность реализации этого потенциала.

Кроме того, отсутствие плана действий по теплоизо-

ляции зданий приводит к росту использования электрообогревателей, а значит росту электропотребления там, где его можно избежать.

Стратегия не оценивает перспективы дальнейшего (после 2020 г.) развития электроэнергетики на основе НВИЭ.

В качестве альтернативного сценария для Томской области может быть предложен безъядерный вариант развития, основанный на трех составляющих:

- более эффективное использование углеводородного сырья со средним КПДэл. 40%;
- реализация потенциала электросбережения (1,8 млрд кВт-ч или 21% от уровня электропотребления) и потенциала энергосбережения в тепловом хозяйстве;
- увеличение доли НВИЭ.

С учетом заложенных показателей объемов использования угля и газа к 2020 г., выработка электроэнергии с использованием эффективных технологий может обеспечить нынешний уровень электропотребления за счет внутренних ресурсов области.

Разработанная Институтом систем энергетики СО РАН (г. Иркутск) в 2002 г. "Энергетическая стратегия Томской области на период до 2020 г." делала ставку на электрогенерацию от ТЭЦ на базе газотурбинных установок. В первоначальной редакции Стратегии указывалось на значительные преимущества газотурбинной электрогенерации по сравнению с ядерной.

Реализация потенциала электросбережения с ростом использования НВИЭ может обеспечить рост ВВП без значительного роста электропотребления и позволит отказаться от атомной генерации.

Такая задача требует отдельных расчетов. Но уже сейчас можно сказать, что такая задача выполнима как с точки зрения технологической, так и финансовой. При этом вопросы финансирования не являются принципиальными.

Например, для реализации атомной программы государство выделило только на строительство новых атомных энергоблоков свыше 600 млрд рублей.

Отказ от атомной генерации позволит не только снизить риски, но и более эффективно использовать имеющиеся финансовые ресурсы, направив их на модернизацию тепловой энергетики. Так, инвестирование в ПГУ-ТЭС, с точки зрения стоимости капвложений для экономии единицы объема природного газа, на 23% выгоднее, чем инвестирование в АЭС. Кроме того, это быстрее по срокам строительства и количеству вводимых мощностей в пересчете на единицу вкладываемых средств [1].

Литература

1. *Бабанин И.В., Чупров В.А. Сокращение потребления природного газа и перспективы электроэнергетики: "атомный" и "парогазовый" сценарии [Электронный ресурс]. – М., 2006. – URL : http://www.greenpeace.org/russia/ru/press/reports/493895.*
2. *Заключение экспертной комиссии общественной экологической экспертизы на строительство 2-ой очереди (доработка) Балаковской АЭС, дополнительных материалов к разделу 12 проекта 2-ой очереди Балаковской АЭС, содержащих оценку воздействия на окружающую среду. – М., 2005. – С.63–64.*
3. *Чупров В.А. Сколько стоит ядерное электричество и стоит ли инвестировать в строительство новых реакторов [Электронный ресурс]. – М., 2004. – URL: http://www.greenpeace.org/russia/ru/press/reports/163305*

СОЗДАНИЕ КАРТ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ ГОРОДА АНГАРСКА ИРКУТСКОЙ ОБЛАСТИ

В.В. Синицкий, Б.П. Черняго, С.Н. Мироненко

Иркутский Филиал ФГУП "РосРАО", Россия, lrc@radon.irkutsk.ru

THE CREATION OF RADIATION SITUATION MAPS OF THE CITY OF ANGARSK, IRKUTSK AREA

V.V. Sinitsky, B.P. Chernyago, S.N. Mironenko

Irkutsk Branch of FSUE "RosRAO", Russia

Abstract. *The complex research of radiation condition in the city of Angarsk, Irkutsk area, has been produced. The gamma scale-shooting of territory of the city has been done, distribution of natural and technogenic radio nuclides together with volumetric activity of radon in the soil has been done. The density of radon flow from the soil surface was measured in the areas destinated for building constructions. The total alpha- and beta-activity of radionuclides in the main sources of water supply has been measured. Radiation investigation of all medical, educational establishments of the city has been done. During the study 144 radioactive objects were found and withdrawn. Maps of distribution of all studied radiation parameters in the territory of the city were made. All results are combined in specially developed databases. The results of the research prove that radiation condition in Angarsk is safe.*

"Иркутский филиал" ФГУП "РосРАО" по контракту с Администрацией Ангарского муниципального образования провел комплексное исследование радиационной обстановки на территории жилых массивов и районов перспективной застройки г. Ангарска Иркутской области.

Были изучены все радиационные параметры, определяющие радиационную обстановку на территории го-

рода. Ниже представлены основные результаты исследований.

Была проведена гамма-съемка территории города. Общая площадь обследованной территории составляет 35,52 км^2. Основной объем работ по гамма-съемке выполнен с использованием автомобильного гамма-спектрометра [1] и дозиметра ДКГ-01. Оба прибора имеют встроенные GPS системы и электронную память, что позволило в значительной мере автоматизировать процесс обработки результатов и построения карт. Плотность измерений мощности эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения (МЭД) составила приблизительно 700 точек на квадратный километр. Для оценки достоверности полученных результатов был проведен их статистический анализ. Установлено, что весь массив значений МЭД хорошо описывается нормальным законом распределения случайных величин. Следовательно, все полученные значения МЭД принадлежат к одной и той же статистической выборке. Это свидетельствует о том, что, во-первых, при измерениях не было значительных систематических погрешностей, связанных с калибровкой и настройкой аппаратуры, во-вторых, на обследованной территории нет крупномасштабных аномалий радиационного фона. Среднее значение МЭД гамма-излучения на территории жилых массивов и районов перспективной застройки, рассчитанное исходя из этих результатов, составляет величину 0,156 мкЗв/ч. Вариации этого параметра на территории города составляют ±0,087 мкЗв/ч с доверительной вероятностью 0,95.

Максимальные значения МЭД наблюдались в отдельных точках и не превышали 0,30 мкЗв/ч. Как правило, в этих точках проводилось детальное обследование радиационной обстановки. Все повышенные значения МЭД были обусловлены или материалом дорожного покрытия, или геометрией расположения зданий.

Пространственное распределение значений МЭД неоднородно. В южной части города гамма-фон несколько больше среднего по городу, а в северной – меньше. Нами наблюдалась относительная корреляция между распределением удельной активности естественных радионуклидов радия-226, тория-232, цезия-137, а также радона-222, и значениями МЭД гамма-излучения. Эта корреляция закономерна, поскольку именно эти радионуклиды вместе с калием-40 и формируют внешний фон гамма-излучения.

В соответствии с требованиями санитарных правил при выборе территорий под строительство жилых домов и зданий социально-бытового назначения предпочтительны участки с гамма-фоном, не превышающем 0,3 мкЗв/ч [2]. Вся обследованная территория города Ангарска соответствует этим требованиям.

Содержание радионуклидов в почве на территории г. Ангарска было изучено гамма спектрометрическим методом с использованием спектрометра с полупроводниковым детектором. Пробы почвы на территории города были отобраны в 90 точках, расположенных по приблизительно равномерной сети. В каждой точке отбиралось три слоя толщиной по 5 см. Проба, представляющая каждый слой, анализировалась отдельно. Всего было проанализировано 260 проб. Гамма спектрометрическим методом в почве были обнаружены естественные радионуклиды (ЕРН) радий-226, торий-232, калий-40. Из техногенных радионуклидов во всех пробах был обнаружен цезий-137.

Содержание естественных радионуклидов в почве определяется их содержанием в подстилающих горных породах, составляющих минеральную основу почвы. Их удельная активность в почвенном слое незначительно варьируется с глубиной. В ненарушенных почвах она обычно несколько меньше в верхнем, гумусовом слое за счет большего содержания органического вещества.

Цезий-137 является искусственным радионуклидом, появившимся в почве в результате испытаний ядерного оружия. В настоящее время в ненарушенных почвах цезий-137 связан с минеральными и органическими компонентами в верхнем слое почвы. С глубиной его удельная активность быстро уменьшается по экспоненциальному закону так, что более 90% цезия-137 содержится в верхнем слое почвы толщиной 10–15 см [3]. Характер вертикального распределение удельной активности цезия-137 может служить критерием для выявления техногенного нарушения почвы. В результате анализа всего массива данных, экспоненциальное уменьшение объемной активности цезия с глубиной залегания было установлено для 30 точек наблюдения, что составляет около 30% от общего числа пунктов наблюдения. В дальнейшем они рассматривались как точки с ненарушенной почвой. В остальных точках почва являлась техногенно измененной. Распределение всех радионуклидов по вертикали в этих точках с точностью до погрешности измерения является однородным.

Для каждого пункта опробования были рассчитаны средние удельные активности радионуклидов в пятнадцатисантиметровом слое почвы. Максимальные удельные активности тория-232 и радия-226 в почве наблюдаются в восточной и южных частях города. Калий-40 распределен относительно равномерно, с небольшим превышением его удельной активности в юго-восточной части города. Пространственное распределение цезия-137 характеризуется несколькими пятнами с более высоким его содержанием, которые расположены на обследованной территории в направлении юго-запад – северо-восток.

В таблице 1 представлены полученные нами средние значения удельной активности радионуклидов в почве г. Ангарска. Для сравнения в таблице приведены значения этих параметров для территории бывшего СССР, взятые из литературы [4]. Как видно, средние значения удельной активности ЕРН в почвах г. Ангарска несколь-

Таблица 1. *Средние значения удельной активности радионуклидов в почве г. Ангарска*

Почвы	Средние значения удельной активности ЕРН в почвах, Бк/кг		
	Th-232	Ra-226	K-40
Территория г. Ангарска	24	21	39
Территория бывшего СССР	28	25	529

ко ниже, чем средние содержания ЕРН в почвах средних широт северной части восточного полушария.

В таблице 2 представлены средние значения удельной активности ЕРН в верхнем слое почвы и средние значения этого параметра для двух нижних горизонтов, с которых отбирались пробы, а также разность этих величин.

Видно, что удельная активность радия-226 и тория-232 в верхнем горизонте почвы больше, чем в более глубоких слоях на 12 и 7,5%, соответственно. Такое распределение радия и тория характерно для техногенного изменения радиоактивности почв, связанного с выпадениями урана и радия из атмосферы. Одновременное наличие в выпадениях этих двух радионуклидов указывает на то, что наиболее вероятными их источниками являются ТЭЦ, работающие на каменном угле, в котором одновременно присутствуют эти радионуклиды.

Техногенные радионуклиды цезия-137 появились в почве, как и на поверхности всего Земного шара, вследствие атмосферных выпадений после испытаний ядерного оружия. Средняя удельная активность радионуклидов цезия-137 в почвах города составляет (8,7 ±5,5) Бк/кг при доверительной вероятности 60%.

Полученные результаты позволяют оценить поверхностную плотность содержания цезия-137 в почвах города. Как отмечалось, в пунктах опробования с ненарушенной почвой более 90% цезия-137 находится в трех опробованных слоях. Считая, что в этих точках мы фиксируем весь цезий, находящийся в почвах, была рассчитана поверхностная плотность загрязнения цезием. Среднее значение плотности поверхностного загрязнения цезием-137 почвы города Ангарска составляет 45 мКи/км^2 (1,22 кБк/м^2); среднеквадратическое отклонение – 11 мКи/км^2 (0,30 кБк/м^2); максимальное значение – 63,4 мКи/км^2 (1,72 кБк/м^2); минимальное значение в ненарушенных почвах равно 25,9 мКи/км^2 (0,70 кБк/м^2). Среднее значение поверхностного загрязнения почв цезием на территории г. Ангарска соответствует характерной величине этого параметра для средних широт северного полушария (50–60° с.ш.) [3].

В ходе проведенных исследований на территории жилой части и на участках перспективной застройки города Ангарска в 202 точках были выполнены измерения содержания изотопов радона (радон-222 – радон и радон-220 – торон) в почвах и в 22 точках наблюдения, преимущественно в районах перспективной застройки, – измерения плотности потока радона на границе “почва-атмосфера”.

Частотные распределения значений объемных активностей (ОА) изотопов радона в почвах имеют типичный логнормальный характер. При вариациях ОА торона в почве от 200 до 103100 и ОА радона от 400 до 15600 Бк/м^3 средние геометрические значения ОА этих радионуклидов составили 13700 и 2600 Бк/м^3, соответственно. Плотность потока радона с поверхности почвы на территории города варьируется в пределах 12–116 мБк/(м^{2}с). Благоприятная обстановка по радону имеет место для северной и центральных частей города. Наибольшие значения объемной активности радона и торона в почвенном воздухе наблюдаются в южной части города, включая районы перспективной застройки. Этот факт можно объяснить повышенными концентрациями в грунтах материнских радионуклидов тория-232 и радия-226. Для южной части города и территории перспективной застройки средняя плотность потока радона составляет 49,3 мБк/(м^{2}с). В трех пунктах наблюдения поток радона превысил безопасный уровень 80 мБк/(м^{2}с), составив от 90 до 116 мБк/(м^{2}с).

Исходя из совокупности данных по исследованию радоновой обстановки на территории города Ангарска, построена карта-схема категорирования территории города Ангарска по потенциальной радоновой опасности.

По согласованию с Центром Роспотребнадзора Ангарского муниципального образования было проанализировано одиннадцать проб воды из основных источни-

Таблица 2. *Средние значения удельной активности ЕРН в верхнем слое почвы и средние значения этого параметра для двух нижних горизонтов*

Горизонт (слой) почвы	Среднее значение удельной активности ЕРН по г. Ангарску, Бк/кг		
	Th-232	Ra-226	K-40
Горизонт 0–5 см	25	23	378
Горизонт 5–15 см	23,25	20,5	404
Разность между слоями	1,75	2,5	–26

Таблица 3. *Суммарные удельные альфа- и бета-активности воды основных источников водоснабжения Ангарского муниципального образования*

№ пп	Место отбора пробы	Суммарная удельная активность, Бк/кг	
		альфа	бета
1	Водозабор ТЭЦ-10	<0,07	0,04±0,03
2	Река Ангара ниже г. Ангарска, у пристани	<0,08	0,17±0,14
3	Река Ангара выше водозабора ТЭЦ-10	<0,05	<0,06
4	Водопроводная сеть г. Ангарска	<0,07	<0,08
5	Река Еловка, выше водохранилища водноспортивного комплекса	<0,07	<0,06
6	Водохранилище водноспортивного комплекса, у плотины	<0,04	<0,04
7	Скважина №1 Водоканала в п. Мегет	0,11±0,08	<0,05
8	Скважина №2 Водоканала в п. Мегет	<0,16	<0,14
9	Водопроводная сеть п. Мегет в здании детского сада №43	0,14±0,13	<0,12
10	Скважина №11 (котельная) в п. Савватеевка	<0,33	<0,14
11	Водопроводная сеть п. Савватеевка, последняя колонка	<0,10	<0,06

ков водоснабжения и водоемов рекреационной зоны. Точки отбора проб и результаты определения суммарной удельной альфа-($A_{альфа}$) и бета-($A_{бета}$) активности в отобранных пробах представлены в таблице 3 .

Нормами радиационной безопасности установлены следующие критерии оценки качества питьевой воды по суммарному содержанию альфа- и бета-излучающих радионуклидов [5]:

$A_{альфа} + \Delta A_{альфа} < 0,1$ Бк/кг, $A_{бета} + \Delta A_{бета} < 1,0$ Бк/кг.

Этим критериям соответствует вода всех обследованных открытых водоемов и водопроводных сетей г. Ангарска и пос. Савватеевка. Вода из скважин поселков Мегет и Савватеевка и водопроводной сети п. Мегет должна быть дополнительно исследована на содержание наиболее жестко нормируемых альфа-излучающих радионуклидов: полоний-210, свинец-210, радий-228.

Программа работ по комплексному радиационному обследованию города предусматривала исследование радиационной обстановки во всех муниципальных детских садах, школах, учреждениях здравоохранения и в некоторых других учреждениях. Всего было обследовано 187 зданий общей площадью 452 тыс. м^2. Обследование зданий включало поиск неучтенных радиационных источников и радиоактивных загрязнений, измерение мощности эквивалентной дозы внешнего гамма-излучения (МЭД) во всех помещениях, выборочное измерение эквивалентной равновесной объемной активности радона (ЭРОА).

Частотное распределение значений МЭД гамма-излучения для всех обследованных муниципальных учреждений г. Ангарска хорошо описывается нормальным законом распределения случайных величин. Среднее значение МЭД в учреждениях равно 0,165 мкЗв/ч. Вариации значений этого параметра составляют ±0,085 мкЗв/ч с доверительной вероятностью 0,95. Максимальное зарегистрированное значение составляет 0,26 мкЗв/ч. Если сопоставить это распределение с распределением МЭД на открытой местности, то видно, что они различаются совсем незначительно. Среднее значение МЭД на открытой местности составляет 0,156 мкЗв/ч. Параметры распределений МЭД для всех типов учреждений приблизительно одинаковы.

По “Нормам радиационной безопасности” значение МЭД гамма-излучения в жилых и общественных зданиях с учетом погрешности измерений не должно превышать гамма-фон открытой местности более чем на 0,2 мкЗв/ч [5]. Этот критерий выполняется для всех обследованных зданий г. Ангарска.

Для ограничения облучения населения за счет изотопов радона и дочерних продуктов его распада, находящихся в воздухе жилых и общественных зданий, нормируется среднегодовое значение эквивалентной равновесной объемной активности радона (ЭРОА) в помещениях. ЭРОА – представляет собой обобщенный параметр, который имеет размерность Бк/м^3. Он определяется через плотность скрытой энергии в воздухе и учитывает энергии излучения, периоды полураспада изотопов радона и его дочерних радионуклидов, дающих вклад в дозу облучения человека. Во всех обследованных зданиях измерения содержания радона проведены на всех этажах и в подвалах. Для измерения выбирались типичные помещения с наибольшей длительностью пребывания людей: учебные классы в школах, игровые комнаты или спальни в детских садах, больничные палаты, ординаторские, кабинеты приема пациентов в медицинских учреждениях.

Для всех помещений, в которых производилось измерение содержания радона, рассчитаны значения ЭРОА. Частотное распределение полученных значений ЭРОА подчиняется логнормальному закону статистического распределения. Среднее геометрическое значение ЭРОА в обследованных помещениях равно 18,6 Бк/м^3. Из обследованных 867 помещений значение 100 Бк/м^3 превышено только в четырех. Максимальное значение, равное 140 Бк/м^3, наблюдалось только в двух помещениях, расположенных в цокольных этажах. Видно, что все обследованные помещения соответствуют критерию ЭРОА < 200 Бк/м^3 [5]. Следовательно, все обследованные помещения по содержанию радона удовлетворяют нормам радиационной безопасности. Поскольку содержание радона в отдельных помещениях может варьироваться в течение дня радоновую обстановку в целом по зданию наиболее полно характеризует значение ЭРОА, усредненное по всем обследованным помещениям данного здания. Нами были рассчитаны средние значения ЭРОА для всех обследованных зданий учреждений. Среднее значение распределений ЭРОА, усредненных по зданиям, составляет 22,7 Бк/м^3. При обследовании не обнаружено ни одного здания, в котором среднее значение ЭРОА превышает 100 Бк/м^3.

В целом можно констатировать, что и по мощности эквивалентной дозы гамма излучения, и по эквивалентной равновесной объемной активности радона все обследованные здания в полной мере отвечают требованиям радиационной безопасности. Поскольку нами обследованы все здания детских садов, школ, медицинских учреждений, построенные по разным проектам, в разное время, с использованием разных строительных материалов, с высокой долей вероятности можно утверждать, что все многоэтажные здания г. Ангарска удовлетворяют требованиям радиационной безопасности.

В ходе проведения радиационного обследования муниципальных учебных учреждений г. Ангарска были выявлены предметы, содержащие радиоактивные вещества, которые в соответствии с письмами МЗ СССР №1401с от 05.12.89 г. и МЗ РСФСР №19с от 12.01.91 г. подлежат изъятию из школ и дошкольных учреждений. Всего было изъято и передано на постоянное хранение в Пункт хранения радиоактивных веществ “Иркутского филиала” ФГУП “РосРАО” 144 предмета.

Предметы с наибольшей радиоактивностью были выявлены в МОУ Музей Победы. Они представляли собой корабельное оборудование со светящимися шкалами, циферблатами и индикаторами, изготовленными на основе светящегося состава, содержащего радий-226.

С целью оперативного доступа к данным, полученным в ходе проведенного исследования, были специально разработаны электронные базы данных, в которые занесены все результаты исследования радиационной

обстановки на территории города и в муниципальных учреждениях: полученные значения параметров радиационного контроля, координаты места проведения измерений и т.д. Всего в базах данных содержатся более 450000 записей данных.

В масштабе 1 : 10000 составлены электронные карты-схемы пространственного распределения изученных радиационных параметров, в том числе: карта-схема видов радиационного контроля и объемов выполненных работ; карта-схема распределения мощности эквивалентной дозы в муниципальных учреждениях; карта-схема распределения эквивалентной равновесной объемной активности радона в муниципальных учреждениях; карта-схема распределения мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на территории г. Ангарска; карта-схема распределения объемной активности радона-222 в почвах г. Ангарска; карта-схема распределения объемной активности радона-220 в почвах г. Ангарска; карта-схема категорирования территории г. Ангарска по радоновой опасности; карты-схемы распределения радионуклидов цезия-137, калия-40, тория-232, радия-226 в почвах на территории г. Ангарска. Всего составлено 11 видов карт-схем, общим количеством листов 68 шт.

Данные, полученные при выполнении настоящей работы, разработанные электронные базы данных и карты радиационной обстановки являются необходимой основой для проведения мониторинга радиационной обстановки, для развития автоматизированной системы радиационного контроля (АСКРО) на территории Ангарского муниципального образования. Создание таких систем предусмотрено ФЦП “Ядерная и радиационная безопасность России”.

Полученные в ходе работы результаты необходимы при планировании дальнейшего развития города, используются при аттестации рабочих мест и оформлении санитарных паспортов муниципальных учреждений.

Литература

1. *Даниленко В.Н., Федоровский С.Ю., Синицкий В.В. и др. Автомобильный сцинтилляционный спектрометр энергии гамма-излучения // Проблемы прикладной спектрометрии и радиометрии : тез. VI междунар. совещ. – М., 2002. – С.14.*
2. *Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99) СП 2.6.1.799-99 / Минздрав РФ. – М., 2000.*
3. *Черняго Б.П., Непомнящих А.И. О радиоактивном загрязнении территории Прибайкалья от наземных ядерных испытаний // Геология и геофизика. – 2008. – №2. – С.171–178.*
4. *Алексахин Р.М. Ядерная энергия и биосфера. – М. : Энергоиздат, 1982.*
5. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99), СП 2.6.1.758-99 / Минздрав РФ. – М., 1999.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В РАЙОНЕ ПРОВЕДЕНИЯ АВАРИЙНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ “КРАТОН-3” И “КРИСТАЛЛ”

П.И. Собакин[1], И.В. Молчанова[2]

[1]Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru
[2]Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, molchanova_i_v@mail.ru

RADIOECOLOG STUDY IN AREA OF BREAKDOWN UNDEGROUND UND EXPLOSION “KRATON” AND “KRISTALL”

P.I. Sobakin[1], I.V. Molchanova[2]

[1]Institute for Biological Problems of Cryolithozone SD RAS, Yakutsk, Russia
[2]Institute of plant and animal ecology UD RAS, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *Results of radioecological study made in the zone of breakdown underground nuclear explosion in West Yakutia are considered. We have received data on the content level of ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{239,240}Pu$, ^{238}Pu and ^{3}H in water, bottom sediment, soils and flora samples. It appeared that radioecological situation on the area investigated currently remains adverse.*

На территории Республики Саха (Якутия) течение 1974–1984 гг. было произведено 12 подземных ядерных взрывов (ПЯВ), двум из которых (Кратон-3 и Кристалл) присвоен статус радиационных аварий [1]. С 1990 г. на загрязненных участках работали специалисты ПГО “Якутскгеология”, Санэпиднадзора, Якутгидромета, Института биологии СО РАН и других проектных и научно-исследовательских организаций. На указанных аварийных объектах радиоэкологические исследования нами проведены в 2001 и 2007 гг. В зоне воздействия подземного ядерного взрыва “Кратон-3” мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности почвы изменяется от 4 до 200 мкР/ч, что в среднем в 20 раз выше, чем естественный фон (табл.1).

При этом плотность загрязнения радиоактивными изотопами почв, сопряженных по стоку участков ландшафта составляет ^{137}Cs – 1,6–1025 кБк/м^2, ^{90}Sr – 57–781 кБк/м^2, $^{239,240}Pu$ – 16,8 кБк/м^2 и ^{238}Pu – 0,87 кБк/м^2 (табл.1). В то же время запас радионуклидов в почвах Якутии, не испытывающих дополнительной радионуклидной нагрузки – не превышает 2,4 и 1,0 кБк/м^2 для ^{137}Cs и ^{90}Sr соответственно [2, 3]. В исследуемом районе уровни глобальных выпадов $^{239,240}Pu$ в почвах варьирует в пределах нескольких десятков Бк на одном квадратном метре. По сравнению с этими данными на объекте плотность загрязнения радионуклидов в почвах выше до трех порядков величин. Из таблицы 2 можно заметить, что содержание радионуклидов в почвах, сформи-

Таблица 1. *Плотность загрязнения почв (0–50 см) радионуклидами объекта "Кратон-3", кБк/м²*

Место отбора проб		Гамма-фон, мкР/ч	Почва	n**	^{137}Cs	^{90}Sr	^{239,240}Pu	^{238}Pu
Вершина водораздела	Третья зона загрязнения, мертвый лес	16–48* / 32	Дерново-карбонатная типичная	14	34,0–81,9 / 57,9	57,3	–	–
	Вторая зона загрязнения, мертвый лес	34–50 / 42	Дерново-карбонатная типичная	10	52,2–174,5 / 113	–	–	–
Водораздельный	Первая зона загрязнения, мертвый лес	200	Дерново-карбонатная выщелоченная	11	1025,0	781,3	–	–
		150	Дерново-карбонатная типичная	10	528,4	–	16,8	0,87
		40–100 / 70	Дерново-карбонатная деструктивная	15	68,2–288,3 / 178,2	324,0	–	–
	Буровая площадка	11–80 / 51	Дерново-карбонатная деструктивная	13	1,8–454,6 / 228,2	–	–	–
Пойма	Высокая	5–11 / 8	Аллювиальная светло-гумусная	16	1,9–41,4 / 43,3	71,2	–	–
	Низкая	4–6 / 5	Аллювиальная светло-гумусная	11	1,6	–	–	–

* Числитель – пределы колебаний; знаменатель – среднее значение;** n – количество проб.

рованных на водоразделе и склоне – коррелируется с уровнем внешнего γ-излучения. Наибольшие запасы как ^{137}Cs, так и ^{90}Sr – приурочены к участку с уровнем фона в 200 мкР/ч. В пределах этого участка содержание в почве ^{137}Cs выше, чем ^{90}Sr. Исключением являются аллювиальные почвы высокой поймы, в которых при относительно не высоком уровне фона обнаруживается значительный запас радионуклидов. Анализ их вертикального распределения показал, что основное количество излучателей (до 62% от общего запаса в 40 см почвенном слое) сосредоточено на глубине 5–16 см (табл. 2). К этой же глубине отмечено формирование вторичного гумусового максимума. В профиле пойменных почв качественное совпадение в распределении радионуклидов и органических веществ может быть связано с генезисом погребенного гумусового горизонта: переотложением речного аллювия и материала первично-загрязненного радиоактивными продуктами ядерного взрыва. Выполненные расчеты [4] показали, что γ-фон на поверхности почвы формируют излучатели, содержащиеся в ее 5–7 см толще. Из приведенных в таблице 2 данных видно, что аккумулятивный горизонт пойменных почв мощностью 5 см характеризуется содержанием γ-излучателя ^{137}Cs на порядок величин меньшим, чем в сопредельном горизонте. Возможно экранирование поверхностным почвенным слоем максимума γ-излучения является причиной корреляционной связи между отмеченными показателями. В почвах на участках водораздела и склона сохраняется однотипный характер распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr, а максимальное их содержание приурочено к верхнему 0–6 см слою (78–98% от их общего запасе в профиле) почвы с резким падением градиента концентраций вниз по профилю (табл. 2). Такое же распределение в почвах характерно и изотопам плутония, и в целом указывает на их слабую вертикальную миграцию. На объекте "Кратон-3" для оценки загрязненности радионуклидами растительного покрова в ближней зоне загрязнения были отобраны образцы разных видов растений. Интенсивность поступление радионуклидов из почвы в растения оценили коэффициентом накопления (КН). Величины КН представляют отношение содержания радионуклида в единице воздушно-сухой массы растений к соответствующему его содержанию в корнеобитаемом слое. Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu и ^{238}Pu в надземной массе представителей древесных, кустарниковых, кустарничковых и травянистых растений варьирует в широких пределах, составляя 0,03–27296 Бк/кг воздушно-сухой массы (табл. 3). При этом высокие количества ^{90}Sr и величины КН обнаружены в кустарничковом растении – в арктоусе красноплодном. В целом КН радионуклидов, в надземной массе исследованных видов высших растений в большинство случаев не превышают единицу и в зависимости от видов растений и изотопов изменяется до несколько тысяч раз. Из изученных растений наиболее высокое содержание и КН радиоцезия обнаружены во мхах и лишайниках. В силу своих морфофизиологических особенностей они способны поглощать и длительное время удерживать в своей массе химические элементы, в том числе и радионуклиды, поступающие из атмосферных выпадений [5, 6]. Имеющиеся литературные данные и результаты собственных исследований показывают, что на территории Якутии, не испытывавшей воздействия антропогенных загрязнений – среднее содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr в представителях древесных, кустарниковых и травянистых растений не превышают обычно 1–5 Бк/кг, а во мхах и лишайниках – 20–35 Бк/кг [7]. Сравнение этих значений, с приведенными выше – выявляет значительное "загрязнение" растительного покрова в зоне воздействия аварийного ПЯВ, а оно в 40–5000 раз превышает фоновый уровень.

На объекте "Кристалл" в 1992 и 2006 гг. проведены

Таблица 2. *Распределение радионуклидов в почвах на объекте "Кратон-3"*

Почва	Горизонт; глубина, см		^{137}Cs			^{90}Sr		
			Бк/кг	кБк/м^2	%	Бк/кг	кБк/м^2	%
Дерново-карбонатная деструктивная	В	0–4	1109	55,28	81,0	5310	264,72	81,7
	В	4–8	104	7,07	10,4	440	29,93	9,2
	ВС	8–12	42	2,92	4,3	310	21,57	6,7
	ВС	12–16	13	0,89	1,3	27	1,86	0,6
	ВС	16–20	10	0,69	1,0	25	1,73	0,5
	ВС	20–25	8	0,67	1,0	23	1,95	0,6
	СД	25–29	5	0,33	0,5	27	1,79	0,6
	СД	29–35	5	0,33	0,5	7	0,46	0,1
				Σ68,2	Σ100		Σ324,0	Σ100
Дерново-карбонатная выщелоченная	A_0	0–2	94579	677,09	66,0	25790	184,63	23,6
	А	2–4	34086	322,76	31,5	40610	384,53	49,2
	А	4–6	990	11,90	1,2	8715	104,83	13,4
	А	6–8	48	1,66	0,2	2353	81,52	10,4
	В	8–14	43	3,66	0,3	194	16,53	2,1
	В/ВС	14–21	10	1,27	0,1	18	2,29	0,3
	ВС/СД	21–29	15	1,99	0,2	14	1,86	0,2
	СД	29–35	13	1,35	0,1	11	1,14	0,2
	СД	35–42	13	1,62	0,2	13	1,62	0,2
	СД	42–46	12	0,85	0,1	16	1,14	0,2
	СД	46–50	12	0,85	0,1	16	1,14	0,2
				Σ1025,0	Σ100		Σ781,3	Σ100
Дерново-карбонатная типичная	Ао	0–2	6118	4,40	0,9	1322	0,95	0,2
	АоА	2–4	41149	222,20	46,5	30019	162,10	38,6
	А	4–6	18657	238,80	49,9	12831	164, 23	39,2
	А	6–8	2424	5,57	1,2	3028	70,85	16,9
	АВ	8–12	80	3,99	0,8	178	8,88	2,1
	АВ	12–16	24	1,00	0,2	148	6,21	1,5
	АВ	16–20	20	1,51	0,3	40	3,02	0,7
	ВС	20–30	2	0,35	0,1	12	2,10	0,5
	ВС	30–40	2	0,35	0,1	8	1,40	0,3
				Σ478,2	Σ100		Σ419,7	Σ100
Аллювиальная светло-гумусовая	Ад	0–2	48	0,69	1,7	381	5,48	7,7
	А	2–5	137	3,94	9,5	449	12,92	18,2
	АВ	5–11	345	24,63	59,4	346	24,70	34,7
	ВС	11–16	144	7,93	19,2	351	19,34	27,2
	С	16–28	16	2,11	5,1	33	4,35	6,1
	С	28–40	16	2,11	5,1	33	4,35	6,1
				Σ41,4	Σ100		Σ71,2	Σ100

дезактивационные работы на загрязненной территории путем отсыпки пустой породой из отвалов горных пород карьера трубки Удачная. В 2006 г. после дополнительной отсыпки насыпи, вокруг его почвенно-растительный слой был снесен бульдозером и оставлен санитарно-защитной зоной. Гамма-фон на санитарно защитной зоне изменяется от 7 до 9 мкР/ч, что соответствует естественному радиационному фону, характерному для карбонатных пород и четвертичных отложений (глины, пески и суглинки), распространенных на данной территории. В пределах этой зоны и за его пределами плотность загрязнения ^{137}Cs в почвах составляет 75–1973 Бк/м^2, ^{90}Sr – 323–1544 Бк/м^2, ^{239,240}Pu – 28–1295 Бк/м^2 и ^{238}Pu – 33 Бк/м^2. Эти значение в отдельных случаях немного превышают их уровни глобальных выпадов в почвах. Содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239,240}Pu в илистых донных отложениях в исследованных водотоках варьирует от 0,1 до 2,3 Бк/кг воздушно сухой массы. Наибольшее содержание ^{137}Cs, ^{90}Sr и ^{239,240}Pu фиксируется в донных отложениях ручья, вытекающего из под "саркофага" и ручья Улахан-Бысыттаах. В то же время четкое уменьшение концентраций ^{137}Cs и ^{90}Sr с расстоянием не обнаруживается, а зафиксированные концентрации радионуклидов в целом соответствуют фоновым значениям характерным в речных донных отложениях Якутии. Исследования водных проб показали, что ^{90}Sr обнаружен только в воде р. Далдын на месте расположенном около пяти км от устья р. Улахан-Бысыттаах вверх по течению (рис. 1) и в воде ручья, вытекающего из под насыпи соответственно 0,03 и 0,11 Бк/л (табл. 4). В остальных случаях его концентрация не превышала 0,02–0,08 Бк/л. Обнаруженное в воде содержание ^{90}Sr в р. Далдын близко к средней его концентрации в воде рек (0,0036–0,0046 Бк/л), зафиксированной в Якутии [8]. На объекте вблизи "саркофага" содержание ^{90}S в воде повышено по сравнению с фоновым примерно на порядок. Анализ концентраций трития в воде показывает, что его концентрация в поверхностных водах не превышает 6 Бк/кг. Только рассолах в карьере алмазоносной трубки Удачная его содержание высоки и изменяются в пределах 17–63 Бк/л. Эти значения превышают естественный фон примерно в 5–20 раз. Как известно, в последние годы в атмосферных осадках и в водах рек Якутии концентрация трития обычно составляет 2,7–3,1 Бк/л и является фоновой [8]. В целом настоящее время идет интенсивная миграция трития из зоны ядерного взрыва с подземными водами.

Таблица 3. *Содержание (воздушно-сухой массы) и коэффициенты накопления радионуклидов в различных видах растений*

Вид	^{137}Cs		^{90}Sr		^{239,240}Pu		^{238}Pu	
	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН	Бк/кг	КН
Ива скальная: листья	43	0,002	3902	0,30	0,4	0,0006	0,07	0,002
Береза тощая: листья	250	0,013	1878	0,15	–	–	–	–
Береза тощая: ветви	390	0,020	–	–	–	–	–	–
Курильский чай (надземная масса)	100	0,005	14690	1,2	0,2	0,0003	0,03	0,001
Арктоус красноплодный	237	0,007	27296	1,4	3,0	0,004	0,23	0,007
Дриада	257	0,008						
Иван-чай (надземная масса)	380	0,01	1811	0,09	0,7	0,001	0,11	0,003
Осока (надземная масса)	940	0,05	–	–	–	–	–	–
Мох (Tomentyphym nitens)	8151	1,5	–	–	–	–	–	–
Лишайник (Cladonia stellaris)	5294	1,0	–	–	–	–	–	–
Лишайники (Cladonia arbuscula)	7759	1,4	–	–	–	–	–	–

Таблица 4. *Содержание ^{90}Sr и ^{3}H в поверхностных и подземных водах, Бк/л*

№	Место проб	^{90}Sr	^{3}H
1	Р. Далдын от устья руч. Улахан-Бысыттаах ~ 5 км	0,03	< 6
2	Ручей, вытекающий из-под насыпи от устья руч. Улахан-Бысыттаах ~ 0,9 км	0,11	< 6
3	Руч. Улахан-Бысыттаах от его устья ~ 0,6 км	< 0,02	< 6
4	Р. Далдын от устья руч. Улахан-Бысыттаах ~ 6,5 км	< 0,02	< 6
5 (1)	Борт карьера трубки Удачная	< 0,08	63
5 (2)	Дно карьера трубки Удачная	< 0,09	17

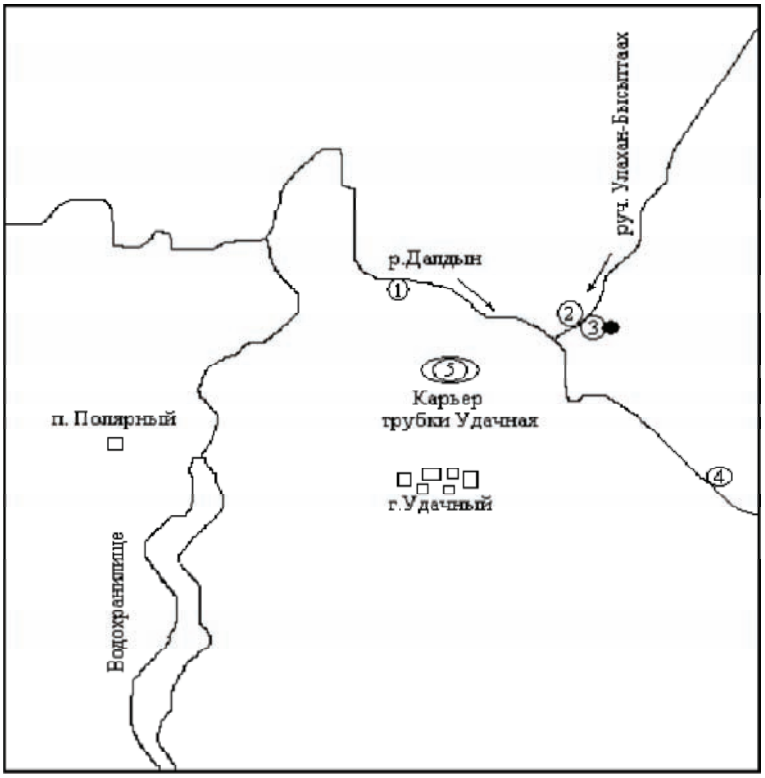


Рис. 1. *Схема отбора проб на объекте "Кристалл". Условные обозначения ① – место отбора проб воды и донных отложений; ● – насыпь*

Таким образом, радиоэкологическая обстановка на объекте "Кратон-3" в целом не благополучная. В настоящее время в зоне загрязнения величина гамма-фона, концентрация радионуклидов в почвах и растениях остаются высокими. На объекте "Кристалл" радиоэкологическая обстановка на поверхности после проведения дезактивационных работ существенно улучшилась. Однако идет миграция трития из места проведения ядерного взрыва с подземными водами.

Работа выполнена при поддержке РФФИ по проекту 09-04-98501 р_восток_а.

Литература

1. *Бурцев И.С., Степанова С.К., Колодезникова Е.Н. Экономическая оценка экологических последствий подземных ядерных взрывов мирного назначения в аспекте устойчивого развития. – Якутск : ЯФ Изд-ва СО РАН, 2000. – 114 с.*
2. *Павлов А.Г. Миграция цезия-137 и стронция-90 в кормовой цепочке северного оленя в условиях Республики Саха (Якутия) : автореф. дис. … канд. биол. наук. – М., 2000. – 16 с.*
3. *Собакин П.И., Чевычелов А.П., Ушницкий*

В.Е. Радиоэкологическая обстановка на территории Якутии // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2004. – Т.44, №3. – С.283–288.

4. *Коган Р.М., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Основы гамма-спектрометрии природных сред. – М. : Атомиздат, 1976. – 468 с.*
6. *Собакин П.И. Накопление тяжелых естественных радионуклидов мхами Южной Якутии // Сибирский экологический журнал. – 2002. – №1. – С.29–34.*
7. *Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах: По материалам 10-летних исследований в зоне влияния аварии на ЧАЭС. – М. : Наука, 1999. – 268 с.*
8. *Сухоруков Ф.В., Щербов Б.Л. и др. Экологическая обстановка (радионуклиды, тяжелые металлы) территорий Нюрбинского и Усть-Алданского улусов Республики Саха (Якутия). – Якутск, 2001. – 155 с.*
9. *Государственный доклад о состоянии окружающей среды Республики Саха (Якутия) в 2007 году. – Якутск, 2008. – 163 с.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА ОБЬЕКТАХ ГЕОЛОГО-РАЗВЕДОЧНЫХ РАБОТ НА УРАН В ЯКУТИИ

П.И. Собакин, А.П. Чевычелов

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru

RADIOECOLOGICAL SITUATION IN THE UNIT OF GEOLOGICAL URANIUM SURVEY IN YAKUTIA

P.I. Sobakin, A.P. Chevychelov

Institute for Biological Problems of Cryolithozone SD RAS, Yakutsk

Abstract. *The paper brings the results of radioecological study carried out in Sugun and Elkon group of uranium deposits. Patterns of natural radionuclide migration in components of mountain-taiga and mountain-tundra landscapes are considered. An effective specific activity of radionuclides in waste banks has been determined and bank grouping according to radio-hazard assessed.*

Поисково-геологоразведочные работы на уран на территории Якутии интенсивно проводились в основном во второй половине прошедшего столетия. Так, в период с 1949 по 1952 гг. на северо-восточной части территории Главным управлением Дальстроя МВД СССР проведены геологоразведочные работы с бурением скважин, проходкой канав и подземных горных выработок на Сугунской группе урановых месторождений. Семь разведанных в разной степени месторождений (Терем, Томтор, Агей, Гурга, Новый-Ус, Мун, Ун) расположены на хребте Улахан-Чистай, вытянутой в северозападном направлении примерно на 60 км и находящейся в верховьях системы притоков рек Колымы-Индигир [1]. Район месторождения расположен в зоне палеозойской и мезозойской складчатых структур, характеризующихся интенсивным проявлением дизьюнктивных дислокаций регионального характера. Основной тектонической единицей является Дарпирский глубинный разлом, по которому палеозой надвинут на мезозой. Гранитные интрузии, к которым приурочено урановое оруденение, располагается в пределах этого глубинного разлома. С начала 60-х по 1987 гг. в южной части Якутии (Алданское нагорье) изучались урановые месторождения Эльконского горста Приленской геологоразведочной экспедицией Первого Главного геологоразведочного управления Министерство геологии СССР и рядом научных организаций. Здесь главной рудовмещающей структурой является зона Южная, представляющая собой подновленный в мезозое древний тектонический шов протяженностью 30 км и более [2]. В пределах зоны Южной выделяются участки, рассматриваемые как отдельные месторождения: Дружное, Курунг, Эльконское плато, Элькон и др. Вместе с тем центральный участок зоны, протяженностью около 20 км по существу представляет собой одно месторождение с серией четко и кулисообразно расположенных линейных жилообразных) штокверковых тел. Урановое оруденение известно также в параллельных подобных структурах.

Радиоэкологические работы в районе Сугунской группе урановых месторождений проводились летом 2006 г. В результате обследованы отвалы горных выработок (штольни) четырех месторождений (Томтор, Агей, Гурга и Новый-Ус). Подобные работы выполнялись в 2007–2008 гг. на трех урановых месторождениях (Эльконское плато, Курунг и Невское) Эльконского горста. Гамма- и гамма-спектральные измерения в отвалах проводились с использованием радиометра СРП-68-01 и спектрометров РКП-306, МКС-АТ-6101Д. Концентрация радона и его плотность потока измерялись с помощью радиометра радона РРА-01М-01. Кроме радиометрических измерений, с отвалов и примыкающих к ним территорий отбирались образцы растений, воды и донных отложений для лабораторного анализа на содержание радионуклидов.

Результаты исследования показали, что средняя концентрация K в исследованных отвалах изменяется от 2,9 до 6,5%, U – от 5,2 до 766x10^{-4}%, а Th – от 6,1 до 67x10^{-4} % (табл. 1). При этом мощность экспозиционной дозы гамма-излучения на поверхности отвалов варьирует от 20 до 900 мкР/ч. Кроме измерений гамма-фона и определения концентраций радиоактивных элементов в отвалах, также оценивали эффективную удельную активность радионуклидов по формуле принятой в нормах радиационной безопасности [3]:

$$A_{эфф}=A_{Ra}+1,3A_{Th}+0,09A_{K},$$

где A_{Ra} и A_{Th} – удельные активности ^{226}Ra и ^{232}Th, нахо-

Таблица 1. *Средняя мощность экспозиционной дозы, концентрация и удельная эффективная активность радионуклидов в отвалах горных выработок урановых месторождений*

Месторождения	Номер отвала	n*	Гамма-фон, мкР/ч	K, %	U, 10^{-4} %	Th, 10^{-4} %	А эфф, Бк/кг
Хребет Улахан-Чистай (Северо-Восточная Якутия)							
Томтор	I	8	20	4,7	5,2	16,5	275
	II	11	27	4,4	10,3	13,8	316
	III	13	227	3,9	159	10,2	2112
Агей	I	21	41	3,9	21,5	5,9	399
Гурга	I	18	53	4,7	29,4	12,9	554
	II	15	25	4,3	8,2	13,8	287
Новый-Ус	I	9	29	4,5	11,4	12,3	324
	II	4	36	5,2	12,2	16,7	375
Алданское нагорье (Южная Якутия)							
Эльконское плато	I	4	817	5,0	742	46,6	9504
	II	6	418	5,0	349	28,9	4577
	III	5	278	5,1	205	20,8	2766
	IV	3	40	3,6	18	6,7	352
	V	2	325	2,9	266	26,0	3485
	VI	5	147	5,0	115,2	18,5	1644
	VII	4	49	4,0	29,2	8,9	512
Курунг	I	5	900	6,5	766	67,0	9946
	II	7	524	5,4	399	25,4	5184
	III	9	154	4,3	113	10,4	1558
	IV	7	55	3,8	27,2	7,5	475
	V	2	95	4,7	122	15,7	1708
	VI	6	46	3,9	19,1	13,1	407
	VII	3	44	4,0	20,0	6,1	384
Невское	I	5	112	5,7	87	16,2	1306
	II	3	73	4,1	57	9,8	862
	III	3	70	4,5	48	15,1	789

* n – количество измерений.

дящихся в равновесии с остальными членами уранового и ториевого рядов, A_K – удельная активность ^{40}K (Бк/кг). Средняя эффективная удельная активность радионуклидов в мелкоземе обследованных отвалов изменяется от 275 до 9946 Бк/кг (табл. 1). Наиболее высокие его значение характерны в отвалах месторождений Эльконское плато и Курунг. Здесь на поверхности отвалов зафиксировано самое высокое значения гамма-фона, которое достигает до 3000 мкР/ч. При этом концентрация урана (по радию) обычно составляет (1100–1490)x10^{-4}%. Из таблицы 1 можно заметить, что в отвалах Сугунской группы урановых месторождений концентрация урана в основном не высокие и только отвалах месторождении Томтор отмечены наиболее высокие его концентрации.

В настоящее время значения эффективной удельной активности радионуклидов является основной определяющей характеристикой потенциальной радиационной опасности производственных отходов, содержащих природные радионуклиды опасные для работников предприятий и населения. Для установления требований по обеспечению радиационной безопасности населения и работников предприятий и ограничения загрязнения среды обитания людей природными радионуклидами введена классификация производственных отходов по эффективной удельной активности в них содержащихся природных радионуклидов в соответствии с таблицей 2 [4].

Таблица 2. *Категории радиоактивных отходов*

Категория отходов	Эффективная удельная активность природных радионуклидов, кБк/кг	Мощность дозы гамма-излучения природных радионуклидов в отходах, мкР/ч
I категория	Аэфф ≤ 1,5	P ≤ 70
II категория	1,5 < Аэфф ≤ 10,0	70 < P ≤ 450
III категория	Аэфф > 10,0	P > 450

Согласно этой классификации по удельной эффективной активности некоторые отвалы месторождений Эльконское плато, Курунг и Томтор можно отнести к производственным отходам второй категории, а некоторую часть отвалов в этих и других месторождениях к отходам первой категории. Как известно, если отходам второй категории требуется специальный учет, хранение и контроль, то отходы первой категории после дополнительной радиометрической сортировки можно использовать в строительстве дорог. В наиболее активных отвалах месторождений Эльконское плато и Курунг, кроме оценки мощности экспозиционной дозы гамма-излучения и концентраций радионуклидов было изучено содержание радона в воздухе и плотность его потока. Результаты исследования показали, что концентрация радона в воздухе над отвалами варьирует от 28 до 235 Бк/м^3, а плотность его потока от 31 до 2982 мБк/м^2. При этом его концентрация в воздухе слабо зависит от содержание радия в мелкоземе отвалов, что видимо, связано с циркуляцией воздуха. В тоже время величина плотности потока радона в основном зависит от содержание радия в мелкоземе, хотя, существенно на величину его значительно влияет выветрелость пород отвала. Содержание урана в водах поверхностных водотоков (ручьи, реки) вблизи отвалов повышено по сравнению с фоновым значением до несколько порядков величин и составляет обычно (2–8)x10^{-5} г/л, а в отдельных случаях поднимается до 3x10^{-3} г/л. По мере удаления от источника загрязнения его концентрация в воде обычно падает. В меженный период водотоков высокие концентрации урана в воде по вектору стока обычно фиксируется на расстоянии больше км, а во время паводков на несколько десятков км. В донных отложениях повышенное содержание урана и радия в основном обнаруживается на расстоянии от источника немного больше км. Концентрация ^{238}U в исследованных видах растений изменяется от 4 до 48000x10^{-4}%, а ^{226}Ra от 18 до

Таблица 3. *Содержание ^{238}U и ^{226}Ra в различных видах растений урановых месторождений*

Месторождения	Вид	^{238}U, 10^{-4} %	^{226}Ra, 10^{-11} %	$\frac{^{226}Ra^*}{^{238}U}$
Хребет Улахан-Чистай (Северо-Восточная Якутия)				
Агей	Разнотравье (надземная масса)	6	120	5,8
	Ива Чукотская: листья	5	100	5,8
Гурга	Дриада (надземная масса)	4	95	6,9
	Осока (надземная масса)	3	52	5,0
	Мох (Calliergon sarmentosum)	52	30	0,1
Новый-Ус	Мох (Calliergon sarmentosum)	6	18	0,8
Алданское нагорье (Южная Якутия)				
Элькон-ское плато	Ива: листья	50	820	4,8
	Вейник Лангсдорфа (надземная масса)	145	750	1,5
	Мох (Calliergon sarmentosum)	48000	2432	0,01
Курунг	Ива Шверина: листья	8	400	14,7
	Ольха кустарниковая: листья	18	1240	20,2
	Иван-чай (надземная масса)	7	410	17,2
	Мох (Calliergon sarmentosum)	1800	1045	0,1

* – Радий в единицах равновесного урана.

2432x10^{-11}% (табл. 3). Эти значение превышают фоновые величины во много раз, а в отдельных случаях на несколько порядков величин. Наиболее высокое содержание урана обнаружено во мхах, произрастающих во влажных местах, мочажинах или у берегов водотоков. Отношение радия к урану у кустарниковых и травянистых растений, как правило, больше единицы и составляет 1,5–20. В то же время это отношение для мхов намного меньше единицы. Это указывает о аккумуляции урана во мхах относительно радия. Как известно мхи накапливают уран в основном из водной среды. В данном случае из воды водотоков и мочажин, обогащенных ураном.

Определенный интерес вызвало изучение распределения урана и радия в надземных и подземных органах ольхи кустарниковой. Как показали исследования, уран

Таблица 4. *Распределение урана и радия в различных органах ольхи кустарниковой, произрастающей на мелкоземе отвала*

Орган		^{238}U, $n\cdot10^{-4}$ %	^{226}Ra, $n\cdot10^{-11}$ %	$\frac{^{226}Ra^*}{^{238}U}$
Листья		51	1890	11,1
Ветви	Кора	65	4533	20,5
	Древесина	185	3812	6,0
Корень (основной)	Кора	1460	4173	0,8
	Древесина	780	4318	1,6

* – Радий в единицах равновесного урана.

в различных органах ольхи распределяется не равномерно (табл. 4). Так, в надземной части данного растения содержания урана в 4–28 раз меньше, чем в подземной части. При этом особенно низкие его концентрации обнаруживаются в листьях. В то же время радий более равномерно распределяется в органах ольхи кустарниковой. Хотя обнаруживается некоторое уменьшение его концентраций в листьях и ветвях по отношению к древесине. Отношение радия к урану в корневой части исследуемого растения меньше или немного выше единицы, а в надземной части эти отношения существенно выше и изменяются от 6 до 20. Все это указывает на то, что уран в данном растении преимущественно аккумулируется в корнях.

Таким образом, отвалы горных выработок оставленные на дневную поверхность после геологоразведочных работ на уран в Якутии являются бесконтрольным источником радиоактивного загрязнения окружающей среды. В настоящее время уровни загрязненности в компонентах мерзлотных ландшафтов остаются высокими.

Работа выполнена при поддержке РФФИ по проекту 09-04-98501 р_восток_а.

Литература

1. *Хамицаев Б.Ф. Отчет о результатах геологоразведочных работ по Сугунской группе альбитовых месторождений с 1/1-49 года по III-1952 года. – Магадан, 1952. – 174 с.*
2. *Наумов С.С., Шумилин М.В. Урановые месторождения Алдана // Отечественная геология. – 1995. – №4. – С.20–23.*
3. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) : гигиенические нормативы. – М. : Центр сан.-эпид. нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России. 1999. – 116 с.*
4. *Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет природных источников ионизирующего излучения. Санитарно-эпидеомологические правила СП2.6.1.1292-03. – 36 с.*

ГЛОБАЛЬНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ^{137}Cs НА ТЕРРИТОРИИ ЯКУТИИ

П.И. Собакин[1], В.Е. Ушницкий[2], Е.С. Захаров[1]

[1]Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru
[2]Министерство охраны природы Республики Саха (Якутия), Якутск, Россия

GLOBAL POLLUTION BY ^{137}Cs ON THE YAKUTIA TERRITORY

P.I. Sobakin[1], V.E. Ushnitsky[2], E.S. Zakharov[1]

[1]Institute for Biological Problems of Cryolithozone SD RAS, Yakutsk
[2]Ministry of Nature Protection of Republic Sakha (Yakutia), Yakutsk

Abstract. *The paper outlines present-day levels of global ^{137}Cs fallouts in frozen soils of the tundra and taiga zones of Yakutia. Patterns of radionuclide migration in different types of zonal soils are considered. Mean rates of ^{137}Cs vertical migration in main types of frozen soils have been defined. We found that vertical migration rate of radionuclide in soil profiles depends on water regime and soil texture.*

Основным источником глобального загрязнения территории Якутии долгоживущими искусственными радионуклидами послужили ядерные взрывы, проводившиеся в атмосфере в период с 1949 по 1980 гг., а также имевшая место известная авария на Чернобыльской атомной электростанции.

Анализ опубликованных в открытой печати данных показывает, что плотность загрязнения земной поверхности радионуклидами техногенного происхождения возрастала в периоды проведения больших серий испытаний ядерного оружия в атмосфере 1955–1958 и 1961–1962 гг., достигнув максимума к 1966 г. [1]. В конце 1960-х гг. средние уровни глобальных выпадений ^{137}Cs, фиксируемые в мерзлотных почвах, на территории Якутии составляли примерно 2201–4601 Бк/м^2 [2]. При этом отмечено меридиональное уменьшение уровней глобальных выпадов ^{137}Cs в почвах по побережью Северного ледовитого океана с запада на восток со стороны Новоземельского полигона [1].

Исследования проведены в 2001–2007 гг. тундровой и таежной зоне Якутии (рис. 1).

Экспедиционные исследования осуществлялись как вертолетными маршрутами с посадками в заранее намеченных точках, так и наземными – водным (теплоход), вездеходным и автомобильным транспортом. В процессе работ проведены измерения уровней естественного

Таблица 1. *Плотность загрязнения ^{137}Cs в мерзлотных почвах на территории Якутии*

№	Место отбора проб	Ландшафт (почва)	n*	Высота над уровнем моря, м	Кол-во осадков, мм	Бк/м^2
1	Остров Земля Бунге	Арктическая тундра (тундровые глеевые)	2	5–80	150–200	505
2–5	Анабаро-Оленекская низменность	Субарктическая тундра (тундровые глеевые, подбуры, болотные)	38	10–150	150–200	377–745** / 526
6–7	Устье р. Лены	Субарктическая тундра (тундровые глеевые, подбуры, болотные)	21	5–100	250–300	522–682 / 617
8	Яно-Индигирская низменность	Субарктическая тундра (тундровые глеевые, подбуры, болотные)	35	10–200	150–200	353–484 / 420
9–10	Вилюйское плато	Северная тайга (дерново-карбонатные типичные, выщелоченные, деструктивные)	37	300–500	250–300	797–1090 / 865
11–12	Бытантайское холмогорье	Северная тайга (северотаёжные, болотные)	18	400–700	150–200	484–648 / 566
13	Абыйская низменность	Северная тайга (северотаёжные, болотные)	8	20–150	120–200	546
14	Момская котловина	Северная тайга (подбуры, подзолы, болотные)	18	600–900	200–250	807–982 / 918
15	Хребет Улахан-Чистай	Горная тундра (подбуры тундровые)	10	1600–2600	400–600	1939
16	Высокогорная равнина Улахан-Чистай	Тундра (горно-тундровые глеевые, болотные)	11	1200–1600	300–400	804
17–22	Центрально-Якутская равнина	Средняя тайга (палевые, мерзлотно-таёжные, аласные)	86	120–300	150–250	484–1120 / 718
23–24	Алданское нагорье подзолистые, болотные)	Средняя и верхняя тайга (подбуры,	48	700–1000	500–600	1456–2465 / 1924

* n – количество проб; ** числитель – пределы колебания; знаменатель – среднее значение.

радиационного фона с помощью радиометра СРП-68-01 с отбором проб почв. Массовый отбор образцов из почвенных разрезов преимущественно проводили на плоских и слабо наклоненных водораздельных поверхностях, а также суходольных не затопляемых частях долин рек, представляющих наиболее информативные части ландшафтов, в связи с относительно слабой латеральной миграцией ^{137}Cs в них. Кроме того, в каждой природно-климатической зоне, на выбранных ключевых участках, для изучения особенностей распределение и перераспределения радиоцезия в почвах геохимически сопряженных участках ландшафтов, были заложены почвенные разрезы на каждом выделенном элементе рельефа. Отбор образцов почв из разрезов вели послойно через 1–5 см до глубины 50 см с учетом площади и границ генетических горизонтов. Для гамма-спектрометрического анализа проб на содержание ^{137}Cs был использован многоканальный анализатор ГАММА-01 со сцинтилляционными детекторами натрий-йод с размерами 150х100 мм.

Результаты исследования показали, что современные уровни глобальных выпадений ^{137}Cs в мерзлотных почвах изученных автоморфных ландшафтов на территории Якутии изменяется от 353 до 2465 Бк/м^2 (табл. 1). При мозаичном загрязнении не выявлено четкое увеличение запаса ^{137}Cs в почвах по меридиану с запада на восток со стороны Новоземельского ядерного полигона, на отрезке исследованной равнинной тундровой зоны с протяженностью по побережью Северного Ледовитого океана равной 1300 км. Так, средняя плотность загрязнения почв радиоцезием исследованных водораздельных участков Анабаро-Оленекской тундры со-

Рис. 1. *Схема расположения обследованных участков. Районы исследования: 1 – остров Земля Бунге, 2–5 – Анабаро-Оленекская низменность, 6–7 – устье р. Лены, 8 – Яно-Индигирская низменность, 9 – Вилюйское плато, 10–11 – Бытантайское холмогорье, 12 – Абыйская низменность, 13 – Момская впадина, 14 – хребет Улахан-Чистай, 15 – высокогорная равнина Улахан-Чистай, 16–22 – Центрально-Якутская равнина, 23–24 – Алданское нагорье*

ставляет – 526 Бк/м^2, а в устье р. Лены – 617 Бк/м^2 и Яно-Индигирской тундры – 420 Бк/м^2.

Исследование показали, что наибольшее количество ^{137}Cs содержится в почвах горных районов (Алданское нагорье и Хребет Улахан-Чистай) находящихся в зоне с максимальным среднегодовым количеством осадков, а наименьшее в почвах тундровой зоны. Корреляционный анализ выявил статистически достоверную положительную корреляционную связь (r=0,94, P=0,95) между количеством осадков и средней плотностью загрязнения почв ^{137}Cs. При этом во всех исследованных климатических зонах идет интенсивное перераспределение ^{137}Cs в почвах сопряженных элементарных ландшафтов. Аккумуляция его идет в почвах мерзлотных западин и трещин, термокарстовых понижений, аласов, поймах рек и др. Если сравнить современные уровни загрязненности почв ^{137}Cs на равниной территории Якутии (западная часть и побережье Ледовитого океана) с данными аэрогаммаспектральной съемки проведенной в 1968–1974 гг. на территории Якутской АССР [2], то в настоящее время количество радиоцезия в почвах примерно снизилось в 2–4 раза за счет его физического распада, заглубления, выноса с поверхностными водами и растительностью.

Все это может говорить о небольшом вкладе Чернобыльского загрязнения почв Якутии ^{137}Cs по сравнению с испытаниями атомного оружия в атмосфере. Действительно, по данным территориального управления гидрометеослужбы, в августе 1987 г., в районе г. Якутска вклад Чернобыльского загрязнения в верхнем в пяти сантиметровом слое почвы по ^{137}Cs не превышало от его общего запаса 6% [3].

В таблице 2 приведены полученные данные по вертикальному распределению ^{137}Cs в почвенном профиле в основных зональных почвах Якутии. Как видно из таблицы, в тундровой-глеевой почве основная масса ^{137}Cs сконцентрирована в подстилке и перегнойно-гумусовом горизонте (71% от общего его количество в профиле. В надземной массе, состоящей из мхов, лишайников и зеленых растений – всего 13%, а в гумусовой части – 15% от общего запаса ^{137}Cs, обнаруженного в почвенном профиле. Для палевой и мерзлотно-таежной почвы средней тайги вертикальное распределение ^{137}Cs в почвенном профиле почти одинаковое. Наибольшее количество ^{137}Cs в этих почвах находится в гумусово-аккумулятивном горизонте (46–58% от его общего запаса). Вниз по профилю его концентрация резко уменьшается и на глубине 10–12 см обнаруживается на кг почвы всего несколько единиц активности. В слое лесной подстилки этих почв количество ^{137}Cs не превышает 3–5%. Несколько иной тип распределения ^{137}Cs обнаруживается в лугово-черноземных почвах суходольных лугов рек. В данных почвах радионуклид целиком сконцентрирован в 3-сантиметровом слое – в дернине и верхней части гумусового горизонта. Это объясняется тем, что в верхней части почвенного профиля этих почв присутствует плотная дернина, образованная корнями травянистых растений, а почвы имеют суглинистый механический состав и непромывной водный режим. В горной части Южной Якутии интенсивно развиты элювиальные процессы и промывной водный режим почвогрунтов, что резко сказывается на вертикальном распределении радионуклида в почвенном профиле. Так, в подбурах и подзолистых почвах, формирующихся на водораздельных

Таблица 2. *Вертикальное распределение ^{137}Cs в мерзлотных почвах*

Природно-климатическая зона	Почва	Горизонт; глубина		Бк/кг	Бк/м^2	%
		Надземная масса				
Тундра (Северная Якутия)	Тундровая глеевая	Ао	0–1	34,2	58	13,3
		АоА	1–2	68,0	88	20,3
		А	2–4	31,1	220	50,7
		В	4–6	6,2	68	15,7
				н.о		
					Σ434	Σ100
Средняя тайга (Центральная Якутия)	Палевая	Ао	0–2	26,6	31	5,2
		АоА	2–3	46,2	277	46,5
		А	3–4	19,0	148	24,8
		А	4–5	6,7	40	6,7
		АВ	5–10	2,3	100	16,8
					Σ596	100
	Мерзлотно-таёжная	Ао	0-3	26,0	23	3,3
		АоА	3–4	81,1	70	10,0
		А	4–6	148,9	404	58,2
		АВ	6–9	8,2	129	18,6
		В	9–12	2,6	68	9,8
					Σ694	Σ100
	Лугово-черноземная	Ад	0-1	58,0	388	44,6
		А	1–2	31,0	409	47,1
		А	2–3	3,6	72	8,3
		А	3–4	н.о		
					Σ869	Σ100
Верхняя тайга (Южная Якутия)	Подзолистая	Ао	0-3	91,9	74	3,2
		$АоА_1$	3–4	314,2	345	14,9
		$А_1$	4–5	139,3	794	34,3
		$А_1А_2$	5–7	13,2	234	10,1
		В	7–9	8,7	216	9,3
		В	9–12	6,7	217	9,4
		ВС	12–17	4,6	249	10,7
		ВС	17–25	2,5	189	8,1
					Σ2318	Σ100
Средняя тайга (Южная Якутия)	Подбур	Ао	0-3	162,1	150	6,6
		$АоА_1$	3–4	243,0	232	14,2
		$А_1$	4–5	183,8	240	10,5
		$А_2В$	5–8	72,0	558	24,5
		В	8–11	15,2	304	13,3
		ВС	11–16	7,0	368	16,2
		ВС	16–26	4,0	336	14,7
					Σ2279	Σ100

Таблица 3. *Средняя скорость вертикальной миграции ^{137}Cs в мерзлотных почвах*

Район исследования (многолетняя мерзлота)	Почва	Водный режим	Механический состав	Vср, г/см^2
Яно-Индигирская низменность (сплошная)	Тундровая перегнойно-глеевая	Застойный	Средне- суглинистый	0,02–0,06 / 0,04
	Тундровая перегнойно-торфянисто-глеевая	Длительно-застойный	Средне-суглинистый	0,05–0,13 / 0,08
Анабаро-Оленекская низменность (сплошная)	Тундровая перегнойно-глеевая	Застойный	Средне-суглинистый	0,03–0,07 / 0,05
	Подбур тундровый	Застойно-периодически промывной	Легко-суглинистый	0,11
Вилюйская плато (сплошная)	Дерново-карбонатная Типичная	Промывной	Тяжело-суглинистый	0,03–0,05 / 0,04
Центрально-Якутская равнина (сплошная)	Палевая Типичная	Периодически-промывной	Средне-суглинистый	0,03–0,11 / 0,06
	Мерзлотно-таёжная оподзоленная	Периодически-промывной	Песчаный	0,08–0,12 / 0,10
	Дерново-луговая	Выпотной	Средне-суглинистый	0,02–0,03 / 0,02
	Лугово-черноземная	Выпотной	Средне-суглинистый	0,02–0,04 / 0,03
Алданское нагорье (прерывистая)	Подбур горно-таёжный	Промывной	Легко- суглинистый	0,15–0,19 / 0,17
	Подзолистая	Промывной	Легко-суглинистый	0,14–0,20 / 0,18

пространствах, ^{137}Cs обнаруживается в глубоких слоях почв на глубине (16–26 см). При этом гумусово-аккумулятивном горизонте и лесной подстилке почв фиксируется 10–34 и 3–6% ^{137}Cs от его общего запаса.

Определенный интерес представлял оценка средней скорости миграции радионуклидов в глубь почв по следующей формуле [4]:

$$Vcp = \Sigma q_{Csi} z_i / q_{Cs} t,$$

где V – скорость миграции, г/см^2; q_{Csi} – запас ^{137}Cs в i-том слое почвы; z_i – средняя глубина i-го слоя, г/см^2 сухого вещества почвы; q_{Cs} – полный запас ^{137}Cs, t – время в годах от начала миграции до момента измерения профиля. Для грубых оценок моментом начала миграции радионуклида принят 1963 г., которому соответствуют наиболее интенсивные выпадения. Результаты расчета приведены в таблице. Средние скорости миграции ^{137}Cs колеблются от 0,02 до 0,18 г/см^2 (табл. 3). Как и ожидалось, наименьшие скорости миграции ^{137}Cs характерны в почвах (дерново-луговая, лугово-черноземная) сходольных участков ландшафта, а наибольшие в почвах (подбур, подзолистая) – легко суглинистых с промывным водным режимом.

Таким образом, современные уровни глобальных выпадов ^{137}Cs в мерзлотных почвах Якутии не высокие и в целом зависят от количества атмосферных осадков. В настоящее время идет интенсивное перераспределение ^{137}Cs в почвах сопряженных ландшафтов. Средняя вертикальная скорость миграции радионуклида в почвенном профиле зависит от водного режима и механического состава почв.

Работа выполнена при поддержке РФФИ по проекту 09-04-98501 р_восток_а.

Литература

1. *Иванов А.Б., Красилов Г.А., Логачев В.А. и др. Северный полигон Новая Земля – радиоэкологические последствия ядерных испытаний. – М., 1997. – 68 с.*
2. *Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М. Глобальное загрязнение ^{137}Cs и ^{90}Sr и дозы внешнего облучения на территории СССР // Атомная энергия. – 1977. – Т.42, Вып.5. – С.355–358.*
3. *Израэль Ю.А., Вакуловский С.М., Ветров В.А. и др. Чернобыль: радиоактивное загрязнение природных сред. – Л. : Гидрометеоиздат, 1990. – 296 с.*
5. *Артемов Е.М., Балясный Н.Д., Василенко В.Н. и др. Распределение запаса цезия-137 и мощности дозы его излучения в целинных почвах горных районов СССР // Труды ИПГ. – 1980. – Вып.43. – С.90–102.*

К ВОПРОСУ О ФОРМИРОВАНИИ РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИХ И ГЕОХИМИЧЕСКИХ АНОМАЛИЙ НАД МЕСТОРОЖДЕНИЯМИ НЕФТИ И ГАЗА

И.С. Соболев

Томский политехнический университет, Томск, Россия, geolsob@yandex.ru

TO THE QUESTION AT FORMING OF RADIOGEOCHEMICAL AND GEOCHEMICA ANOMALIES OVER OIL AND GAS FIELDS

I.S. Sobolev

Tomsk Polytecnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *In the report the information on possible reason of forming of geochemical anomalies over oil and gas fields is resulted.*

Применение различных методов геохимии и геофизики при поисках и разведке месторождений полезных ископаемых, с одной стороны, ограничиваются степенью их информативности в конкретных геологических и ландшафтных обстановках, с другой стороны, способностью отражать искомый объект и (или) сопутствующие ему свойства геологических сред в анализируемых геохимических и геофизических характеристиках. В этом свете, разработка геолого-геофизических и геолого-геохимических моделей месторождений полезных ископаемых является одной из первоочередных и наиболее сложных методических задач.

Известна обширная группа геохимических и геофизических (не сейсмических) съемок, позволяющих фиксировать сопутствующие месторождениям нефти и газа приповерхностные явления изменений анализируемых полей. К группе косвенных, так называемых, полупрямых методов относится радиогеохимическое картирование. Однако, следует признать, почти за столетнюю историю развития прямых и полупрямых видов исследований полноценно войти в комплекс геологоразведочных работ на нефть и газ ни одному из них к настоящему времени не удалось.

Существует обоснованное представление, что распределение некоторых микроэлементов в пределах осадочных бассейнов часто хорошо отражает особенности структурно-тектонического строения территорий. Направление вертикальных тектонических движений, влияет на фациальные условия седиментации литологическое строение осадочной толщи, на характер рельефа, ландшафтные обстановки. В случае унаследованного развития структурных элементов по всему разрезу в пределах одновозрастных отложений наблюдается сравнительное обеднение целым рядом химических элементов относительно приподнятых блоков и их концентрирование на участках, расположенных на более низком гипсометрическом уровне [2, 5, 28, 29]. При этом одинаковый геохимических эффект возникает как в условиях континентального, так и морского осадконакопления [3]. В разрезе Западно-Сибирского нефтегазоносного бассейна разделение положительных и отрицательных тектонических структур по значениям радиоактивности контрастно наблюдается в гамма-активности баженовской свиты [11]. Значимыми положительными коэффициентами парной корреляции выражается взаимосвязь между мощностями коньяк-кайнозойских отложений и концентрациями K, U(Ra), Ti, Mn, Ba, Pb, Zn, Sn, а также радиоактивностью поверхностных образований по региональному радиогеохимическому профилю на юго-востоке Западной Сибири.

Скопления нефти и газа представляют собой локальные области, характеризующиеся аномальными термодинамическими обстановками, высокими концентрациями кислых газов и органических соединений, активными биохимическими процессами и минеральными преобразованиями в зонах нефтегазоводных контактов (НГВК) и др. [10, 14, 25]. Значения Eh пород-коллекторов, содержащих нефть и газ, находятся в диапазоне от –600 до 10 мВ, содержание водородных ионов изменяется от 5 до 11, но в большинстве случаев превышает 7 [19]. Для продуктивных горизонтов Томской области отмечается снижение pH до 6,2–6,4 единиц [18].

Хорошо известный факт – повышенные уровни накопления в нефти V, Ni, Co и в меньшей степени Cu, Zn относительно пластовых высокоминерализованных преимущественно хлоридных вод. Нефти юго-востока Западной Сибири характеризуются повышенным содержанием V, Ni, Co, Pb, Sc, Yb, Sb, Au и Ti [18]. Нефтяные залежи по сравнению с водами продуктивных горизонтов обогащены U в 10–20 раз и более [6]. При этом в приконтурной области концентрации U в 2–3 раза выше, чем в сводовых частях скоплений нефти, что коррелирует с распределением плотности, вязкости и содержанием асфальтенов в нефти. В газовых залежах такой дифференциации содержания урана не происходит (газ содержит незначительное количество радиоактивных элементов). Пластовые воды НГВК аномально обогащены Ra и короткоживущими продуктами его распада [1, 4, 8]. Для нефтяных месторождений на фоне низкого содержания водорастворенного урана отмечается снижение его концентраций в рассолах при приближении к залежи [6]. При этом в водах водонефтяных контактов происходит наиболее контрастное смещение радиоактивного равновесия в сторону Ra, который дополнительно поступает в воду из нефти при равновесном или незначительно смещенном состоянии в сторону Ra в пределах залежи. Приконтурные воды углеводородных месторождений обогащены целым рядом стабильных химических элементов. Так для водоносных комплексов нефте- и газопродуктивных горизонтов Западной Сибири при прибли-

жении к залежам отмечается интенсивный локальный эффект комплексного геохимического воздействия на вмещающие горные породы и воды, сопровождающийся перераспределением в них макро- и микрокомпонентов. В частности происходит резкое увеличение содержания V, Ni, Co, Cu, Mo, Ga, Li, La, Nb, Y, Yb, Sc, Ge в водах НГВК [18].

Таким образом, залежи углеводородов, включая зону НГВК, представляют собой контрастную геохимическую аномалию, характеризующуюся интенсивным перераспределением радиоактивных и стабильных химических элементов с преобладанием их форм нахождения в виде растворенных солей и органо-минеральных соединений.

Наиболее "слабым" местом в моделях, предполагающих глубинный источник металлов, формирующих кольцевые и апикальные аномалии в отложениях верхней части разреза над месторождениями нефти и газа, является вопрос возможности их транспортировки с уровня залежей на расстояния, измеряемые первыми километрами. Субвертикальная миграция углеводородных компонентов от скоплений нефти и газа к дневной поверхности в настоящее время мало у кого вызывает сомнение. Существование аномальных концентраций (в зарубежной литературе – микропросачиваний) газообразных и некоторых жидких углеводородов в приповерхностных средах над контурами нефтегазоносности доказано результатами многочисленных углеводородных съемок. Углеводородные аномалии, как правило, формируются над НГВК. Причины и механизмы возникновения зон повышенной проницаемости, тяготеющих к краевым частям залежей, описаны в литературе [15, 27, 31]. Скорость фильтрации в 30000 раз выше скорости диффузии газов, а наличие зон трещиноватости резко увеличивает фильтрационный массоперенос.

Основная часть пути возможной миграции проходит в условиях анаэробной обстановки на фоне изменений температуры, давления, значений Eh-pH, степени минерализации, ионно-солевого, газового, органического, макро- и микроэлементного состава подземных вод и поровых растворов. Эти параметры определяют степень подвижности элементов с различными химическими свойствами, что в свою очередь ставит под сомнение способность многих металлов с уровня залежей достигать насыщенной кислородом верхней части разреза.

Из всего разнообразия предлагаемых механизмов поступления металлов и ряда других компонентов от скоплений углеводородов к дневной поверхности остановимся на нескольких, в последнее время наиболее часто упоминаемых, способах их транспортировки.

Помимо газообразных углеводородов нефтегазовые скопления в повышенных концентрациях содержат геохимически активные CO_2, CO, N_2, H_2S, H_2. В присутствие воды углекислый газ вступает в реакцию с алюмосиликатами, в результате которой, образуется углекислота и высвобождаются катионы щелочей и щелочных металлов [13]. Следует отметить, что интенсивному выщелачиванию Ra, который по геохимическим свойствам схож с элементами группы щелочных металлов, также способствует присутствие газообразных тяжелых углеводородов [6]. Углекислота, агрессивно воздействуя на окружающую минеральную среду, играет важную роль в эпигенетических преобразованиях осадочных отложений нефтегазоносных бассейнов. В частности при массовом ее поступлении на этапах тектонической активизации происходит подготовка путей миграции углеводородных компонентов, интенсивные минеральные преобразования приводят к изменениям коллекторских свойств песчаных пород [13]. Метасоматическая зональность в соответствии с изменением pH (от кислых к щелочным условиям) выражается в последовательном развитии зон каолинизации, регенерации кварца и слабой каолинизации, карбонатизации. Метасоматические процессы сопровождаются интенсивным перераспределением химических элементов, в частности выносом U из зон выщелачивания и его накоплением на участках интенсивного вторичного минералообразования [23]. В эпохи тектонического покоя, благоприятных для сохранности залежей углеводородов, объемной глубинной разгрузки углекислоты, по всей видимости, не происходит. Однако достаточно длительное в геологическом отношении время от скоплений нефти и газа существует стационарный субвертикальный поток углеводородных компонентов и сопутствующих им газов. Кроме того, в процессе радиолиза и биолиза углеводородов в поток поступают дополнительные объемы органических кислот, H_2O, OH, H_2, SO_4, CO, CO_2, NO, NO_2, [14]. За счет растворения кислых газов происходит снижение значений pH. Можно предположить, что в зоне газоводного внедрения эпигенетическое воздействие на минеральные матрицы пород будет более интенсивным, чем при преобразованиях, связанных со стадиальным эпигенезом. Вероятно, метасоматические изменения в границах влияния восходящих газоводных фильтрационных струй имеют прерывисто-непрерывный характер, активизируясь на участках подпитки химически агрессивными газовыми компонентами и ослабляясь там, где разрушение углеводородных газов происходит сравнительно медленно.

Активно развиваются представления о возможной миграции подвижных форм металлов в составе микропузырьков газов. При изучении глубоко залегающих рудных месторождений в приповерхностных средах фиксируются ореолы подвижных форм химических элементов, происхождение которых обуславливают их переносом от источника аномальных концентраций вверх в составе газовых пузырьков (преимущественно H_2, N_2, CH_4) в виде ионов, металлоорганических соединений и сверхтонких частиц. Над погребенными рудными залежами, зонами минерализации и разрывными нарушениями глубинного заложения зафиксированы связанные с геогазами аномальные концентрации значительной части элементов группы металлов [12, 30, 34].

Подобный механизм массопереноса из зоны НГВК возможен и для нефтегазовых месторождений. При этом залежи углеводородов служат дополнительным источником пузырьков газа, а захвату подвижных форм металлов (Ni, V, Co, Cu, Zn, Mn и др.) способствуют высокие содержания поверхностно активных веществ [20].

В пластовых хлоридных водах нефтегазоносных го-

ризонтов радий присутствует в виде его растворимого соединения с хлором. Однако он активно выпадает в осадок с солями $BaSO_4$, $CaSO_4$ при появлении анионов SO_4^{2-}. Поэтому его привнос в отложения дневной поверхности с уровня НГВК вызывает большое сомнение.

Водная миграция U в нижней геохимической зоне, характеризующейся восстановительной обстановкой, существенно затруднена. В условиях кислой среды (pH<3) его водная транспортировка возможна в виде $U(OH)^{3+}$ и $U(SO_4)_2$ в диапазоне Eh от +570 до –200 мВ [9].

Кроме ионной формы, металлы могут вовлекаться в газоводный поток в комплексе с органическими лигандами, чему способствуют высокие концентрации жидких и газообразных органических веществ. Изучение компонентного состава восстановительных флюидов в разрезах нефтегазоносных бассейнов показало, что миграция основной массы металлов, в том числе U и Th, осуществляется в виде металлоорганических соединений [7].

Радон хорошо растворяется в воде и при совместном перемещении его миграционные способности значительно возрастают. Кроме того, радиоактивный газ охотно образует клатратные соединения с органическими жидкостями. По всей видимости, ^{222}Rn вовлекается в субвертикальное движение парогазовой смеси и, не смотря на его относительно небольшой период полураспада ($T_{1/2}$ = 3,82 сут.), за счет его "вымывания", на всем пути распространения струйных ореолов рассеяния формируется радиогеохимическая аномалия. Коротко живущие продукты распада радона (^{214}Bi, ^{214}Po, ^{210}Pb), в свою очередь трансформируют, поле гамма-активности. В приповерхностных отложениях над залежами нефти и газа аномалии радиоактивности (по данным термолюминесцентной радиометрической съемки) четко совпадают с участками повышенного содержания радона в подпочвенном воздухе.

Результаты собственных исследований показали изменение концентраций Cu, Fe, Al на порядок в талой воде проб снега с аномальным содержанием бутана и *i*-бутана, что можно объяснить их поступлением в составе газов.

Вследствие разрушения залежей нефти и газа, происходящего при активном биологическом поглощении углеводородов, в породы надпродуктивного комплекса поступает повышенное количество электронов. На контакте восстановленных и окисленных пород за счет ЭДС возникают электротеллурические токи, которые циркулируют вдоль градиентной зоны окислительно-восстановительного потенциала. По вертикали движение токов ограничено на глубине залежью углеводородов и зоной гипергенеза на поверхности. Данная электрохимическая система может быть сравнена с топливным гальваническим элементом, характеризующимся непрерывной подачей реагентов [33]. Существование градиента Eh подтверждают данные электрического каротажа (КС, ПС) нефтегазопоисковых скважин [32].

Изучение электрохимических эффектов в урановосных зонах пластового и грунтового окисления позволяет предполагать существенную роль электромассопереноса, который протекает за счет резких изменений значений Eh и pH. При этом контрастные изменения кислотно-щелочного показателя происходят вследствие электрохимического подкисления в прианодной области и околокатодного подщелачивания поровых растворов [9]. Однако, перераспределение химических элементов осуществляется в узкой зоне, а источниками металлов выступают, главным образом, вмещающие породы. Кроме того, электрохимические реакции происходят при наличии достаточного для их протекания количества окислителей и восстановителей. В анаэробных условиях в качестве окисляющих реагентов могут выступать NO_3^-, H_2O_2, Cl_2^-, ClO^-.

Наиболее контрастные геохимические барьеры формируются в области смены восстановительных обстановок на окислительные условия. В гидрогеохимическом разрезе юго-востока Западной Сибири на глубине 200–300 м (региональный эоцен-верхнемеловой водоупор) выделяется контрастная зона обогащения вод и поровых растворов халькофилами и металлами группы железа. Ее возникновение связывают с активным проявлением физико-химических процессов перехода в поровые растворы металлов в результате окисления слабопроницаемых пиритизированных глинистых и кремнистых морских отложений метеогенными водами [18]. Ниже уровня регионального водоупора в интервале глубин 500–800 м в областях внедрения флюидных потоков от месторождений нефти и газа в низкоомной части разреза фиксируются контрастные ореолы повышенной поляризуемости, обусловленные мелкодисперсной минерализацией пирита [17]. Пириты в бескислородной обстановке способны снижать окислительно-восстановительный потенциал на границе минерал-раствор до –250 мВ и восстанавливать растворенный уран до четырех валентного состояния [9].

Продуктами окисления углеводородов являются CO_2 и H_2O. Углекислый газ во многом определяет щелочно-кислотные свойства в верхней геохимической зоне. Сероводород, возникновение которого обусловлено процессами восстановления сульфатов десульфирующими бактериями, в ходе химической реакции между метаном и сульфат-ионом способствует уменьшению окислительно-восстановительного потенциала. Значения Eh поверхностных отложений в контурах нефтегазоносности на 20–30% ниже, чем за их пределами. Одновременно в грунтах над месторождениями нефти и газа отмечается увеличение pH на 1–2 единицы [14]. При этом максимальный градиент изменения физико-химических параметров совпадает с положением НГВК на глубине. Подобные трансформации Eh-pH среды в области внедрения углеводородных потоков подтверждены экспериментально [19]. Как следствие, в приповерхностных терригенных образованиях в контуре нефтегазопродуктивности происходит эпигенетическое преобразования минерального состава и перераспределение химических элементов. Латеральная зональность в общих чертах выражается в преобладание процессов окременения и глинизации в пределах внутренних частей контуров нефтегазоносности, вторичной карбонатизации отложений над НГВК (градиент pH) со сменой хемогенных карбонатов на биогенные по направлению к внешней

зоне [16, 19]. При участие аэробных углеводородопоглощающих бактерий происходит формирование ферромагнитных минералов. В результате этих изменений происходит перераспределение Ca, Mg, Fe, Mn, Si, Al, Na, K [16, 24]. Отмечено, что аномально высокие значения импульсной катодолюминесценции грунтов над НГВК во многом возникают за счет создания дополнительных центров свечения полевых шпатов в результате вхождения в их кристаллическую решетку Fe^{2+} и Mn^{2+} [21]. На восстановительном (одновременно испарительном и биохимическом) барьере происходит концентрирование поливалентных элементов, таких как U, V, Zn, Co и др. На активное осаждение водорастворенного U в зоне водообмена с поверхностью нефтегазоносных структур указывает заметное смещение радиоактивного равновесия в сторону Ra [26]. В некоторых случаях на участках интенсивного поступления восстановительных газоводных потоков в грунтах наблюдается своеобразное пространственное соотношение положительных аномалий U(Ra) и интенсивности термолюминесценции детекторов. Учитывая, что накопленная термолюминесцентными детекторами доза радиоактивности во многом обусловлена Rn и гамма-активными продуктами его распада, подобная радиогеохимическая зональность, возможно, связана с дифференциаций радиоизотопов в ходе их эпигенетического перераспределения [22].

Как показывает практика, оконтуривание залежей нефти и газа по валовым характеристикам минерального и элементного состава осадочных отложений часто просто невозможно. Степень контрастности эпигенетической трансформации геохимических полей в первую очередь определяется объемом мигрирующих от скоплений нефти и газа газовожидких компонентов, которого часто недостаточно, чтобы привести к хорошо заметным изменениям различных характеристик анализируемых сред. Кроме того, одним из условий сохранения залежей нефти и газа является хорошая гидродинамическая изолированность нефтегазоносных горизонтов. Так на изученных нами нефтегазоносных площадях Западной и Средней Сибири редко в полях концентраций U(Ra) дневной поверхности наблюдается видимый эффект концентрирования этого элемента над НГВК. При этом рост уровней накопления урана по отношению к фоновым значениям не превышает 30%. В большинстве случаев вариации содержания ЕРЭ в основном отражают особенности литологического, ландшафтного, морфологического строения территорий, а выявление эпигенетических аномалий возможно только при анализе состояния радиогеохимического баланса. В противоположность, над участками интенсивной разгрузки глубинных восстановительных потоков, сопряженных со сквозными тектоническими зонами, поверхностные образования обогащаются U(Ra) и K по сравнению с фоном в 2–3 раза. По данным А.Ю. Иванова (устное сообщение, 2008 г.), в области влияния глубинного разлома в современных озерных донных отложениях содержание U достигает 60 г/т.

В виду этого, при литогеохимических поисках месторождений нефти и газа по поверхности значительно более информативным являются изучение подвижных форм нахождения и соотношения химических элементов с контрастными геохимическими свойствами, изотопных характеристик ряда минералообразующих элементов, диагностики генезиса минералов [14, 16, 20]. Содержание подвижной формы U в почвогрунтах над НГВК в 3–4 раза выше, чем за контурами залежи.

Таким образом, в настоящее время существует несколько подтвержденных результатами опытно-методических, поисковых работ, экспериментальных и натурных исследований моделей формирования аномалий естественных радиоактивных и ряда стабильных химических элементов над месторождениями нефти и газа. Они являются генетически взаимопроникающими и основываются на представлениях об эволюции нефтегазоносных систем. Объективно, в наибольшей степени изучены и объяснены процессы распределения химических элементов в продуктивной и верхней частях разреза. В меньшей мере исследованиями охвачена значительная часть нижней геохимической зоны, что определяет вариативность высказываемых в основном теоретических предположений о специфики геохимических процессов, обусловленных эпигенетическим влиянием месторождений нефти и газа.

Литература

1. *Алексеев Ф.А., Ермаков В.И., Филонов В.А. К вопросу о содержании радиоэлементов в водах нефтяных месторождений // Геохимия. – 1958. – №7. – С.642–649.*
2. *Алексеев Ф.А., Готтих Р.П., Воробьева В.Я. Закономерности в распределении радиоактивных элементов и естественного γ-поля нефтегазоносных областей (к вопросу о природе радиометрических аномалий) // Тр. ВНИИЯГГ. – 1968. – Вып.2. – С.3–122.*
3. *Алексеев Ф.А., Готтих Р.П., Лебедев В.С. Использование ядерных методов в нефтегазовой геологогии. – М. : Недра, 1973. – 380 с.*
4. *Алексеев Ф.А., Готтих Р.П., Глотова Е.С. и др. О природе радиевых аномалий в водах зон водонефтяных контактов // Геохимия. –1977. – №12. – С.1852–1861.*
5. *Афонин В.И. Геолого-тектонические предпосылки проведения аэрогамма-съемки в нефтегазоносных районах // Тр. ВНИИЯГГ. – 1970. – Вып.8. – С.372–379.*
6. *Богомолов Г.В., Грибик Я.Г. Радиоактивность подземных вод как поисковый критерий нефтегазоносности (на примере Припятского прогиба). – Минск : Наука и техника, 1982. – 148 с.*
7. *Готтих Р.П., Писоцкий Б.И., Бурмистенко Ю.Н. Восстановительные флюиды в разрезах нефтегазоносных бассейнов // Советская геология. – 1988. – №3. – С.33–42.*
8. *Гофман А.М., Федоровский В.В., Перевалов А.В. и др. Ореолы и потоки рассеяния радона в нефтегазоносных коллекторах по данным полонометрии // Геология и геохимия урановорудных провинций Сибири. – 1990. – С.204–215.*
10. *Кисляков Я.М., Щеточкин В.Н. Гидрогенное рудообразование. – М. : Геоинформмарк, 2000. – 608 с.*
11. *Комплексный анализ данных геохимических поисков месторождений нефти и газа / под ред. Л.М. Зорькина, А.В. Петухова. – М. : Недра, 1981. – 259 с.*
12. *Конторович В.А. Тектоника и нефтегазоносность мезозойско-кайнозойских отложений юго-восточных районов Западной Сибири. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2002. – 253 с.*
13. *Кренделев Ф.П., Бордонский Г.С. Геохимические и дистанционные поиски полезных ископаемых в зимний период // Геохимические критерии прогнозной оценки оруденения. – Новосибирск : Наука, 1990. – С.9–15.*

14. *Лебедев Б.А. Геохимия эпигенетических процессов в осадочных бассейна. – Л. : Недра, 1992. – 239 с.*
15. *Литогеохимические исследования при поисках месторождений нефти и газа / под ред. О.Л. Кузнецова. – М. : Недра, 1987. – 184 с.*
16. *Лондон Э.Е. Роль тектонических нарушений и трещиноватости пород в формировании газовых аномалий // Геохимические методы поисков нефти. – М. : Гостоптехиздат, 1950.*
17. *Малюшко Л.Д., Коробов Ю.И., Ларичев А.И. Метод ДГМ (диагностики генезиса минералов) – эффективный физико-химический способ локального прогноза залежей УВ при прямых поисках нефти и газа // Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений. – 2006. – №7. – С.45–50.*
18. *Моисеев В.С. Метод вызванной поляризации при поисках нефтеперспективных площадей. – Новосибирск : Наука, 2002. – 136 с.*
19. *Назаров А.Д. Нефтегазовая гидрогеохимия юго-восточной части Западно-Сибирской нефтегазоносной провинции. – М. : Идея-Пресс, 2004. – 288 с.*
20. *Петухов А.В., Дорогокупец Т.И., Зверева О.В. и др. Процессы формирования аномальных литогеохимических эффектов над месторождениями углеводородов / препринт 11-88. – М. : ВНИИгеоинформсистем, 1988. – 22 с.*
21. *Путиков О.Ф., Вешев С.А., Ворошилов Н.А. и др. Струйные ореолы рассеяния тяжелых металлов нефтегазовых месторождений и их использование при оценке параметров залежей // Докл. РАН. – 2000. – Т.370, №5. – С.668–671.*
22. *Соболев И.С., Барановский В.С. Люминесценция искусственных и природных люминофоров при радиогеохимических поисках месторождений нефти и газа по поверхности // Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений. – 2007. – №6. – С.13–18.*
23. *Соболев И.С., Гришко А.А., Рихванов Л.П. и др. Радиометрическая съемка с использованием термолюминесцентных детекторов при поисках месторождений нефти и газа // Геология нефти и газа. – 2007. – №6. – С.19–23.*
24. *Столбова Н.Ф., Волостнов В.Д., Дещеня Н.П. и др. Постседиментационные преобразования пород ачимовской толщи Уренгойского месторождения // Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства : vam. vеждунар. научно-технич. конф., секция "Геологическое и горное образование. Геология нефти и газа". – Томск, 2001. – С.265–268.*
25. *Сурнин А.И., Ларичев А.И., Гладкий Ю.Г. и др. Применение геохимических полей распределения микроэлементов для оценки нефтегазоносности малоизученных площадей Юрубчено-Тохомской зоны // Геохимия. – 2003. – №10. – С.1133–1136.*
26. *Физико-химические основы прямых поисков месторождений нефти и газа / под ред. Е.В. Каруса. – М. : Недра, 1986. – 336 с.*
27. *Филонов В.А. Роль гидрохимического фактора в формировании гамма-аномалий над нефтяными и газовыми месторождениями // Геологическая изученность и использование недр / АО "Геоинформак". – М., 1994. – Вып.1–2. – С.3–8.*
28. *Явление парагенезиса субвертикальных зонально-кольцообразных геохимических, геофизических и биогеохимических полей в осадочном чехле земной коры // Открытия в СССР. 1980. – М. : ВНИИПИ, 1981. – С.34–37.*
29. *Gregory A.F. Analysis of radioactive sources in aeroradiometric surveys over oil fields // Bull. Amer. Assoc. Petrol. Geologists. – 1956. – Vol.40, No.10. – P.2457–2474.*
30. *Kellog W.C. Observations and interpretations of radio-activity pattern over some California oil fields // Mines Magazine. – 1957. – Vol.47, No.7. – P.26–28.*
31. *Kristiansson K., Malmqvist L. Trace elements in the geogas and their relation to bedrock composition // Geoexploration. – 1987. – Vol.24. – P.517–534.*
32. *Sikka D.B., Shives R.B.K. Radiometric surveys of the Redwater oil field, Alberta: Early surface exploration case history suggest mechanism for the development of hydrocarbon – related geochemical anomalies : Applications of geochemistry, magnetics, and remote sensing / D. Shumacher, L.A. LeSchak (eds.) // AAPG Studies in Geology №48 and SEG Geophysical References Series. – 2002. – No.11. – P.243–297.*
33. *Pirson S.J. Projective well log interpretation years later / Log. Analyst. – 1975. – Vol.16, No.5. – P.14–24.*
34. *Pirson S.J. Oil is confined in the earth by Redox potential barriers / Oil and Gas Journal. – 1980, Jul.7. – P.153-158.*
35. *Wang X., Cheng Z., Lu Y., Xy L., Xie X. Nano-scale metals in earth gas and mobile form of metals in wide-spaced regional exploration for giant deposits in overburden terrains // J. Geochem. Exploration. – 1997. – Vol.58. – P.63–72.*

ИНДИВИДУАЛЬНАЯ ИЗМЕНЧИВОСТЬ ДЕПОНИРОВАНИЯ ОСТЕОТРОПНЫХ ВЕЩЕСТВ: АКТУАЛЬНОСТЬ ПРОБЛЕМЫ

В.И. Стариченко

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, starichenko@ipae.uran.ru

INDIVIDUAL VARIABILITY OF DEPOSITION OF OSTEOTROPIC SUBSTANCES: THE URGENCY OF PROBLEMS

V.I. Starichenko

Institute of Plant & Animal Ecology, Russian Academy of Sciences, Ural Division, Ekaterinburg

Abstract. *The great variability of indices of kinetics of osteotropic radionuclides in the individuals of one species has been shown on the base of literature data and on the results of own researches. It points to the problem the solution of which is connected with the account of individual metabolic activity of a skeleton.*

Проблема вариабельности индивидуальных показателей обмена остеотропных токсических веществ (в том числе, радионуклидов) в организме человека и животных заслуживает пристального внимания. Это связано с повышенным накоплением техногенных поллютантов и искусственных радионуклидов в организме людей, по роду деятельности подверженных влиянию на скелет профессиональных токсических нагрузок, и больших групп населения, пострадавших в результате крупных радиационных аварий (Кыштым, Чернобыль, Тримайл Айленд, Уиндскейл).

Опасность остеотропных веществ обусловлена тем,

что, во-первых, они избирательно накапливаются в скелете и остаются в костной ткани на продолжительный срок; во-вторых, ряд остеотропных радионуклидов имеют длительный период полураспада. Вследствие этого инкорпорированные в скелете поллютанты являются постоянным источником внутреннего облучения или интоксикации организма.

Поведение остеотропных радионуклидов в организме позвоночных к настоящему времени изучено достаточно подробно, однако проблема индивидуального прогнозирования их обмена остается нерешенной. Известно, что эффект действия одного и того же вещества приводит к разным последствиям у контактирующих с ними индивидов – от сохранения в течение длительного времени состояния здоровья неизменным у одних до развития тяжелых заболеваний – у других. Например, при попадании в организм остеотропных излучателей и возникновении вследствие этого костных опухолей известна широкая вариабельность в частоте и сроках их появления, локализации и количестве. Использование же средних величин для отдельного индивида может привести к существенной ошибке в оценке кинетики радионуклида и, соответственно, дозы внутреннего облучения.

Размах индивидуальных различий кинетики внутри однородной по полу и возрасту группы особей одного вида в некоторых случаях перекрывает межвидовые различия. Об этом свидетельствуют данные об отложении ^{90}Sr, ^{144}Ce, ^{226}Ra, ^{241}Am, ^{252}Cf, $^{238, 239}$Pu. При разной скорости выведения радионуклида в определенный момент времени его количество у разных видов может быть близко.

Большинство исследований, из которых можно почерпнуть сведения об индивидуальных параметрах обмена остеотропных радионуклидов, относится к 50–80-м гг. прошлого века. Это обусловлено двумя причинами. Во-первых, в это время шло *накопление* знаний о метаболизме радиоактивных веществ (в том числе остеотропных). Именно в публикациях тех лет имеются сравнительные данные по кинетике у разных видов и приводятся *индивидуальные* данные по человеку и крупным лабораторным животным. При этом индивидуальными данными богаты работы иностранных авторов, так как только они имели возможность ставить длительные эксперименты на большом числе животных (например, на сотнях собак). В отечественных работах количество исследуемых объектов ограничивалось в лучшем случае несколькими десятками. Во-вторых, с середины 80-х гг. количество экспериментальных лабораторных работ в этом направлении резко уменьшилось. Не последнюю роль в этом сыграла Чернобыльская авария, когда огромные территории стали естественной экспериментальной площадкой, и интерес исследователей переместился на изучение накопления радионуклидов у природных популяций животных и человека. При этом основное внимание обращали преимущественно на средние показатели обмена.

Индивидуальные уровни всасывания, экскреции и задержки радиоизотопов стронция и кальция обсуждаются во многих работах. При этом некоторые авторы [5] приходят к выводу, что с вероятностью 10^{-3}–10^{-6} содержание радиостронция в скелете отдельных людей может превышать среднее содержание радионуклида для популяции в 6–15 раз.

Из ранних материалов интересны работы H. Spenser et al. [27, 28], в которых для установления уровня естественной экскреции пациентам внутривенно вводили индикаторные количества ^{85}Sr. Выведение радионуклида за 24 часа характеризовалось у четырех человек следующими цифрами: 4,2; 4,4; 8,9; 18,6% от введенного количества; на 14-е сутки в организме трех пациентов оставалось 31,7; 44,6 и 54,3% от введенного.

Большой интерес представляют данные [15]. Изучая метаболизм ^{85}Sr после внутривенного введения и per os (коэффициент всасывания колеблется от 10,3 до 53,4%), авторы нашли, что кривая выведения радионуклида у каждого индивида хорошо описывается степенной функцией вида $R(t) = A(t)^{-b}$, где $t \geq 5$ дней. У 44 человек (возраст 23±2 года) коэффициент A колеблется от 0,69 до 0,91; показатель степени b – от 0,10 до 0,25. Если по точкам для каждого индивида легко можно провести плавную кривую, описываемую приведенным выше уравнением, то набор точек всех испытуемых представляет собой “трубу” с расширяющимся концом (по мере увеличения срока, прошедшего со дня принятия радионуклида) (рис. 1). При этом индивидуальные и средние значения характеризуются более высокими показателями, чем принято по рекомендации МКРЗ (модель J. Marshall) [23]. Авторы приходят к выводу, что любая модель, разработанная на какой-либо выборке, не в состоянии учесть индивидуальные особенности обмена радионуклидов.

Сходная картина наблюдается при изучении кинетики ^{90}Sr у животных. На рисунке 2 представлены кривые выведения ^{90}Sr, полученные методом прижизненной радиометрии [20]. Радионуклид введен внутривенно 96 биглам в возрасте 1,4 года, его поведение прослежено в течение последующих 12 лет индивидуально у каждого животного. По кривым выведения видно, что относительное содержание радионуклида в организме может различаться более чем в 3 раза.

Похожие данные получены нами [8] при изучении метаболизма ^{90}Sr (однократное внутривенное введение) у беспородных взрослых (возраст 8–9 мес) крыс. Индивидуальная кинетика ^{90}Sr по данным прижизненной радиометрии всего тела представлена на рисунке 3. К концу эксперимента относительное различие между крайними кривыми составляет 50–60%. Анализ содержания радионуклида в организме этих животных после умерщвления показывает различия (до 80%) как в скелетном кумулировании, так и в накоплении мягкими тканями.

Для лабораторных линейных мышей индивидуальные показатели депонирования ^{90}Sr различаются внутри отдельных экспериментальных групп (животные одного возраста, но разного физиологического состояния) в 2–8 раз (коэффициент вариации удельной активности ^{90}Sr составляет 13,5–25,9%) [7].

Значительны вариации в индивидуальном депонировании ^{226}Ra и экскреции его из организма. Так, серией работ [16, 17, 19, 20, 22] показаны индивидуальные осо-

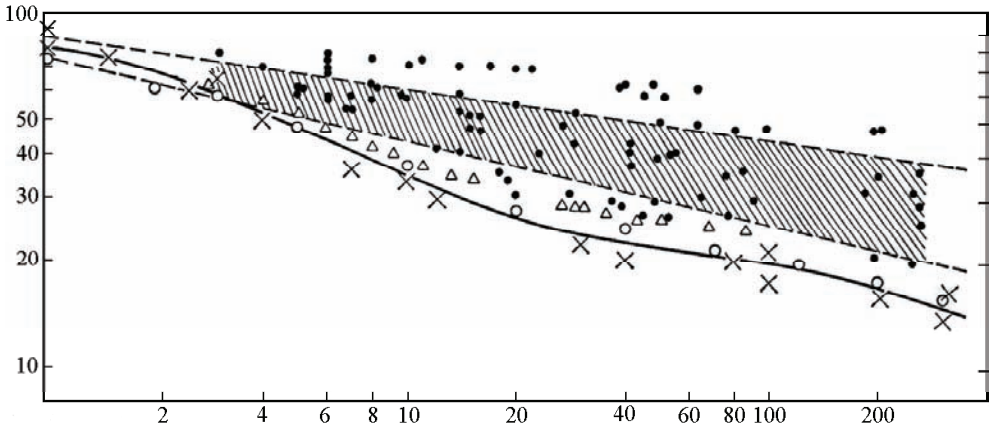


Рис. 1. *Задержка ^{85}Sr в человеческом организме (по оси ординат – ^{90}Sr,% задержанного, по оси абсцисс – время, сутки) по данным разных авторов [15]: • – данные авторов работы, заштрихованная область – зона задержки ^{85}Sr, описываемая функцией $(0,79\pm0,05)^{-(0,18\pm0,014)}$, $t \geq 5$ дней; ○, Δ, x – данные литературы, в том числе, –– – модель J. Marshall [23]*

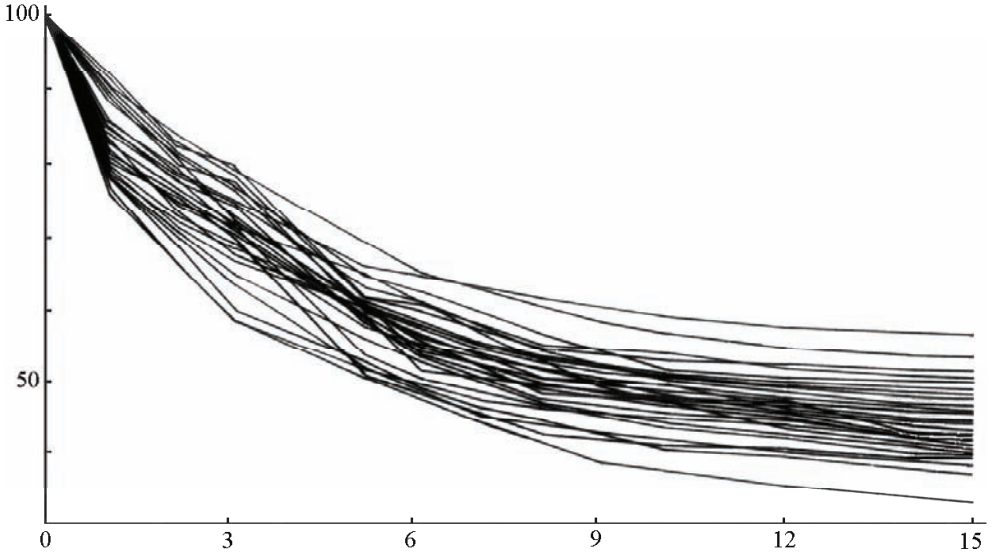


Рис. 2. *Выведение ^{90}Sr из организма 96 взрослых биглов (по оси ординат – ^{90}Sr,% от введенного, по оси абсцисс – время, сотни суток) [20]*

бенности накопления-выведения ^{226}Ra в организме биглов и сенбернаров разного возраста. Размах различий между одновозрастными животными нарастает с увеличением срока, прошедшего с момента введения радионуклида. Например, через три года после введения ^{226}Ra его содержание у крайних индивидов в одной из возрастных групп различается на 25%, а еще через такой же срок – уже на 50%. Это указывает на превалирующее влияние индивидуальных особенностей организма после того, как весь радионуклид прочно фиксирован костной тканью. Различия между отдельными представителями в группах достигают двух-трехкратных величин.

Данные по сенбернарам показывают несколько более высокое среднее накопление у них ^{226}Ra по сравнению с одновозрастными биглами (на 100-е сутки – около 25 и 15%, соответственно), однако при совмещении индивидуальных графиков выведения часть радиометрических кривых, относящихся к сенбернарам, попадает в разброс крайних, полученных у биглов.

Отдельно следует остановиться на кинетике лантаноидов и актиноидов. Например, при исследовании кинетики ^{228}Th в организме взлослых собак биглов на протяжении 7 лет после внутривенной инъекции выявлены 50–100% различия аккумуляции радионуклида в скелете отдельных индивидов [18]. О вариабельности метаболизма радиоактивного тория свидетельствуют и индивидуальные данные по экскреции радионуклида. Например, при внутривенном введении двум пациентам радиотория у одного из них с мочой выделилось в течение первых суток 0,37 и 0,7% – в течение 17 суток; у другого пациента за 108 суток наблюдения выделилось всего 0,1% от введенного количества [12].

В работе W. Langham et al. [14] исследовано поведение цитрата четырехвалентного плутония в человечес-

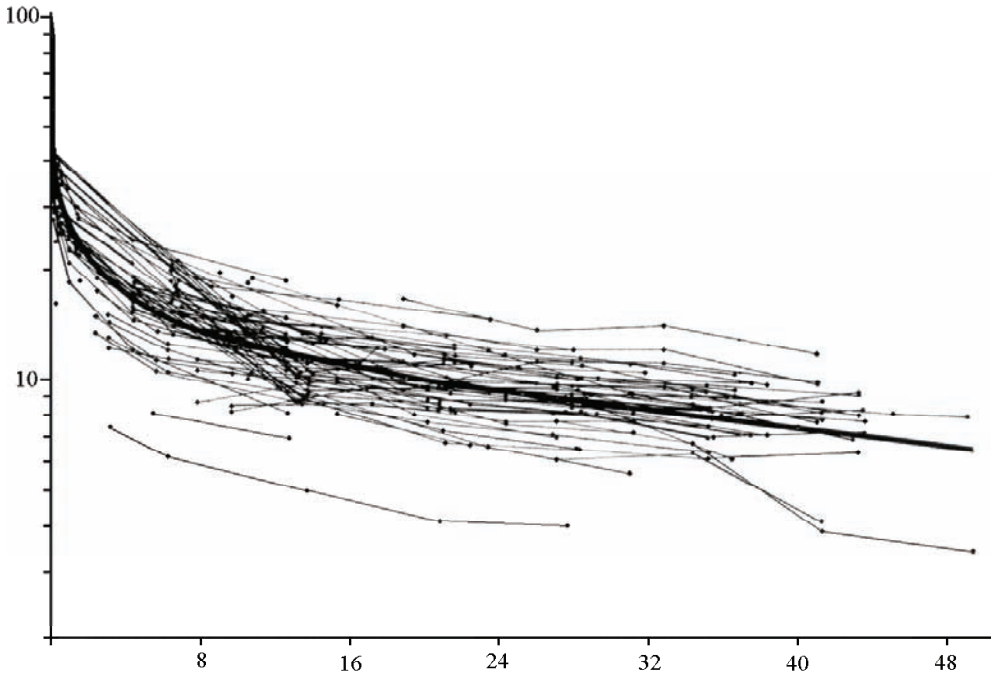


Рис. 3. *Кинетика ^{90}Sr в организме беспородных крыс (по оси ординат – ^{90}Sr,% от введенного, по оси абсцисс – время, сутки)*

ком организме. Двенадцать взрослых людей (мужчины и женщины объединены) получили радионуклид внутривенно. Приведены индивидуальные показания суточной экскреции радионуклида с мочой и калом. Все индивиды находились под наблюдением различное время, нами выбраны 22-е сутки, на которые есть данные по всем испытуемым. Величина суммарной экскреции, т.е. мочевой и фекальной, колеблется от 0,20 до 0,87% от введенного. Таким же оказался размах величины выведения урана после его однократного перорального поступления четырем добровольцам [11].

Двух пациентов, мужчину и женщину, которым на момент инъекции плутония было 49 и 45 лет, описали J. Rundo et al. [24]. Смерть от естественных причин наступила в 77 и 72 года. За прошедший срок у них наблюдалось суточное выведение радионуклида с экскретами в количестве 0,00194 и 0,00357% инъецированного, коэффициент элиминации составил 0,92 и 1,92% в год, а период полувыведения из организма – 75 и 36 лет. Обращают на себя внимание двукратные различия во всех показателях. Некоторую долю их можно было бы отнести за счет половых особенностей, однако результаты многих работ свидетельствуют об относительно небольшом вкладе половых различий в индивидуальные особенности обмена абсолютного большинства остеотропных радионуклидов.

При анализе коэффициента перехода плутония из крови в скелет, печень и другие органы, полученного в исследованиях на 257 лабораторных животных разных видов (мышь, крыса, собака, овца, свинья) и 169 людях, показано, что он заметно варьирует в зависимости от индивидуальных особенностей организма [29]. Поэтому использование средних значений коэффициента оправдано при оценках средних для популяции значений кумуляции радионуклида (в конечном итоге – получаемых доз), но может привести к существенным ошибкам при их применении для конкретных индивидов.

В работе [26] представлены результаты посмертных радиохимических анализов образцов тканей от 30 человек, работавших в контакте с плутонием. Полученные данные подтверждают, что уровни накопления плутония в скелете имеют значительную вариабельность. При этом вариации распределения плутония в человеческом организме показывают, что каждый случай является уникальным. Выявить корреляцию с предыдущей историей воздействия, химической формой, растворимостью, размером частиц, путем проникновения, временем и длительностью воздействия часто бывает невозможно [3].

В опытах на биглах отмечено также, что и при ингаляционном пути поступления изотопов плутония различия в скелетной задержке достигали в некоторых случаях 4–5 раз [10]. Более чем в 2 раза различается депонирование ^{241}Am в печени и скелете биглов [21].

Подобный разброс индивидуальных значений метаболизма получен в отношении других остеотропных веществ – ^{18}F [9] и стабильного фтора [1, 2, 7], радиоактивных и стабильных изотопов свинца [4, 6].

Кроме индивидуальных различий в содержании радионуклидов во всем организме и скелете отмечаются также индивидуальные особенности их задержки в гомологичных участках скелета, в различных костях, а также в пределах одной и той же кости.

Таким образом, к настоящему времени накоплен большой фактический материал по метаболизму остеотропных радионуклидов, однако изучение их кинетики

не потеряло остроты. Анализ индивидуальных особенностей динамики обмена остеотропных излучателей у лабораторных животных и человека свидетельствует, что вариации индивидуальных параметров метаболизма часто существенно перекрывают различия, существующие между отдельными видами позвоночных. Существенно, что у достаточно однородной группы индивидов в контролируемых условиях, например, накопление ^{90}Sr и ^{239}Pu в скелете значительно различается [13, 14]. И даже теоретически корректная модель J.H. Marshall et al. [23], наиболее полно использовавшая достижения физиологии кости прошлого века, не учитывает индивидуальную вариабельность обмена остеотропных радионуклидов.

Прикладные проблемы изучения индивидуальной изменчивости обмена остеотропных излучателей – это, прежде всего те, которые связаны с прогнозом здоровья отдельных лиц, пораженных радионуклидами, например радиостронцием, плутонием и америцием. Дальнейшее развитие радионуклидной диагностики поражений скелета также требует точного определения количества радионуклида, депонированного в скелете у данного индивида. Уровень накопления радиофармацевтических препаратов с жестким γ-излучением легко может быть определен прямой дозиметрией. Однако этим методом неопределимы уровни плутония, дающие высокий выход остеосарком. В этом случае о количестве накопленного излучателя судят методами косвенной дозиметрии – по радиоактивности экскретов. Однако корреляция содержания радионуклида в скелете и моче невысока. Например, в работе [24] содержание плутония в организме человека оценено на порядок ниже, чем по модели [13], по данным других авторов [30] – в 5 раз выше. При этом речь идет о средних показателях, размах индивидуальных значений намного больше. Так, например, сравнение индивидуальных результатов аутопсии и данных, полученных с помощью расчетных моделей на основе экскреции плутония, показывает переоценку содержания радионуклида в организме в 6–9 раз, в скелете и печени – в 11–16 раз [25]. Единственный путь улучшения диагностики – определение нормы реакции кинетических характеристик конкретного индивида (начальный уровень накопления радионуклида, время достижения максимальных значений, характер скелетного распределения, динамика выведения излучателя) и сравнение экспериментальных и клинических результатов с этой нормой. Отсюда очевидно, что разработка подходов к решению задачи индивидуального прогнозирования состояния здоровья в результате поражения остеотропными токсикантами, наряду с оценкой чувствительности организма к повреждающему фактору, требует учета индивидуальной метаболической активности скелета.

Литература

1. *Любашевский Н.М., Попов Б.В., Мокроносов А.А. и др. Биологические основы межвидовых экстраполяций параметров скелетного метаболизма // Пограничные проблемы экологии. – Свердловск, 1986. – С.84–102.*
2. *Любашевский Н.М., Токарь В.И., Щербаков С.В. Техногенное загрязнение окружающей среды фтором: (экологические и медико-социальные аспекты). – Екатеринбург : УрО РАН, 1996. – 239 с.*
3. *Москалев Ю.И., Заликин Г.А., Нисимов П.Г. и др. Проблемы радиобиологии ^{238}Pu. – М. : Энергоатомиздат, 1990. – 168 с.*
4. *Нижников А.И., Троицкая М.Н. Косвенное определение содержания свинца-210 в организме человека // Радиационная гигиена: сб. науч. тр. / Ленингр. НИИ радиац. гигиены. – Л., 1982. – Вып.11. – С.121–125.*
5. *Пантелеев Л.И., Лебедев В.М., Дибобес И.К. Вероятностно-статистическое распределение ^{90}Sr и стабильного стронция в объектах внешней среды и скелете человека // Радиоактивные изотопы во внешней среде и организме. – М. : Атомиздат. – 1970. – С.25–32.*
6. *Свинец: совмест. изд. Программы ООН по окруж. среде и ВОЗ. – М. : Медицина, 1980. – 193 с.*
7. *Стариченко В.И. Индивидуальные особенности кинетики остеотропных веществ : автореф. дис. … док. биол. наук. – Челябинск, 2007. – 50 с.*
8. *Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. – Екатеринбург : Наука, 1993. – 168 с.*
9. *Costeas A., Woodard H.Q., Laughlin J.S. Comparative kinetics of calcium and fluoride in rabbit bone // Radiat. Res. – 1971. – Vol.46, N2. – P.317–333.*
10. *Dagle G.E., Cannon W.C., Stevens D.L. et al. Comparative disposition of inhaled ^{238}Pu and ^{239}Pu nitrates in beagles // Health Phys. – 1983. – Vol.44, N3. – P.275–277.*
11. *Hursh J.B., Neuman W.R., Toribara T. et al. Oral Ingestion of Uranium by Man // Health Phys. – 1969. – Vol.17. – P.619–621.*
12. *Hursh J.B., Steadman L.T., Looney W.B. et al. The excretion of thorium and thorium daughters after thorotrast administration // Acta Radiol. – 1957. – Vol.47, No.6. – P.481–498.*
13. *Langham W.H. Physiological properties of plutonium and assesment of body burden in man // Assessment of radioactivity in man. – Vienna, 1964. – Vol.11. – P.565–580.*
14. *Langham W.H., Basett S.H., Harris P.S. et al. Distribution and excretion of plutonium administered intravenously to man (20 Sept. 1950) // Health Phys. – 1980. – Vol.38, No.6. – P.1031–1060.*
15. *Likhtarev I.A., Dobroskok I.A., Ilyin L.A. et al. A study of certain characteristics of strontium metabolism in a homogeneous group of human subjects // Health Phys. – 1975. – Vol.28, No.1. – P.49–60.*
16. *Lloyd R.D., Bruenger F.W., Jones C.W. et al. Radium retention in mature beagles injected at 5 years of age // Radiat. Res. – 1983. – Vol.94, No.1. – P.210–216.*
17. *Lloyd R.D., Jones C.W., Bruenger F.W. et al. Radium retention and dosimetry in juvenile beagles // Radiat. Res. – 1983. – Vol.94, No.2. – P.295–304.*
18. *Lloyd R.D., Jones C.W., Mays C.W. et al. ^{228}Th retention and dosimetry in beagles // Radiat. Res. – 1984. – Vol.98. – P.614–628.*
19. *Lloyd R.D., Mays C.W., Atherton D.R. Distribution of injected ^{226}Ra and ^{90}Sr in the beagle skeleton // Health Rhys. – 1976. – Vol.30, No.2. – P.183–189.*
20. *Lloyd R.D., Mays C.W., Atherton D.R. et al. Retention and skeletal dosimetry of injected ^{226}Ra, ^{228}Ra and ^{90}Sr in beagles // Radiat. Res. – 1976. – Vol.66, No.2. – P.274–287.*
21. *Lloyd R.D., Mays C.W., Jones C.W. et al. Retention and dosimetry of injected ^{241}Am in beagles // Radiat. Res. – 1984. – Vol.100, No.3. – P.564–575.*
22. *Lloyd R.D., Taylor G.N., Jones C.W. et al. Radium retention and dosimetry in the St.-Bernard // Radiat. Res. – 1983. – Vol.95, No.1. – P.150–157.*
23. *Marshall J.H., Lloyd E.L., Rundo J. et al. Alkaline earth metabolism in adult man. – ICRP publication 20 // Health Phys. – 1973. – Vol.24, No.2. – P.129–221.*
24. *Rundo J., Starzyk P.M., Sedlet J. et al. The excretion rate and retention of plutonium 10000 days after acquisition // Diagnosis and treatment of incorporated radionuclides. – Vienna, 1976. – P.15–22.*

25. *Ohlenschlaeger L., Schieferdecker H., Schmidt-Martin W. Systemic burden and body burden of Pu in man: comparison of results from bioassay and autopsy // Health Phys. – 1984. – Vol.46, No.4. – P.833–838.*

26. *Schofield G.B. Comparisons between in vivo estimates of systemic Pu deposition and autopsy data // Proc. of the 3rd Int. Symp. of the Society for Rad. Prot., 6-11 June, 1982. – Berkeley, 1982. – Vol.2. – P.525–529.*

27. *Spencer H. Removal of radiostrontium from man // Diagnosis and Treatment Rad. Poisoning. – Vienna, 1963. – P.145–155.*

28. *Spencer H., Brothers M., Berger E. et al. Strontium-85 metabolism in man and effect of calcium on strontium excretion // Proc. Soc. Exp. Biol. Med. – 1956. – Vol.91, No.1. – P.155–157.*

29. *Thomas R.G., Healy J.W., McInroy J.F. Plutonium partitioning among internal organs // Health Phys. – 1984. – Vol.46, N4. – P.839–844.*

30. *Voels G., Umbarager J., McInroy J. et al. Considerations in a assesment of plutonium deposition in man // Diagnosis and Treatment including Radionuclides. – Vienna, 1976. – P.163–175.*

ЗАКОНОМЕРНОСТИ МИГРАЦИИ И ТРАНСФОРМАЦИИ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ТИПИЧНЫХ ЛАНДШАФТАХ ЗАГРЯЗНЕННОЙ ЧАСТИ БРЯНСКОЙ ОБЛАСТИ

А.В. Стародубов

ФГУП “ВИМС”, Москва, Россия, lab@u238.ru

RADIONUCLIDE MIGRATION AND FORMS TRANSFORMATION MECHANISMS IN TYPICAL LANDSCAPES OF CONTAMINATED TERRITORY IN BRYANSK REGION

A.V. Starodubov

Federal State Unitary Enterprise “VIMS” (“All-Russian Scientific-Research Institute Of Mineral Resources Named After N.M. Fedorovsky”), Moscow, Russia

Abstract. *Migration and forms transformation mechanisms of ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am, $^{239+240}Pu$ and radioactive particles in the zone of suspended water have been established by radio-ecological monitoring integrated approach. ^{137}Cs and ^{90}Sr has reached the depth of ground waters. Inflow of ^{90}Sr in ground waters is more intensive than ^{137}Cs. Speed of migration and inflow increase in the biggest part of typical landscapes. Transuranium elements migration characteristics are similar to ones of ^{137}Cs, lower for Pu and higher for Am. Primary “hot” particles at present are located deeper than 10 cm. They consist of CsCl with CsCl crystal structure, Cs_20, UO_2. In topsoil (0–5 cm) radionuclides are in disperse state and in reformed particles consisted of CsCl with NaCl crystal structure. At substantial depth (50–70 cm) Cs is associated with iron hydroxide and decomposed organic matter. Primary “hot” particles are also found here. Microfloras active participation in radioactive particles degradation and CsCl crystal structure changing has been determined.*

Применение комплексного подхода к радиационному мониторингу на загрязненной чернобыльскими выпадениями части Брянской области позволило выявить закономерности миграции и преобразования форм радионуклидов в зоне аэрации.

Лаборатория изотопных методов анализа ФГУП “ВИМС” совместно с ФГУП “Геоцентр-Брянск” проводят радиоэкологические исследования в Брянской области с конца 80-х годов. Наиболее интенсивно работы проводились в 1992–2006 гг., главным образом на территории двух специализированных полигонов – Деменка и Кожаны, расположенных в западной части области.

Для обобщения и систематизации многолетних данных о миграции ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{241}Am, $^{239+240}Pu$ в зоне аэрации полученной в результате послойного отбора и анализа нами использован “метод моментов” [4, 5].

Сущность метода состоит в описании экспериментально полученного распределения радионуклидов по вертикальным разрезам зоны аэрации некоторым вероятностным распределением, представляющим собой вероятность достижения тем или иным радионуклидом глубины с координатой X в произвольный момент наблюдения t от начала миграции. “Метод моментов” позволяет рассчитать и оценить представительные параметры миграции радионуклида с учетом фактических ландшафтно-геоморфологических условий участка исследования.

Наиболее важными из них являются следующие:

1. Положение “центра масс” (X_C, см) – средневзвешенное значение пространственной координаты эмпирического распределения радионуклида в почвенном профиле за время t.
2. Средняя скорость переноса радионуклида (V_C, см/год), вычисляемая по формуле $V_C=X_C/t$. Среднее значение X_C вычисляется согласно уравнению соответствующей линии регрессии в координатах: ось абсцисс – t (время от момента загрязнения, лет), ось ординат – X_C, см.
3. Дисперсия радионуклида (D_m, см^2) относительно дневной поверхности – среднеквадратичное рассеяние (отклонение) радионуклида от изначально загрязненной дневной поверхности на глубину.
4. Средняя скорость изменения дисперсии (рассеяния) радионуклида относительно дневной поверхности (V_D, см^2/год), вычисляемая по формуле $V_D=D_m/t$. Среднее значение Dm вычисляется согласно уравнению соответствующей линии регрессии в координатах: ось абсцисс – t (время от момента загрязнения, лет), ось ординат – D_m, см^2.

Первые три параметра являются стандартными для классического варианта "метода моментов" [4, 5], а четвертый (средняя скорость изменения дисперсии) предложен автором для оценки скорости движения переднего фронта радионуклидов в зоне аэрации, обусловленного "быстрой" компонентой, то есть наиболее подвижной фазой радиоактивного загрязнения [6].

Преимуществом параметров, определяемых с помощью "метода моментов" перед аналогами или умозрительным определением является их высокая воспроизводимость и возможность работы с данными без "вписывания" их в заранее определенную модель массопереноса. Это является принципиальным моментом при обработке многолетних данных, полученных в естественных полевых условиях, а не при идеализированных условиях модельного эксперимента.

Для выявления закономерностей миграции анализируемых радионуклидов во времени были построены графики распределения экспериментальных значений X_C, V_C, D_m, V_D в соответствии с периодами опробования, как на примере (рис. 1). Для полученных распределений вычислялась и строилась линия регрессии линейного или экспоненциального типа в программе SigmaPlot v.10 для MS Windows. Оценка достоверности аппроксимации осуществлялось по методу R^2.

Анализ результатов по более чем 2000 проб показывает, что, несмотря на положение центров масс ^{137}Cs и ^{90}Sr в пределах первых десяти сантиметров зоны аэрации, к настоящему моменту произошло проникновение радионуклидов на значительные глубины, сопоставимые с уровнем грунтовых вод для данных ландшафтов (от 0 до 8 м).

Из типичных для Брянской области ландшафтных зон наименьшей подвижностью ^{137}Cs характеризуются моренные ландшафты с зоной аэрации, представленной дерново-подзолистыми и дерново-подзолистыми частично оглеенными почвами. В этих условиях центр масс радиоцезия не покинул первых 20 см зоны аэрации и средняя скорость его переноса очень мала – 0,09 см/год.

Примерно такие же показатели отмечены для лугово-болотной почвы на суглинистом основании. Более высокие показатели миграции ^{137}Cs зафиксированы в дерново-подзолистой и дерново-подзолистой частично оглеенной почвах. В оглеенных почвах миграционная способность радиоцезия ниже, чем в неоглеенных, что особенно проявлено в степени рассеяния радионуклида.

Почвы, подвергавшиеся до радиоактивного загрязнения перепахиванию, значительно хуже удерживают радиоцезий по сравнению с ненарушенными. Показатели дисперсии здесь значительно выше, несмотря на прекращение хозяйственной деятельности на этих землях сразу после загрязнения.

По степени проницаемости для радиоцезия изученные типы почв располагаются в следующей последовательности (от большей к меньшей): болотная, низинная торфяная – аллювиальная дерновая – дерново-подзолистая – луговая болотная – дерново-подзолистая оглеенная.

Все рассмотренные виды зон аэрации являются хорошо проницаемыми для ^{90}Sr –средние скорости его рассеяния весьма значительны: 14–37 см^2/год. В целом, показатели скоростей миграции для ^{90}Sr значительно выше, чем для ^{137}Cs во всех рассмотренных ландшафтах. Лишь для болотной низинной торфяной почвы поймы средние скорости переноса ^{137}Cs и ^{90}Sr примерно равны. Дисперсия ^{137}Cs в этих ландшафтных условиях максимальна, однако дисперсия ^{90}Sr значительно больше.

По степени проницаемости для радиостронция изученные типы почв можно представить в виде ряда (от большей к меньшей): аллювиальная дерновая – болотная, низинная торфяная – дерново-подзолистая – дерново-подзолистая оглеенная – луговая болотная.

Данные, полученные за период наблюдений, демонстрируют сложность и высокую интенсивность процессов, происходящих при многолетнем нахождении ^{90}Sr в зоне аэрации (сорбция – десорбция на различных компонентах, повторный вынос ^{90}Sr на дневную поверхность растительностью и другие), вследствие которых скорость миграции ^{90}Sr могла быть переменной в первые после выпадений 10 лет. Вместе с тем, с 1995 г. автором зарегистрировано ускорении процесса про-

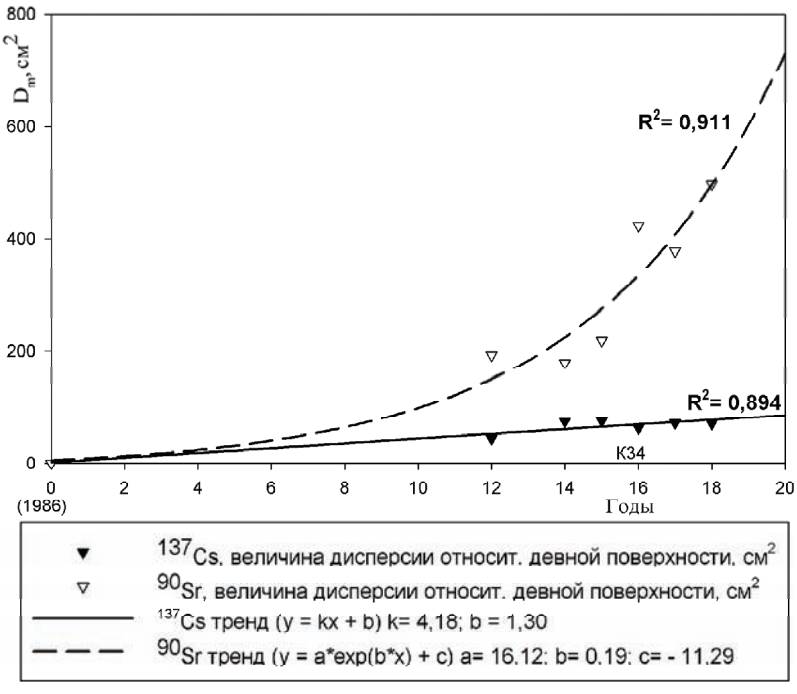


Рис. 1. *Увеличение дисперсии ^{137}Cs и ^{90}Sr в аллювиально-дерновой почве на суглинистом основании, 2-я надпойменная терраса*

никновения ^{90}Sr вглубь зоны аэрации и далее, в грунтовые воды за счет постепенного выноса все больших количеств этого радионуклида из почвенных горизонтов, являющихся геохимическими барьерами. Для болотной низинной торфяной и дерново-подзолистой частично оглеенной почв такими барьерами являются органогенные и глеевые горизонты, а для аллювиальной дерновой на суглинистом основании – глинистые минералы.

Для дерново-подзолистой оглеенной почвы выявлены тенденции к снижению средних скоростей вертикального переноса ^{137}Cs и ^{90}Sr, а также к снижению средней скорости дисперсии ^{137}Cs. Поэтому для данного типа почв попадание ^{137}Cs в грунтовые воды будет маловероятным.

Для остальных характерных типов почв, представленных на загрязненной территории Брянской области процесс поступления ^{137}Cs в грунтовые воды происходит с различной интенсивностью, зависящей от установленных миграционных характеристик.

Таким образом, ни одна из исследованных зон аэрации в настоящее время не обеспечивает полной защиты грунтовых вод от ^{90}Sr.

Расчетные параметры заглубления осколочных продуктов деления в грунтовые воды подтверждается фактическим обнаружением их в подземных водах.

Исследованиями, выполненными лабораторией изотопных методов анализа в 1990–1993 гг., было установлено наличие “горячих” частиц в верхних 2–5 см почвы [2]. Количество частиц в 1 грамме почвы составляло от 20–30 до 1500, размером 0,6–0,8 мкм. Дополнительные исследования радионуклидного состава показали, что примерно 15–20% из этих частиц являются топливными, содержащими изотопы Pu, Am, U, Sr, а 85% – конденсационными, с активностью, обусловленной в основном ^{137}Cs.

Миграционные характеристики трансурановых элементов (ТУЭ) в исследованных ландшафтных условиях сходны с характеристиками ^{137}Cs, для изотопов Pu они чуть ниже, для ^{241}Am – немного выше. Аналогично ^{137}Cs, наибольшее проникновение ТУЭ вглубь зоны аэрации произошло на антропогенно нарушенной почве. Относительно небольшая разница в параметрах миграции между этими радионуклидами связана с современным накоплением ^{241}Am из ^{241}Pu, а также нахождением ТУЭ в “горячих” частицах.

В ближайшей перспективе, когда основная часть ^{241}Pu распадется, можно ожидать существенно больших уровней активности ^{241}Am в более глубоких почвенных горизонтах по сравнению с изотопами Pu.

Две наиболее крупные частицы из поверхностного горизонта полигона “Кожаны” были исследованы электронно-микроскопическим методом [3].

Установлено, что обе эти частицы имеют размеры 10–15 мкм и представлены топливным типом: в основном они состоят из диоксида U, кроме того, в них обнаружены следы Cs, Ti, Ca, Fe.

Число частиц конденсационного и сорбционного происхождения к 1998 г. существенно уменьшилось. Вероятно, значительная их часть разрушилась за счет механических деструктивных процессов с образованием более мелких частиц и высвобождением содержащихся в них радионуклидов – ^{137}Cs и ^{90}Sr.

Рутениевые частицы к середине 90-х гг. полностью утратили радиоактивность из-за небольшого времени полураспада ^{106}Ru.

Для выяснения современного пространственного распределения радионуклидов чернобыльских выпадений в 2004 г. автором были произведены β-, γ-авторадиографические исследования проб, отобранных на контрольных площадках с различных по глубине почвенных горизонтов. В результате выявлено большое количество активных микрочастиц, сконцентрированных до глубины 10–15 см (по отдельным шурфам до 60–70 см) на всех площадках, за исключением фоновых [1].

Интенсивность проявления “горячих” частиц на авторадиографиях отвечает удельной активности ^{137}Cs в соответствующем образце. Поэтому автор предположил, что природа этих частиц обусловлена цезием. Произведенные дополнительные исследования отдельных частиц из препаратов гамма- спектрометрическим и бета- радиометрическим методами подтвердили это предположение – практически вся бета-активность частиц обусловлена ^{137}Cs.

Также выявилась обратная зависимость между удельной активностью ^{137}Cs в препарате и активностью этого радионуклида в отдельных частицах проб с площадки, расположенной рядом с населенным пунктом Заборье. Активность многочисленных мелких частиц из верхних почвенных горизонтов составляет 0,1–0,3 Бк по ^{137}Cs, при удельной активности проб до 90 Бк/г, а активность немногочисленных частиц с глубины 50–60 см составляет 2,2–2,5 Бк, что на порядок выше, чем в верхних горизонтах. Удельная активность грунта с этих глубоких горизонтов составляет 1,6 КБк/кг. То есть практически 100% активности ^{137}Cs в этом почвенном горизонте сосредоточено в одиночных, достаточно активных микрочастицах. На радиографиях это проявляется как несколько крупных потемнений на пленке при минимальной фоновой засветке.

Для детального исследования природы этих частиц они были выделены из препаратов и подвергнуты анализу методами сканирующей и растровой электронной микроскопии, что позволило установить наличие частиц различного состава и морфологии. Среди них есть как остатки первичных “горячих” частиц выпадений топливного происхождения (дисперсные), так и заново образованные агрегаты Cs.

Частицы первичных выпадений находятся в настоящее время главным образом на глубине порядка 10 см. Они представляют собой глобулы, состоящие из оксида урана и хлорида цезия (рис. 2Б). Причем внутри глобул находится CsCl с кристаллической структурой CsCl, а на периферии – со структурой NaCl. Законсервированные в графитизированном от длительного облучения гумусе, частицы также состоят из CsCl с кристаллической структурой CsCl. Следовательно, Cs в первоначальных частицах выпадений был в виде CsCl со структурой CsCl. При разрушении первичных частиц и образовании новых агрегатов его кристаллическая структура изменяется на NaCl, по всей видимости, под воздействием

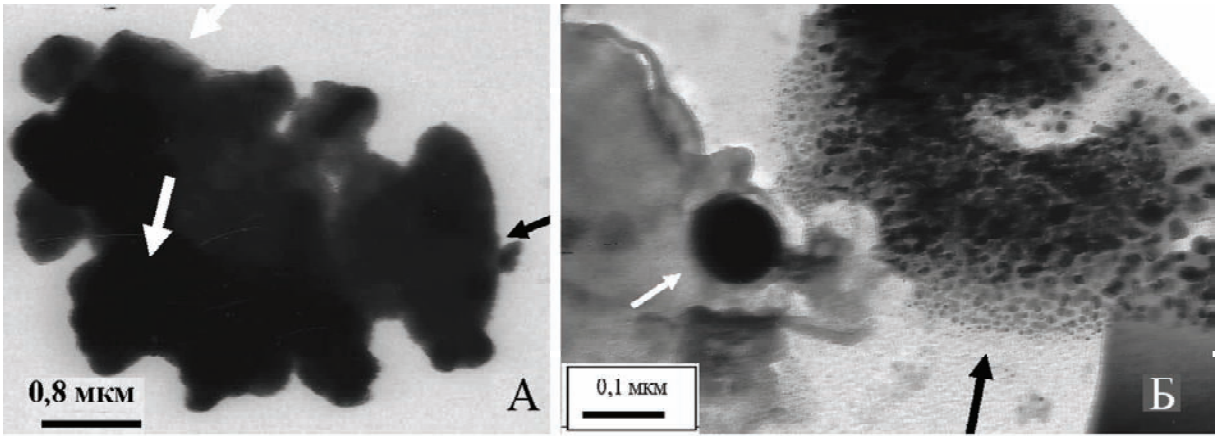


Рис. 2. *Изображения радиоактивных частиц полученные с помощью электронного микроскопа. А – плотный многофазный агрегат частиц, глубина 0–2,5 см. Кубики CsCl со структурой NaCl, обломочная частица (белая стрелка), кварц (черная стрелка); Б – округлое обособление частицы CsCl со структурой CsCl (белая стрелка) и переотложенное мелкозернистое обособление CsCl со структурой NaCl (черная стрелка), глубина 7,5–10 см*

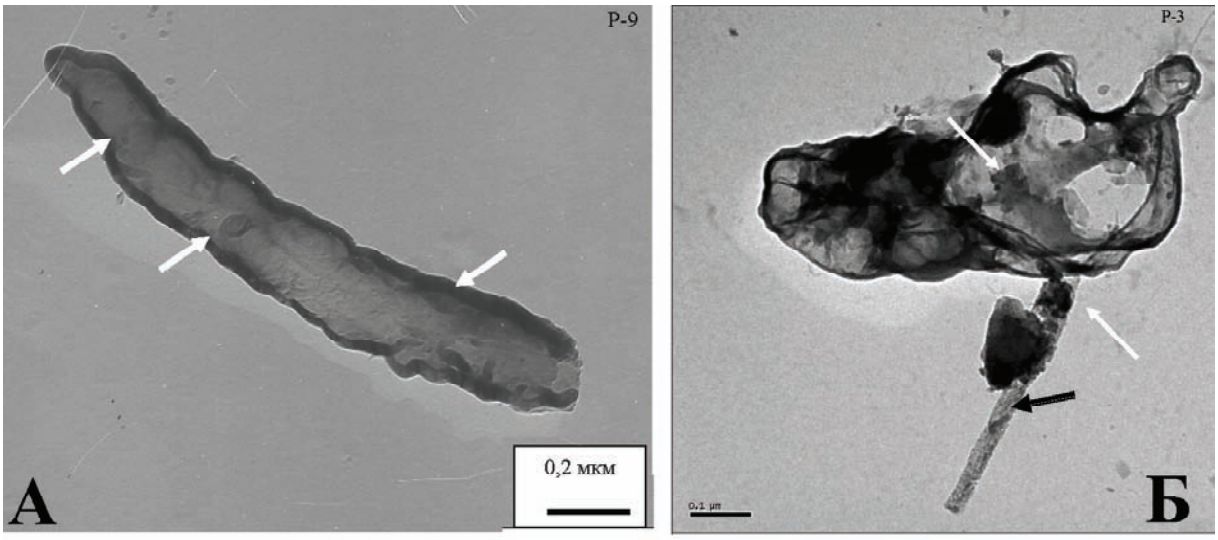


Рис. 3. *Взаимодействие почвенной микрофлоры с ^{137}Cs чернобыльского происхождения: А – панцирь от микрофауны, в котором видны частички CsCl со структурой CsCl (глубина 7,5–10 см); Б – разрушенная в вакууме бактерия, которая накопила в себе CsCl со структурой натрий хлора (одиночная стрелка); (глубина 50–60 см)*

почвенной микрофлоры, которая во множестве присутствует в препаратах "горячих" частиц (рис. 3). Структура кристаллов CsCl, обнаруженных внутри бактерий, имеет дифракционную картину NaCl.

В верхнем слое почвы (до 5 см) первичные частицы выпадений не были зафиксированы. По всей видимости, в верхних почвенных горизонтах процесс разрушения первичных частиц протекает значительно быстрее, чем в более глубоких слоях. Поэтому для верхних почвенных горизонтов характерны как перерабатываемые, так и уже переработанные микрофлорой вторично сформированные формы частиц, состоящих из CsCl с кристаллической структурой NaCl (рис. 2А).

В наиболее глубоком из опробованных слоев – 50–65 см, частицы в основном ассоциированы с гидроокислами железа и гумусом. Частицы в основном представлены CsCl со структурой CsCl и, реже, со структурой NaCl. Также выявлены частицы из глобул оксида урана и частицы, в состав которых входит оксид цезия Cs_2O.

Наличие гумуса, а также не разрушенных частиц первичных выпадений на глубине более полуметра свидетельствует об их проникновении туда с поверхности, возможно также за счет процесса лессиважа – вертикального переноса частиц без разрушения по профилю дерново-подзолистых почв. При проникновении в глубь почвы они концентрируются на гидроксидах железа в песке, образуя хорошо заметные на авторадиографиях частицы с активностью ^{137}Cs на порядок больше, чем в частицах из верхних горизонтов.

Таким образом, проведенные исследования позволили достоверно выявить механизмы и закономерности миграции осколочных продуктов деления и трансу-

рановых элементов в зоне аэрации типичных ландшафтов района исследований. Эти данные послужили основой для создания прогноза дозовой нагрузки на местное население [7].

Литература

1. *Бахур А.Е., Зуев Д.М., Стародубов А.В. И д.р. Комплексные радиоизотопные исследования в зоне долговременного радиоактивного загрязнения Брянской области // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф. – Томск, 2004. – С.70–74.*
2. *Бахур А.Е., Лагутин Г.Н., Гоголь С.Б. и др. Трансурановые элементы в почвах юго-запада Брянской области // Геологический вестник центральных регионов России. – 2001. – №2. – С.34–38.*
3. *Дубинчук В.Т. О чернобыльских горячих частицах // Геологический вестник центральных регионов России. – 2001. – №2. – С.86–87.*
4. *Рогачевская Л.М., Дубинчук В.Т. Применение метода моментов для вычисления факторов задержки радионуклидов в грунтах зоны аэрации по данным радионуклидных профилей // Геологическое изучение и использование недр : научн.-техн. информ. сб. ЗАО "Геоинформмарк". – М., 2000. – Вып.3. – С.65–77.*
5. *Рогачевская Л.М. Крупномасштабная оценка и прогнозирование уязвимости грунтовых вод чернобыльским ^{137}Cs в пределах экспериментального полигона на зараженной территории (Брянская область) // Геологический вестник регионов России. – 2001. – №2(15). – С.67–73.*
6. *Стародубов А.В. Миграция ^{137}Cs и ^{90}Sr в ландшафтах Брянской области: вероятностно-статистический подход в обработке данных многолетнего мониторинга почв, загрязненных чернобыльскими выпадениями // АНРИ. – 2007. – №2(49). – С.49–52.*
7. *Стародубов А.В. Оценка и прогнозирование радиационно-экологического состояния природной среды в зоне Чернобыльского загрязнения : на примере Брянской области : автореф. дис. ... канд. геол.-минер. наук : 25.00.36. – 23 с.*

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ОЗЕРНЫХ ЭКОСИСТЕМАХ РАЗЛИЧНЫХ РЕГИОНОВ СИБИРИ

В.Д. Страховенко[1,2], Б.Л. Щербов[1], И.Н. Маликова[1]

[1]Институт геологии и минералогии СО РАН
[2]Новосибирский государственный университет

COMPARATIVE CHARACTERISTICS OF NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES DISTRIBUTION IN THE LAKE'S ECOSYSTEM OF SIBERIA AREAS

V.D. Strahovenko[1,2], B.L. Schcerbov[1], I.N. Malikova [1]

[1]Institute geology and mineralogy SB RAS
[2]Novosibirsk State University

Abstract. *Distributions of natural and artificial radionuclides have been studied in bottom sediments of lakes. The lakes occur in different landscape-climatic zones and are fed by both flood and ground water. The main factor of the formation of geochemical composition of sediments is the natural supply of natural and artificial radionuclides with solid and liquid runoffs from water-collecting areas. Throughout the study area bottom sediments of lakes and soil from water-collecting areas have background average contents of the radiocesium. Elevated contents have been stabilized only for three regions: Altai Territory, Republics of Altai and Buryatia. The vertical section of the sediments of the lakes shows an increase in concentrations of radiocesium to top. From the ^{137}Cs and ^{210}Pb distribution throughout the column, we have estimated the dynamics of changes in the sediments. The known depth and time of formation of these bench marks permitted estimation of the rate of recent sedimentation in the lakes: 0,35 sm/year and 0,25 sm/year in the south and north regions of Siberia accordingly.*

According to the trend of distribution of ratio Th/U in the above bottom sediments of lakes, the types of sources of materials of the silt are recognized.

Постановка исследования по количественной оценке природно-техногенной нагрузки на окружающую среду имеет особое значение для территории Сибири.

С одной стороны, здесь еще сохранились районы, удаленные от крупных индустриальных центров, что дает возможность определить фоновые содержания элементов, относительно которых проводится выявление природных и техногенных аномалий.

С другой стороны, в Сибири сосредоточена основная часть минеральных ресурсов России и крупные промышленные комплексы, что создает условия для их негативного влияния на экосистемы в локальном и региональном масштабах. Это позволяет оценить изменение эколого-геохимического состояния территорий в динамике, что необходимо в целях прогноза, в том числе и вторичного загрязнения.

Установлено, что основными компонентами окружающей среды депонирующими радионуклиды являются целинные почвы, донные отложения озер и широко распространенные здесь торфяники, лесные подстилки, лишайники и мхи. Именно в этих компонентах ОС сосредоточены основные запасы техногенных радионуклидов, выпавших из атмосферы.

В настоящее время кроме естественных радионуклидов, наиболее значимыми искусственными радионуклидами в окружающей среде (ОС) являются долгоживущие ^{137}Cs, ^{90}Sr и изотопы плутония. Путем экспертной оценки многих архивных, расчетных и эксперименталь-

Таблица 1. *Плотность загрязнения радиоцезием почв, донных отложений (мКи/км²) в пересчете на 2000 год и средние содержания ^{137}Cs (Бк/кг) в лишайниках, мхах, хвое, лекарственных травах, грибах различных регионов Сибири*

Регион	^{137}Cs (мКи/км²)*	^{137}Cs (мКи/км²)*	^{137}Cs (Бк/кг)	^{137}Cs (Бк/кг)	^{137}Cs (Бк/кг)	^{137}Cs (Бк/кг)	^{137}Cs (Бк/кг)
	почва	донные отложения	лишайники	мхи	хвоя	лекарст. травы	грибы
Республика Бурятия	80	84	37	47	2	35	0
Иркутская обл.	38	9	29	45	3	7	0
Читинская обл.	55	57	110	45	5	3	–
Новосибирская обл.	67	66	31	59	9	2	0
Алтайский край	70	89	52	98	4	10	2
Республика Алтай	69	77	27	26	5	4	2
Республика Тува	62	66	–	137	–	–	0
ЯНАО	18	11	155	86	67	25	401
Республика Саха	21	12	46	61	5	17	0

ных (аэрогаммасъемки, измерения содержаний ^{137}Cs в почвах) данных получена величина глобального фона активности ^{137}Cs в почвах равная 40 мКи/км² на 2005 г. Величина Чернобыльского загрязнения на территории Сибири колеблется от первых до многих десятков процентов, что связано со сложной траекторией воздушных масс, переносивших радионуклиды, выброшенные при аварии в атмосферу [4].

Сравнение степени современного радиоактивного загрязнения территорий Сибири, несомненно, можно проводить только по однотипным компонентам биогеоценоза. Для этих целей подходят почвы, вода, донные отложения замкнутых водоемов, мхи, лишайники, хвоя, дикорастущие продукты питания и некоторые другие компоненты биогеоценоза различных территорий Сибири. На сегодняшний день нами наиболее изученными на предмет радиоактивного загрязнения являются территории: Алтайский край, Новосибирская, Иркутская, Кемеровская и Томская обл., Республики Алтай и Тува, и в меньшей мере, территории севера Сибири – Ямало-Ненецкий автономный округ и Республика Саха. В таблице 1 приведены наши данные по плотности загрязнения радиоцезием почв и донных осадков озер Сибири, а также средние содержания ^{137}Cs в лишайниках, мхах, хвое, лекарственных травах, грибах, дающие представление о современном уровне радиоактивного загрязнения территории.

На фоне глобальных выпадений выявлены регионы, где плотность загрязнения превышается в 2–3 раза (Республики Бурятия и Алтай, Алтайский край), в том числе при величине ^{137}Cs/^{90}Sr – отношения, отличной от глобальной (табл. 2). Отношение активностей цезия-137 к стронцию-90 в глобальных выпадениях равняется 1,6±0,2 [4]. По нашим данным, которые приведены в таблице 2, ^{137}Cs/^{90}Sr – отношения соответствуют глобальному в почвах и донных осадках, за исключением почв Новосибирской области и Республики Саха, а также донных отложений Алтайского края.

Таблица 2. *Соотношение ^{137}Cs и ^{90}Sr в компонентах окружающей среды в различных регионах Сибири (в числителе – средние значение, в знаменателе – минимальное и максимальное значения)*

	Алтай	Ямало-Ненецкий АО	Республика Саха	Новосибирская область	Агинский Бурятский АО	Иркутская область
Почва	2,0 / 1–6,5	1,01 / 0,02–4,7	2,8 / 1,5–4,3	3,8 / 0,6–17,0	1,8 / 0,1–5,6	2,4 / 1,6–3
Донные отложения	5,13 / 1,7–8,7	2 / 1–8	1,3 / 0,8–1,5	1,5 / 0,4–2,3	1,2 / 0,1–6,5	0,98 / 0,4–1,6
Лишайник	2 / 1–2,9	15 / 2,1–62	5,8 / 2,1–7,5	2,5 / 0,5–6,7	10 / 1–12	4,2 / 0–21
Мох	4,2 / 3,1–5,8	5,4 / 0,9–25	3,1 / 1,4–4,8	7,0 / 5–9	2,0 / 1,8–4	2,6 / 0–5,3
Подстилка	5,9 / 11–19,7	3,7 / 0,45–12	1,8 / 1,5–2,3	2,9 / 1,8–4,7	10,6 / 2,9–21	7,7 / 2,9–13
Хвоя	4,6 / 3,5–5,9	21,5 / 9–40	7,2 / 3–14	–	3,4 / 3–6	–

На основании полученных нами соотношений ^{90}Sr и ^{137}Cs в компонентах окружающей среды из различных регионов Сибири, можно оценить влияние особенностей отдельных компонентов на распределение радиоизотопов. Естественно, соотношение радионуклидов зависит также и от некоторых других факторов (например, подвижности в определенных физико-химических условиях), которыми мы пока вынуждены пренебречь. Полученные результаты позволяют утверждать преимущественное накопление радиоцезия лишайниками, мхами и молодой хвоей.

Наиболее информативными компонентами ОС относительно закономерностей распределения радионукли-

дов являются целинные почвы и донные отложения слабопроточных водоемов (озер). Бессточные или слабопроточные депрессии, где обычно располагаются озера, относятся к формам рельефа с высокой аккумулятивной способностью по отношению к радионуклидам. В водоемах проявляются процессы как первичной, так и вторичной аккумуляции элементов, транспортируемых жидким или сухим стоком.

В общем, по характеру процессов и форм накопления минерального вещества озерные отложения разбиваются на два типа: автохтонные, которые в свою очередь делятся на две группы (физико-химическое накопление, в основе которого лежат особенности водного баланса и биохимическое – под влиянием жизнедеятельности), и аллохтонные (привнесенные с площадей водосбора, при этом вещество может быть как неорганическое, так и органическое) [6, 7].

При общей равнинности рельефа Сибири климатический фактор играет главную роль в распределении озер и определяет их важнейшие особенности. В северном полушарии с севера на юг увеличивается минерализация вод и изменяется их состав. В областях холодного климата (пояс тундры и северной тайги) развиты пресные и ультрапресные воды (ЯНАО – 14 озер). В областях умеренного климата (пояс южной тайги и широколиственных лесов), где, как и в предыдущем поясе, количество выпадающих осадков преобладает над испарением, воды также пресные, но минерализация их возрастает (Новосибирская обл. – 8, Томская – 5, Алтайский край – 48 озер). Озера центральной части Республики Саха, хоть и расположены в таежной полосе, но за счет более засушливого и значительно сурового климата, относятся в основном к солоноватоводным с повышенной минерализацией (10 озер Республика Саха). Озера Прибайкалья и Забайкалья расположены в основном либо в долинах крупных рек, либо в тектонических впадинах зоны Байкальского рифта, приурочены к гумидной зоне и по составу являются как пресными, так и солеными (Иркутская область – 4 озера, Республика Бурятия – 4, Читинская область – 8). На юге Сибири при семиаридном климате озера в основном соленые или солоноватоводные, так как испарение с их поверхности превышает во много раз таковое на севере (Алтайский край – 42 озера). К этой же зоне относятся, в основном, все соленые озера Республики Тува (11), за исключением тех, которые расположены в горной зоне (6 озер) [9].

Отбор проб донных отложений проведен двумя типами пробоотборников: цилиндрическим (диаметром 110 мм и длиной 100 см) с лепестковым затвором и цилиндрическим с вакуумным затвором конструкции НПО “Тайфун” (диаметр 82 мм, длина 50 см), позволяющим извлекать илистые сильнообводненные и песчанистые осадки. Керн донных отложений опробован по интервально с шагом 1 см или 3 см на глубину от 30 до 90 см, в зависимости от плотности и вязкости осадка.

Во всех отобранных образцах методом гамма-спектрометрии определены ^{137}Cs и естественные радионуклиды (U экв.Ra, Th и K), выборочно альфа- и бета-радиометрическими методом – изотопы Pu и ^{90}Sr [2]. Аналитические работы выполнены в лаборатории геохимии редких элементов и экогеохимии ИГМ СО РАН. Лаборатория аккредитована Ассоциацией аналитических центров “АНАЛИТИКА” и зарегистрирована в государственном реестре под №РОСС RU 0001.510590.

Донные отложения озер имеют состав от сапропелевых до чисто глинистых с различными вариациями соотношения этих составляющих. Нередко отмечается смешанный, минерально-органогенный тип отложений с более или менее отчетливо выраженной вертикальной зональностью. По данным рентгеноструктурного анализа донные осадки можно разделить на три группы: кварц-полевошпат-слюдяные и глинистые, карбонатные и рентгеноаморфные (органогенные). Органогенная составляющая в незначительных количествах присутствует практически во всех донных илах. В значительном количестве озер осадок представлен смешанным составом и не может быть отнесен четко к определенной группе.

Согласно полученным нами аналитическим данным абсолютные средние содержания естественных радионуклидов в почвенных профилях определяются радиоактивностью почвообразующих пород. Средние их абсолютные концентрации в донных отложениях приблизительно соответствуют данным для U(Ra) и Th в почвах водосборных площадей (рис. 1).

Для изученных почв отношение Th/U приблизительно равно трем. Th/U отношения в донных отложениях практически всегда ниже, чем в почвах водосборных площадей (рис. 2). Только несколько озерных экосистем имеют обратное соотношение, при этом все эти озера независимо от региона расположения имеют низкую минерализацию воды и терригенный минералогический состав ила.

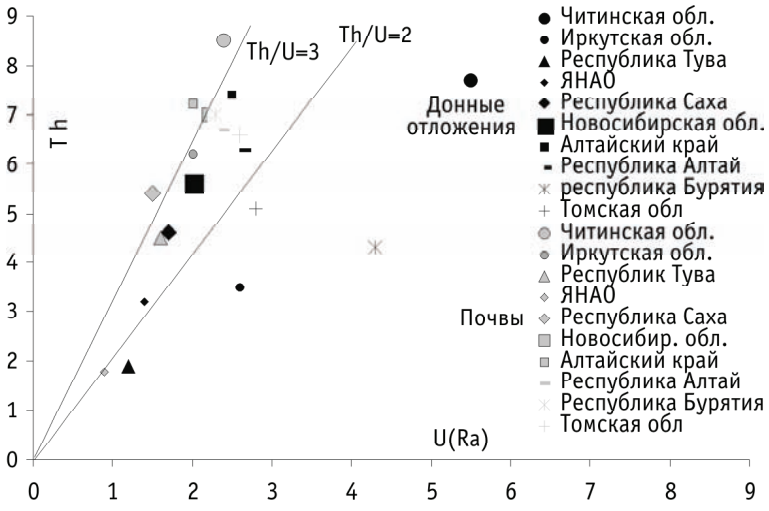


Рис. 1. *Отношения Th/U в донных отложениях озер (значки черного цвета) и почвах их водосборных площадей (значки серого цвета) в различных регионах Сибири*

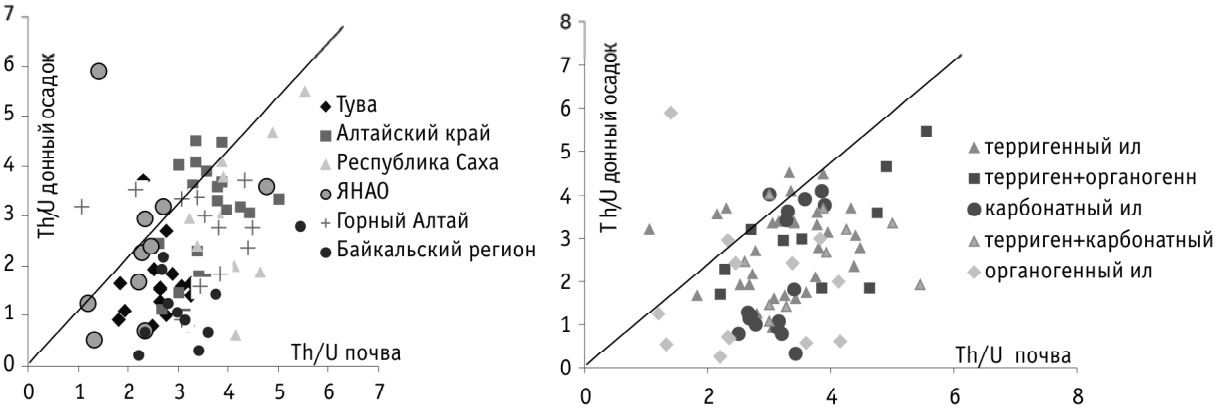


Рис. 2. *Сравнение отношений Th/U в донных отложениях озер с Th/U в почвах их водосборных площадей в различных регионах Сибири (А) и минерального типа осадка (Б)*

На диаграмме U(Ra), Th, K показаны выведенные на большом аналитическом материале соотношения калия, тория и урана в различных генетических типах почв и осадочных пород земной поверхности в сравнении с полученными нами данными (рис. 3) [3, 8]

Почвы различных регионов Сибири довольно четко соответствуют генетическому типу – лессовидным суглинкам, и обеднены торием относительно других распространенных в сибирских регионах типов почв: серые лесные, дерновоподзолистые и каштановые. Усредненные составы донных отложений озер различных регионов Сибири располагаются на диаграмме фактически на одной прямой линии и их состав меняется от карбонатных до алевропелитовых, в зависимости от того, какие осадки преобладают в озерах в регионе.

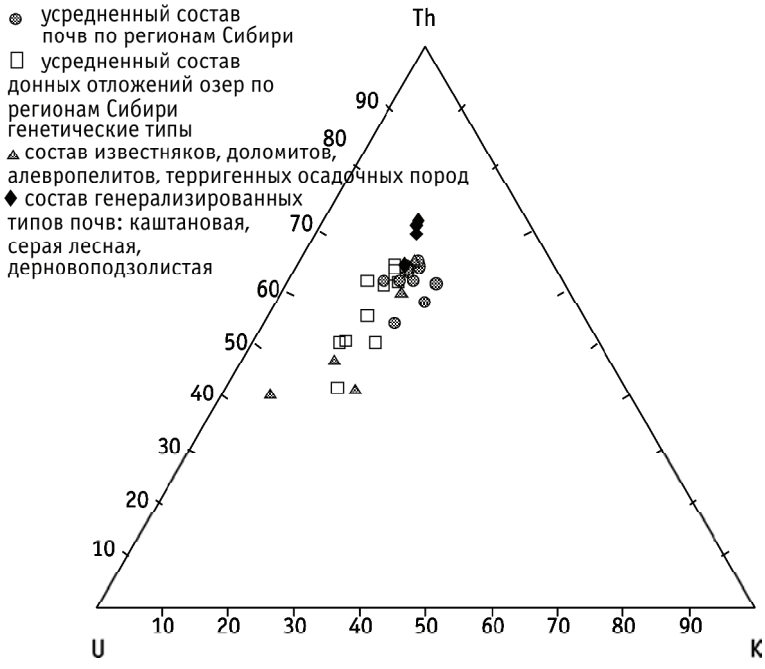


Рис. 3. *Соотношения калия, тория и урана в донных отложениях озер и почвах их водосбора в сравнении с генетическими типами почв и осадочными породами [3, 8]*

На диаграмме Ca(10^{-2})-Th–U вынесены соотношения этих элементов в донных илах с учетом их минералогического состава (рис. 4). На данной диаграмме можно выделить следующие закономерности: соотношение Th/U практически во всех озерных илах постоянно независимо от региона и ландшафта расположения озера и попадает в интервал от 3 до 1,8. При этом увеличение карбонатной составляющей в составе донных отложений уменьшает абсолютные значения Th и U, не изменяя соотношения Th/U. Увеличение органогенной составляющей, влечет за собой в некоторых случаях повышение концентрации урана. Органогенные осадки четко разбиваются на две группы: первая – резко обогащенная ураном, и вторая группа – по величине Th/U отношения соответствует терригенным и карбонатным осадкам. Обязательное условие для накопления урана органическим веществом – восстановительная обстановка, возникающая в результате окисления органики при затрудненном доступе воздуха (застойные водоемы).

Стратифицированное (послойное) изучение иловой залежи может дать представление как о времени и о скорости накопления осадков, так и о характере изменения условий накопления элементов.

Нами и другими исследователями сделана попытка использовать ^{210}Pb и ^{137}Cs в качестве меток для оценки темпов эрозионно-аккумулятивных процессов и скорости осадконакопления. Построены сопряженные графики вертикального распределения концентрации ^{137}Cs и ^{210}Pb в разрезах донных отложений нескольких озер (рис. 5) [5].

Определяя содержание ^{210}Pb в том или ином горизонте, возможно определить возраст осадка, если соблюдаются следующие предположения:

1) поток ^{210}Pb в осадки постоянен;

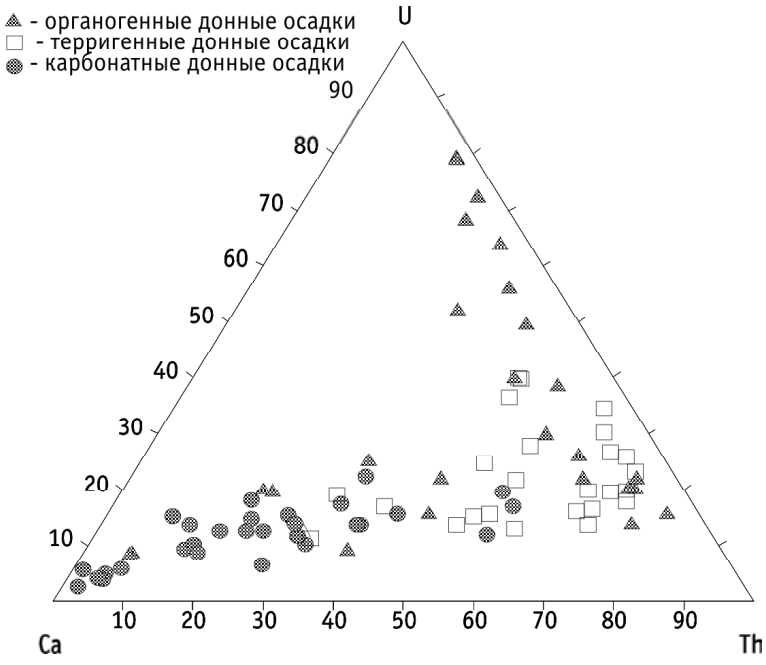


Рис. 4. *Соотношения кальция, тория и урана в донных отложениях озер с учетом их минералогического состава*

2) скорость осадконакопления не меняется в пределах рассматриваемого промежутка времени;
3) постседиментационная миграция ^{210}Pb не происходит.

Исходя из сделанных допущений, можно рассчитать скорость осадконакопления в озерах в различных регионах Сибири: на юге – 0,35 см/год, на севере – 0,25–0,3 см/год. По некоторым литературным оценкам, скорость накопления осадков в степных районах юга Западной Сибири составляет 0,2–0,43 см/год, в предгорных может возрастать до 0,5 см/год, т.е. полученные нами цифры соответствуют предыдущим оценкам.

Особенность распределения радиоцезия в усредненных вертикальных разрезах донных отложений озер из различных водоемов Сибири заключается в увеличении концентрации ^{137}Cs к верхним интервалам, начиная с глубины 20–35 см, которая согласно графикам распределения ^{210}Pb соответствует началу ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. Только на протяжении последних 20 лет в основном происходит выравнивание и даже обеднение поступления радиоцезия в донный осадок относительно предыдущих десятилетий. Такое распределение вероятней всего объяснить с одной стороны тем, что через относительно большие промежутки времени после поступления радионуклидов в водоем их количество постоянно возрастает в верхних слоях осадков: осаждающийся на дно детрит, неорганические частицы и более крупные остатки отмирающей биомассы увлекают с собой на дно попавшие в водоем радионуклиды. Одновременно идет постоянное их перераспределение на границе вода-дно и новое накопление укореняющимися корнями водных растений и бентосом. Отмирание биомассы сопровождается вновь возвращением радионуклидов в донные отложения.. С другой стороны, известно, что основная масса ^{137}Cs сконцентрирована в верхнем дерновом слое почв и при его разрушении (распахивания, вытаптование травы, пожары и др.) происходит вторичное загрязнение осадков в результате привноса радиоцезия с площадей водосбора, и только в последние десятилетия, когда количество глобального радиоцезия существенно снизилось и за счет самоочищения почв уменьшились его запасы, прекратилось нарастание количества радиоцезия в верхних горизонтах ила.

Распределение естественных радиоактивных элементов в стратифицированных разрезах донных отложений довольно однородно и неизменно на протяжении всего исследуемого временного интервала для всех регионов Сибири (около 500 лет). Исключением из общего правила служат донные отложения озер экорегиона Байкал.

На примере Колыванского озера Алтайского края

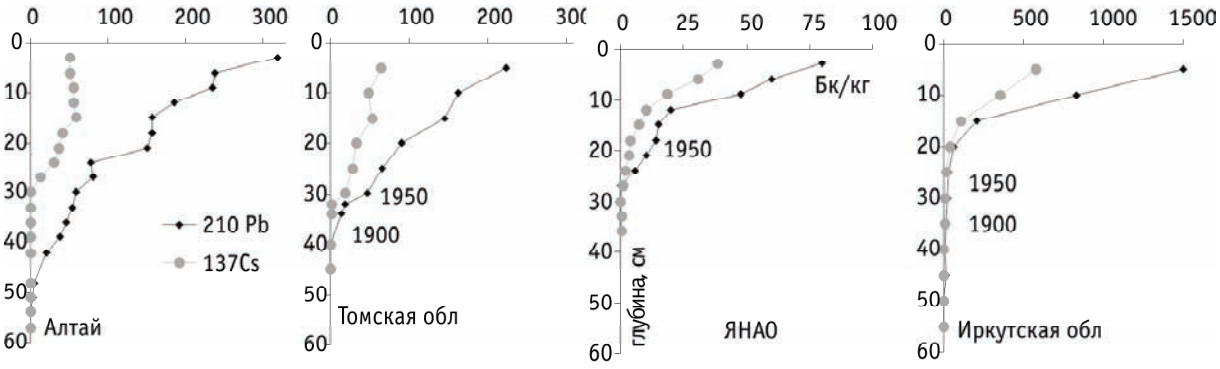


Рис. 5. *Вертикальное распределение концентрации ^{137}Cs и ^{210}Pb (Бк/Кг) в усредненных разрезах донных отложений различных регионов Сибири (Алтай – 4 озера, ЯНАО – 3, Иркутская обл. – 2, Томская обл. – 2)*

можно показать насколько неравномерно распределяется радиоцезий не только по регионам, но и даже по отдельной локальной площади, особенно это четко проявляется в сравнении с распределением естественных радионуклидов. Рассмотрим распределение естественных радионуклидов и радиоцезия по акватории отдельного водоема в зависимости от ландшафта водосборной площади (рис. 6).

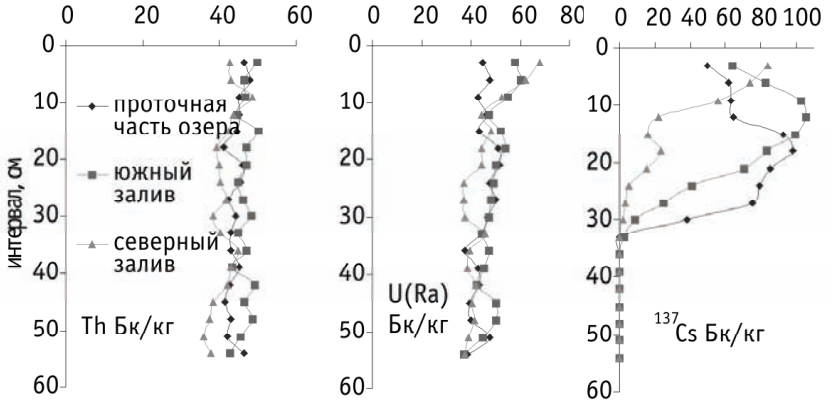


Рис. 6. *Вертикальное распределение естественных радионуклидов U(Ra), Th и ^{137}Cs (Бк/кг) в обобщенных разрезах донных отложений из проточной области, южного и северного заливов Колыванского озера*

Озеро имеет неправильную форму и вытянуто с севера на юг. Площадь зеркала озера составляет 4,5 кв. км, средняя глубина – 1,8 м, максимальная – 4,1 м. Наличие вытекающих и впадающих водотоков создают слабопроточный режим, тогда как основная часть озера имеет застойный режим. С юга береговая зона обрамляется отрогами Колыванского хребта с вершиной г. Большая (644,8 м), с севера и северо-запада располагается предгорная равнина с очень слабым уклоном в сторону озера [1].

В отличие от естественных радионуклидов, которые распределены равномерно как по акватории озера, так и по глубине отбора керна донного осадка, радиоцезий как по площади, так и вертикально распределен крайне неравномерно. Зоны с высоким запасом ^{137}Cs мКи/км^2 приурочены к местам поступления терригенного материала с повышенных участков рельефа водосборной площади и к акваториям с застойным режимом. В вертикальном разрезе осадков озера радиоцезий также распределен крайне неравномерно. В западно-центральной зоне основная концентрация радиоцезия сосредоточена в самых верхних горизонтах с убыванием и выходом на “ноль” уже к глубине 9–12 см. В этой части озера фактически отсутствует склоновое, то есть снего-дождевое поступление радиоцезия. Максимальные активности радиоцезия в донных отложениях Колыванского озера обнаружены на глубине 21–25 см и находятся в южной части акватории водоема.

Использование графиков распределения ^{210}Pb по скважинам Колыванского озера в качестве меток для оценки темпов эрозионно-аккумулятивных процессов позволяет отнести высокие активности ^{137}Cs на глубине ниже 21 см к поступлению радиоцезия от ядерного взрыва 1949 г., произведенного на Семипалатинском полигоне. Повышенное загрязнение осадков от 21 до 15 см можно связать с активным водным поступлением с горных частей береговой линии почвенных частиц с высокой активностью радиоизотопа во времена проведения ядерных испытаний.

Исходя из полученного материала, можно сделать следующие выводы. Содержание радионуклидов в донных осадках озер Сибири отражает их концентрации в почвах водосборных площадей и могут рассматриваться как фоновые для этих территорий.

Содержания урана, тория и калия в донных осадках изученных озер не зависят от степени минерализации вод и их содержания соответствуют количеству терригенного материала в иле. Исключением являются органогенные осадки с застойным режимом водообмена в озерах. В таких условиях при нейтральном или слабощелочном pH воды донный ил значительно обогащается ураном, а иногда и торием. Значения Th/U отношения в донных осадках постоянно и несколько ниже, чем в почвах водосборных площадей, особенно в карбонатных и органогенных илах (за счет разубоживанием осадка хемогенной и органической составляющими).

Распределение естественных радиоактивных элементов в стратифицированных разрезах донных отложений однородно на протяжении последних 500 лет для всех регионов Сибири и по акватории озер, что свидетельствует о стабильности процессов осадкообразования.

Суммарный уровень загрязнения ^{137}Cs донных отложений озер Сибири соответствует уровню глобального фона (40 мКи/км^2 на 2000 г.), за исключением озер Алтайского края, Республик Бурятия и Алтай. ^{137}Cs/^{90}Sr отношения соответствуют глобальному в почвах и донных осадках, за исключением почв Новосибирской области и Республики Саха, а также донных отложений Алтайского края.

Неоднородность распределения остаточных запасов радиоцезия как по площади, так и во временном интервале, отмечается не только в донных отложениях озер из различных регионов Сибири, но и в пределах акватории отдельно взятого озера.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 09-05-00137 и интеграционного проекта СО РАН №84.

Литература

1. *Барышников Г.Я. Озеро Колывань и его окрестности – уникальный памятник природы // Колывань: история, культура и искусство сибирской провинции России 1728–1998. – Барнаул : Изд. упр-ния архивн. дела администрации Алтайского края, 1998. – 308 с.*
2. *Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов (методические разработки). – Новосибирск : Изд-во ИГиГ СО АН СССР, 1971. – 67 с.*

3. *Гавшин В.М. Естественная радиоактивность. Осадочные породы. – Новосибирск : Наука, 1990. – 169 с.*
4. *Израэль Ю.Ф. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий : тр. междунар. конф., Москва, 5–6 декабря 2005 г. – Т.1. – [М., 2005]. – С.13–49.*
5. *Маркелов М.В., Голосов В.Н., Стукин Е.Д. Возможности использования ^{210}Pb и ^{137}Cs в качестве радиоактивных меток для оценки темпов эрозионно-аккумулятивных процессов // Метеорология и гидрология. – 2005. – №4. – С.66–84.*
6. *Общие закономерности возникновения и развития озер. Методы изучения истории озер. (Серия: История озер). – Л. : Наука, 1986. – 254 с.*
7. *Поползин А.Г. Озера юга Обь-Иртышского бассейна (Зональная комплексная характеристика). – Новосибирск : Зап. Сиб. кн. изд-во, 1967. – 339 с.*
8. *Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Мат. междунар. конф., посвященной 100-летию со дня открытия явления радиоактивности и 100-летию Томского политехн. ун-та, 22–24 мая 1996 г.. – Томск: Изд. ТПУ, 1996, – С.308–313.*
9. *Титаева Н.А. Ядерная геохимия : учебник. – 2-е изд., испр. и доп. – М. : Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.*

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ СОСНОВЫХ БОРОВ ПРИИРТЫШЬЯ

Ю.Г. Стрильчук[1], М.С. Панин[2], В.В. Каширский[1], А.А. Жадыранова[1]

[1]Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Республика Казахстан, strilchuk@nnc.kz
[2]Семипалатинский государственный педагогический институт, Семей, Республика Казахстан, pur@sgpi.kz

RADIATION SITUATION AT PRIIRTYSHIE PINE FORESTS AREA

Yu.G. Strilchuk[1], M.S. Panin[2], V.V. Kashirskiy[1], A.A. Zhadyranova[1]

[1]Institute of Radiation Safety and Ecology of the National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan
[2]Semipalatinsk State Pedagogical Institute, Semey, Republic of Kazakhstan

Abstract. *Within 2005 to 2008 Institute of Radiation Safety and Ecology, NNC RK, have carried out radioecological investigations at the territory of Priirtyshie pine forests where "Semey Ormany" and "Ertys ormany" National forest nature reserves perform their activity.*
Radiation investigation enabled to determine nature and level of environment radioactive contamination, and evaluate exposure doses to personnel involved in implementation of project for forest recreation and forest administration at Priirtyshie pine forests area. With dose calculation all possible exposure ways were taken into consideration. It was determined that maximum total expected annual effective dose to forestry personnel, calculated on the basis of currently existing data on radionuclides content in environment, could be 0.36 μSv/year that was below permissible dose limit for population which was 1 μSv/year, according to NRB-99 (Radiation safety standards).

В результате проведенных в мире ядерных испытаний и произошедших радиационных аварий загрязнению подверглись природные экосистемы на значительной территории, что привело к серьезным экологическим и, как следствие, к тяжелым социально-экономическим последствиям (UNSCEAR [1, 2]). Являясь природным фильтром радиоактивных аэрозолей, лесные экосистемы аккумулируют поступающие из атмосферы радиоактивные вещества, которые остаются в них доступными в течение длительного времени (Тихомиров, 1994; Fesenko 2001). Основным радиологическим последствием радиоактивного загрязнения лесных экосистем является накопление радионуклидов в лесной продукции, ограничивающее ее дальнейшее использование, внутреннее и внешнее облучение населения и персонала, занятого в лесном хозяйстве. В отличие от сельскохозяйственных угодий, на которых могут активно применяться защитные мероприятия, изменение содержания радионуклидов в компонентах леса происходит главным образом за счет естественных факторов. Вследствие длительного времени их самоочищения, лесные экосистемы надолго становятся источником радиационного риска для населения и работников лесного хозяйства.

Ленточный бор Прииртышья расположен на правобережье р. Иртыш, на территории двух областей Казахстана – Восточно-Казахстанской и Павлодарской. Общая площадь ленточного бора составляет 870,5 тыс. га. Лесообразующая порода – сосна обыкновенная (*Pinus silvestris*). Ленточный бор является реликтовым и имеет большое экологическое и социально-экономическое значение.

Над территорией, где расположены ленточные боры Прииртышья, в период с 1949 по 1963 гг. проходили облака ядерных взрывов от 12 наземных и 28 воздушных испытаний, произведенных на испытательной площадке "Опытное поле", а также от двух подземных испытаний с выбросом грунта, проведенных на испытательных площадках "Балапан" и "Сары-Узень" [3]. Все они в различной степени оказали влияние на формирование радиационной обстановки в изучаемом регионе. Радиоактивное загрязнение местности в районе расположения лесных массивов в пределах Бескарагайского района произошло, в основном, в результате наземных ядерных испытаний, произведенных 29.08.1949 г. и 07.08.1962 г. Остальные испытания ввиду их малой мощности, более значительного удаления от ленточных боров и условий

проведения (воздушные испытания) в меньшей степени оказали влияние на загрязнение изучаемой территории [4–6].

Первое ядерное испытание (29.08.49 г.) привело к значительному радиоактивному загрязнению территории ленточных боров. Территория, на которой доза превысила 1 рентген, простиралась постепенно расширяющейся полосой до расстояния примерно 300 км от границы полигона при ширине следа 40–50 км. Радиоактивному загрязнению подверглись Новопокровский и Бескарагайский районы Семипалатинской области и несколько районов Алтайского края. На рисунке показано расположение следа первого ядерного испытания.

Радиоактивное загрязнение местности и непосредственно лесных массивов сформировалось в районе населенных пунктов Черемушки, Мостик, Долонь, Канонерка.

В период с 2005 по 2008 гг. Институтом радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК были проведены радиоэкологические исследования на территориях сосновых боров Прииртышья, где ведется хозяйственная деятельность Государственных лесных природных резерватов “Семей Орманы” и “Ертыс орманы”.

В ходе работ были проведены полевые радиологические исследования, отобраны пробы природной среды на территории произрастания соснового бора, проведены лабораторные анализы проб и рассчитаны дозовые нагрузки на сотрудников лесничеств и население.

Диапазон измеренных значений в местах отбора проб природной среды при проведении обследования составил по мощности эквивалентной дозы (МЭД) на поверхности земли – от 0,07 до 0,11 мкЗв/ч. Плотность потока β-частиц во всех точках обследования не превысила предел обнаружения используемых средств измерений – <10 част/(мин·см^2). Измеренные значения радиационных параметров на обследованной территории находятся на уровне фоновых величин.

Содержание естественных гамма-излучающих радионуклидов ^{40}K, ^{232}Th, ^{226}Ra во всех проанализированных пробах почвы находятся на уровне среднего содержания этих элементов в почвах Казахстана.

Повышенные значения содержания техногенных радионуклидов зафиксированы, в основном, в пределах следа радиоактивных выпадений первого ядерного испытания на территории, ограниченной направлениями: с севера – “Курчатов – Малая Владимировка”, с юга – “Чаган - Джеланды” (рис. 1). Удельная активность радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu в почвах достигает 380, 175 и 360 Бк/кг, соответственно. В зависимости от глубины отбора проб почвы величины площадной активности радионуклидов ^{137}Cs, ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu достигают 1,5, 0,34 и 0,28 Ки/км^2, соответственно. На остальной территории содержание радионуклидов в объектах природной среды находится на уровне фоновых значений.

Согласно постановлению Правительства Республики Казахстан от 31.06.07 г. №653 “Об утверждении критериев оценки экологической обстановки”, критерии изменения природной среды оцениваются по содержанию радионуклидов в почвенном покрове. По содержанию радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах данную территорию можно отнести к территории с относительно удовлетворительной ситуацией (менее 15 и 1 Ки/км^2).

По содержанию радионуклида $^{239+240}$Pu в почвах большую часть территории также можно отнести к территориям с относительно удовлетворительной ситуацией. Вместе с тем, площадная активность $^{239+240}$Pu на отдельных участках Ромадановского и Тюменского лесничеств, относящихся к Букебаевскому и Канонерскому филиалам ГЛПР “Семей орманы”, превышает установленные величины для чрезвычайной экологической ситуации (0,05 Ки/км^2) и экологического бедствия (0,1 Ки/км^2).

Для уточнения статуса данной территории и оценки радиационной обстановки, а также для определения критериев вмешательства при обнаружении локальных радиоактивных загрязнений, согласно “Нормам радиационной безопасности (НРБ-99)”, необходимо провести оценку ожидаемой годовой эффективной дозы. Согласно вышеназванному Постановлению основным критерием, характеризующим степень радиоэкологической безопасности человека, проживающего на загрязненной территории, является среднегодовое значение эффективной дозы от всех источников ионизирующих излучений, в том числе и природных.

По результатам исследований, проведенных в период с 2004 по 2008 гг., были выполнены оценки ожидаемых годовых эффективных доз для персонала лесничеств. Расчеты проведены для территорий с различными уровнями радиоактивного загрязнения, в том числе и для максимально загрязненной территории, относящейся к Канонерскому филиалу (район кордона Карабаш). Для консервативной оценки доз были выбраны максимальные значения удельной активности радионуклидов в почвах и древесной растительности.

Предположения и вычисление доз радиоактивного облучения персонала лесных хозяйств основаны на публикациях NRPB-W36 [7], IAEA-TECDOC-1376 [8–11].

Были рассмотрены следующие пути облучения, которые вносят определяющий вклад в формирование дозы облучения на работников лесного хозяйства:

– внешнее облучение от загрязненной почвы и древесной растительности;
– внутреннее облучение от ингаляции загрязненной пыли;

Таблица 1. *Удельная активность радионуклидов в почве и древесине (Бк/кг)*

	^{241}Am	^{137}Cs	^{90}Sr	$^{(239+240)}$Pu
Почва	1,3–14 / 2,35 (141)	0,1–381 / 22,55 (1139)	2–175 / 10,77 (163)	0,33–360 / 24,51 (164)
Древесина	0,07–0,15 / 0,12 (3)	0,07–0,61 / 0,29 (21)	0,27–1,7 / 0,8 (15)	0,01–0,6 / 0,12 (19)

Примечание: в числителе – разброс значений, в знаменателе – среднее значение и количество проб.

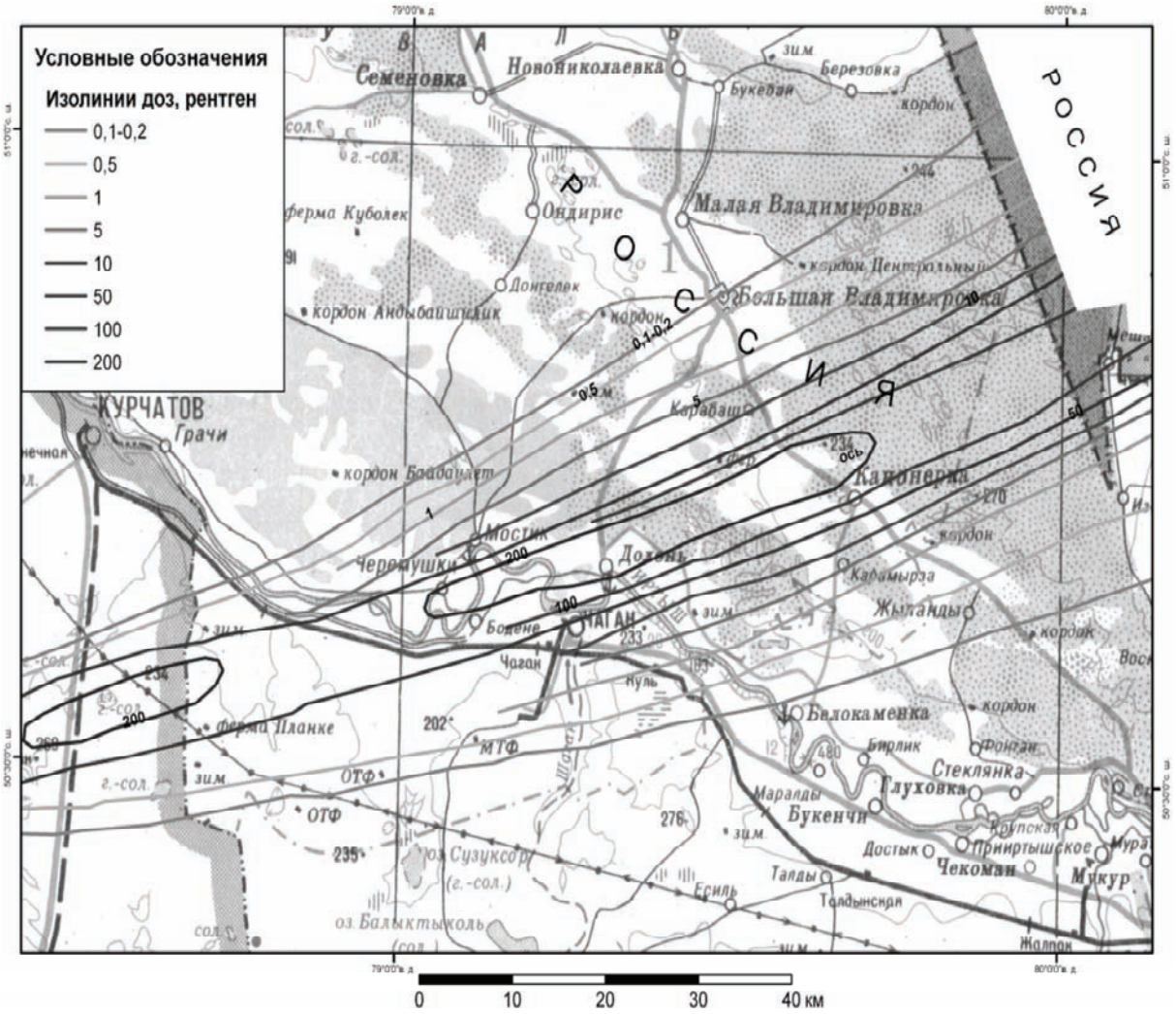


Рис. 1. *Схема расположения следа радиоактивного облака 29.08.1949 г.*

- внутреннее облучение от непреднамеренного перорального поступления загрязненного материала;
- внутреннее облучение от продуктов питания как сельскохозяйственного, так и лесного происхождения.

Также рассмотрены следующие сценарии облучения персонала и населения, имеющего прямой или косвенный контакт с лесом и его продуктами:

- уход за лесом, лесоустроительные и лесовосстановительные работы;
- заготовка продуктов леса;
- тушение лесных пожаров;
- Обработка и хранение древесины;
- обработка древесины, строительные работы, производство мебели;
- пребывание населения в зданиях и использование средств обихода, изготовленных из загрязненной древесины;
- использование древесины для отопления;
- потребление продуктов леса (грибов, ягод, дичи) для питания;
- потребление продуктов питания, производимых на домашних участках и удобряемых золой, получаемой в результате сжигания загрязненной древесины.

Ожидаемая годовая эффективная доза для каждого сценария была рассчитана как сумма доз, соответствующих путей облучения, характерных для каждого сценария, с учетом реального радиоактивного загрязнения и времени контакта человека с лесом или его продуктами. В таблице представлены пути облучения и сценарии, которые вносят основной вклад в ожидаемую годовую эффективную дозу (табл. 2).

Исходя из полученных величин дозовых нагрузок, можно определить критические пути облучения персонала и населения. Так, при внешнем облучении основная доза будет сформирована излучением радионуклида ^{137}Cs, содержащегося в верхнем слое почвы. При ингаляционном пути поступления, а именно во время тушения пожаров, основным дозообразующим радионуклидом будет $^{239+240}$Pu. При поступлении радионуклидов с продуктами питания (дары леса) доза будет формироваться за счет содержания в них радионуклида ^{137}Cs.

Основной вклад в суммарную дозу внешнего облу-

Таблица 2. *Ожидаемые годовые эффективные дозы при хозяйственном использовании лесов, мЗв в год*

№	Путь облучения	Эффективная доза, мЗв/год				
		^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239+240}Pu$	^{241}Am	Сумма
1	Доза внешнего облучения					
11	Профессиональная деятельность в лесу	0	0,1	0	$3{,}9\cdot10^{-5}$	0,1
12	Ликвидация пожаров	0	$3{,}3\cdot10^{-2}$	0	$1{,}5\cdot10^{-5}$	$3{,}3\cdot10^{-2}$
13	Посещение леса населением	0	$1{,}0\cdot10^{-2}$	0	$3{,}9\cdot10^{-6}$	$1{,}0\cdot10^{-2}$
2	Доза внутреннего облучения от ингаляционного пути поступления					
21	Профессиональная деятельность в лесу (поступление пыли)	$8{,}1\cdot10^{-6}$	$5{,}8\cdot10^{-6}$	$1{,}2\cdot10^{-2}$	$9{,}7\cdot10^{-4}$	$1{,}3\cdot10^{-2}$
22	Ликвидация пожаров (поступление сажи, золы, пыли)	$1{,}2\cdot10^{-4}$	$1{,}6\cdot10^{-5}$	$3{,}2\cdot10^{-2}$	$2{,}6\cdot10^{-3}$	$3{,}5\cdot10^{-2}$
23	Бытовая деятельность (поступление золы топливной древесины)	$1{,}4\cdot10^{-6}$	$1{,}0\cdot10^{-7}$	$1{,}1\cdot10^{-3}$	$2{,}3\cdot10^{-4}$	$1{,}3\cdot10^{-3}$
3	Доза внутреннего облучения от перорального пути поступления					
31	Потребление продуктов с приусадебного участка – источник загрязнения зола	$6{,}3\cdot10^{-5}$	$7{,}0\cdot10^{-6}$	$2{,}7\cdot10^{-7}$	$6{,}7\cdot10^{-7}$	$7{,}1\cdot10^{-5}$
32	Потребление продуктов леса: грибы, ягоды, дичь	$1{,}1\cdot10^{-2}$	0,14	$1{,}7\cdot10^{-2}$	$1{,}3\cdot10^{-3}$	0,17

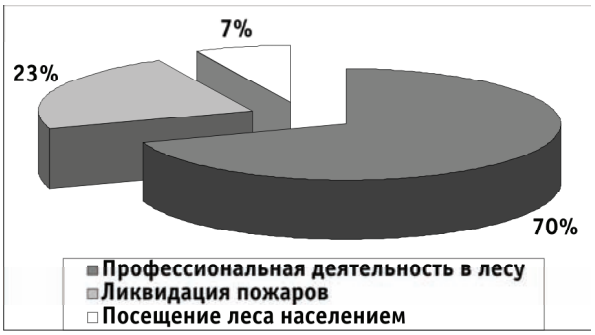


Рис. 2. *Формирование дозы внешнего облучения*

Рис. 3. *Формирование дозы внутреннего облучения (ингаляционный путь)*

чения (около 70%) будет формироваться за счет проведения лесовосстановительных работ на радиоактивно загрязненных территориях (рис. 2). Вклад в дозу внутреннего облучения при ингаляционном пути поступления радионуклидов будет формироваться, в основном, во время работ, связанных с тушением пожаров (рис. 3). При поступлении радионуклидов с пищей (пероральный путь) основной вклад в суммарную дозу будет формироваться за счет содержания в продуктах питания радионуклида $^{239+240}Pu$ (рис. 4).

Таким образом, при расчете доз были учтены все возможные пути облучения и сценарии поведения. Определено, что максимальная суммарная ожидаемая годовая эффективная доза для персонала лесничеств, рассчитанная по существующим в настоящее время данным о содержании радионуклидов в объектах природной среды, может составить 0,36 мЗв/год, что ниже допустимого предела доз для населения, равного 1 мЗв/год, согласно НРБ-99.

Вместе с тем, максимальная ожидаемая годовая эффективная доза превышает величину 0,3 мЗв/год, что соответствует "уровню вмешательства", согласно НРБ-99 (Приложение 5, пункт 4). Следовательно, необходимо проводить дальнейшие исследования в данном регионе для уточнения границ загрязненных территорий,

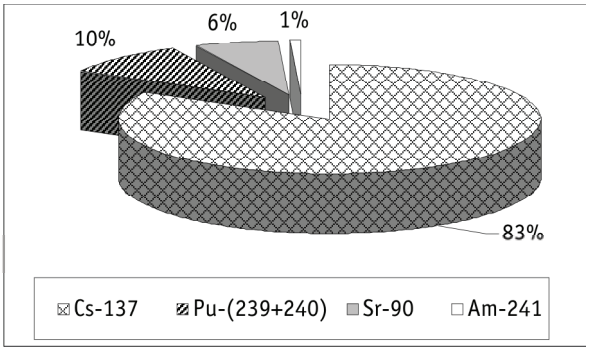


Рис. 4. *Вклад техногенных радионуклидов в формирование дозы внутреннего облучения*

и рассмотреть возможность применения защитных мероприятий с целью ограничения облучения населения. Масштабы и характер мероприятий должны определяться с учетом интенсивности радиационного воздействия на население по величине ожидаемой коллективной эффективной дозы за 70 лет.

Литература

1 *Sources and Effects of Ionizing Radiation / United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) / 2000 Report to the General Assembly. – Vol.2. – New York : UN, 2000. – 566 p.*

2 *Sources and Effects of Ionizing Radiation / United Nations Scientific Committee on on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) / 1993 Report to the General Assembly. – New York : UN, 1993.*

3 *Ядерные испытания СССР / кол. авторов ; под ред. В.Н. Михайлова. – М. : ИздАТ, 1997. – 304 с.*

4 *Стрильчук Ю.Г., Осинцев А.Ю. и др. Радиоэкологическое состояние ленточных боров // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения : матер. III междунар. научно-практич. конф., 6–8 октября 2008 г. / Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК. – Курчатов, 2008. – С.73–74.*

5 *Отчет по договору №44/13П от "25" июля 2006 г. в рамках программы 044 "Сохранение лесов и увеличение лесистости территории республики" : проведение радиационного анализа территории сосновых боров Прииртышья в 2006 г.*

6 *Отчет по контракту №CS/SS-01 от 25.05.2008 г. о предоставлении услуг по проведению мониторинга радиоактивности в рамках бюджетной программы 044 "Сохранение лесов и увеличение лесистости территории республики".*

7 *Methodology for estimating the doses to members of the public from the future use of land previously contaminated with radioactivity. – National Radiological Protection Board, 2003.*

8 *Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products / IAEA-TECDOC-1376, – Vienna, 2003.*

9 *Panfilov A. Countermeasures for radioactively contaminated forests in the Russian Federation // Contaminated Forests / I. Linkov, W.R. Shell (eds). – Kluwer Academic Publishers, 1999. – P.271–279.*

10 *STUK-A178. A. Rantavaara, P. Calmon, J. Wendt, V. Vetikko. Forest food chain and dose model (FDMF) for RODOS. STUK. – Finland, December 2001.*

11 *Брук Г., Голиков В., Дубасов Ю. Оценка риска, связанного с радиоактивным загрязнением сосновых лесов, расположенных вблизи бывшего семипалатинского полигона : отчет. – СПб., 2005*

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ

С.Б. Субботин[1], С.Н. Лукашенко[1], А.О. Айдарханов[1], М.С. Панин[2]

[1]Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Алма-Ата, Казахстан
[2]Семипалатинский государственный педагогический институт, Семей, Казахстан

RADIOACTIVE POLLUTION OF THE SURFACE AND UNDERGROUND WATER AT SEMIPALATINSK PROVING GROUND

S.B. Subbotin[1], S.N. Lukashenko[1], A.O. Aidarkhanov[1], M.S. Panin[2]

[1]Institute of Radiation Safety and Ecology of the National Nuclear Center of the Republic of Kazakhstan
[2]Semipalatinsk State Pedagogical Institute, Semey, Republic of Kazakhstan

Территория Семипалатинского испытательного полигона (СИП) входит в состав региональной гидрогеологической системы левобережья р. Иртыш. Главным направлением движения подземных вод является северо-северо-восточное. Областью разгрузки подземных вод является р. Иртыш. Маловодная р. Шаган является единственным поверхностным водотоком в пределах СИП. Она течет вдоль восточной границы СИП и является левобережным притоком р. Иртыш. В остальных случаях поверхностный сток имеет преимущественно сезонный характер (рис. 1) [1, 2].

Для получения общего представления о современной картине радиоактивного загрязнения водной среды на СИП, в таблице 1 представлены имеющиеся данные с максимальными значениями концентрации техногенных радионуклидов в поверхностных и подземных водах на основных площадках полигона [3, 4]. По представленным в таблице значениям видно, что самые высокие значения концентрации техногенных радионуклидов (кроме трития) характерны для штольневых вод, распространенных на площадке Дегелен, где их содержания превышают допустимые значения для питьевой воды: по цезию-137 в 100 раз, по стронцию-90 в 400 раз, по тритию и по плутонию-почти в 200 раз.

Таким образом, основным радиоактивным загрязнителем штольневых вод на площадке Дегелен, а так же поверхностных вод в озере Телкем 2 является стронций-90. В остальных случаях основным радиоактивным загрязнителем подземных и поверхностных вод является тритий.

Рассмотрим более подробно имеющиеся данные о характере и уровнях радиоактивного загрязнения водной среды на основных технических площадках полигона Балапан и Дегелен.

Дегелен. Испытательная зона "Дегелен" расположена в южной части территории СИП (рис. 2).

Она является одной из основных испытательных площадок, где проводились подземные ядерные взрывы мощностью до 150 кт в горизонтальных горных выработках – штольнях. Всего за период испытаний в горном массиве Дегелен была пройдена 181 штольня, в которых было проведено 209 ядерных испытаний [5].

Горный массив четко выделяется в морфоструктурном плане и представляет собой эрозионно-расчлененное куполовидное поднятие площадью около 200 км^2. Абсолютные отметки горных вершин достигают 1100 м и возвышаются над окружающей местностью до 500 м. Массив представляет собой вулкано-плутоническую структуру кальдерного типа, сформировавшуюся в верхнем карбоне-перми [1, 2]. В пределах массива выде-

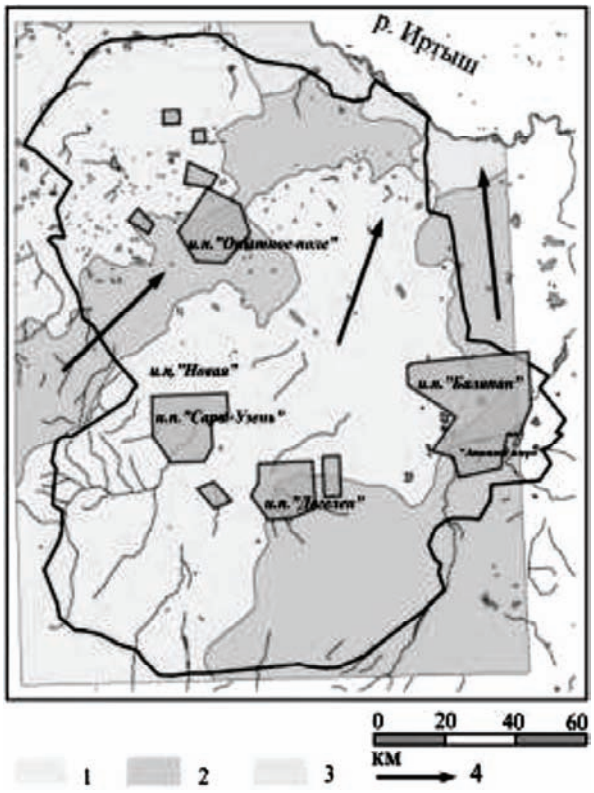


Рис. 1. *Схема движения подземных вод на территории СИП 1 – область водоразгрузки в локальные бессточные котловины; 2 – область водоразгрузки в сторону поймы р. Иртыш; 3 – область надпойменной террасы р. Иртыш; 4 – направление движения подземных вод*

ляются два основных типы подземных вод, часто связанные между собой – поровые воды и трещинные воды. Уровень подземных вод в межгорных долинах находится на глубинах до 6 м. За пределами горной местности уровень понижается до 12 м.

В 1996 г. начались работы по закрытию штолен. Непосредственно перед началом этих работ, общий приток воды из 23 штолен оценивался в $1{,}6 \times 10^9$ л/год. При этом средняя концентрация ^{137}Cs в общем потоке достигала 170 Бк/л, а трития 340 кБк/л. После закрытия всех водоносных выработок вода продолжает поступать сквозь запечатывающие конструкции – 7 сооружений имеют постоянный водоток в пределах припортальных участков. Потоки воды в разной степени загрязнены радионуклидами, которые выносятся на поверхность. На рисунке 4 представлены результаты радионуклидного мониторинга штольневых вод.

По данным, представленных на графиках, можно отметить, что наибольшая удельная активность трития сохраняется в течение всего периода наблюдений в штольне №177. Максимальная концентрация отмечена в 1997 г. – 1900 кБк/л. Аналогичная картина наблюдается и для ^{137}Cs, наибольшая удельная активность которого наблюдалась в штольне №504. Максимальная концентрация отмечена в 1999-х гг. – 1100 Бк/л.

Таким образом, по результатам мониторинга можно отметить относительную стабилизацию водного потока и отметить тенденцию постепенного снижения суммарного выноса радионуклидов на дневную поверхность [3, 4].

Для изучения радиоактивного загрязнения подземных вод в пределах горного массива Дегелен в разные годы и разными организациями проводились гидрогеологические исследования. На рисунке 3 показана схема расположения гидрогеологических скважин внутри горного массива Дегелен и на его окраинах, в рамках представлены максимальные значения концентрации трития в подземных водах в кБк/л.

Результаты изучения характера выноса техногенных радионуклидов с подземными водами за пределы горного массива Дегелен показали, что значения концентраций стронция и цезия на разных направлениях находятся примерно на одинаковых низких уровнях и не превышают нормативных значений для питьевой воды. В то же время значения концентраций трития на разных направлениях различны:

- минимальные значения до 16 кБк/л наблюдаются в подземных водах северного направления;
- максимальные значения трития до 260 кБк/л установлены в подземных водах юго-восточного направления, распространенных в долине ручья Байтлес.

Таблица 1. *Удельная активность техногенных радионуклидов в водах СИП*

Объект	Тип вод	Удельная активность радионуклидов, Бк/л			
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{3}H	$^{239+240}Pu$
Телкем 3 ЭЯВ (по 0,25 кт)	поверхностная вода озера Телкем 2 (воронка взрыва)	<0,1	190	300	0,6
	подземные воды (850 м от озера Телкем 2)	1,0	3,0	500	нет данных
ЭЯВ № 1004 (170 кт)	поверхностная вода «Атомного» озера	<1,0	15	4000	0,01
Дегелен 209 ПЯВ	штольневые воды	1100	2100	1 430 000	110
	вода родников	7,0	3,0	190 000	0,15
	подземные воды	1,0	3,0	260 000	0,12
Сары-Узень 21 ПЯВ	подземные воды (320 м от «боевой» скважины 125)	0,03	0,1	480 000	нет данных
Балапан 105 ПЯВ	подземные воды (950 м от «боевой» скв 1308)	4,0	1240	4 800 000	0,3
УВнас	НРБ-99 (Приложение 2)	11	5	7700	0,56

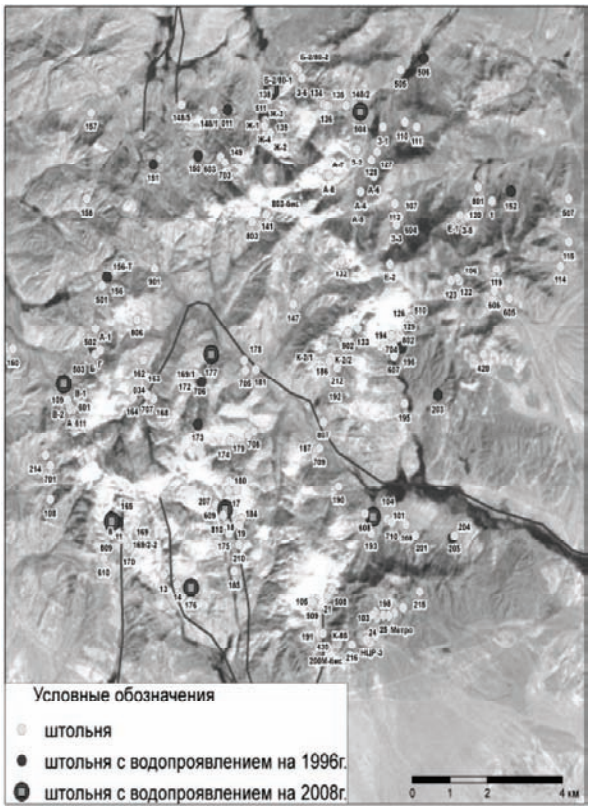


Рис. 2. *Горный массив Дегелен. Схема расположения штолен*

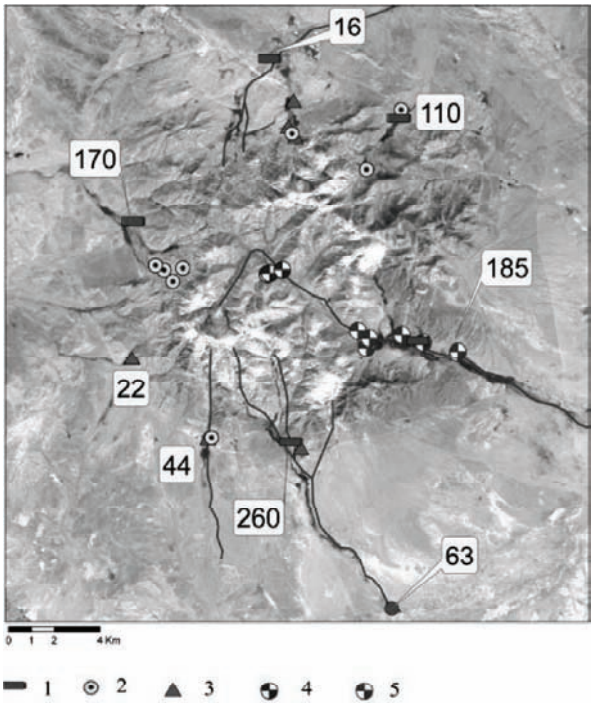


Рис. 3. *Горный массив Дегелен. Схема расположения скважин. 1 – режимная сеть (створы) гидрологических исследований ИГИ; 2 – наблюдательная скважина (прочищена в 2005 г.); 3 – пост "Семей гидрогеология"; 4 – гидрогеологические скважины (штольня 177); 5 – гидрогеологические скважины (штольня 104)*

Дополнительные исследования на данном направлении показали, что даже на удалении 10 км от границ гор Дегелен концентрация трития в подземных водах остается достаточно высокой и достигает 63 кБк/л, что более чем в 8 раз превышает допустимые значения для питьевой воды [4].

Таким образом, потоки штольневых вод не вносят существенного вклада в процесс радиоактивного загрязнения подземных вод регионального бассейна. Практически, полная очистка от радионуклидов (кроме трития) штольневых вод горными породами происходит в непосредственной близости от мест их выхода на дневную поверхность.

Площадка Балапан расположена в юго-восточной части Семипалатинского полигона. Она является одной из основных испытательных площадок СИП, где проводились подземные

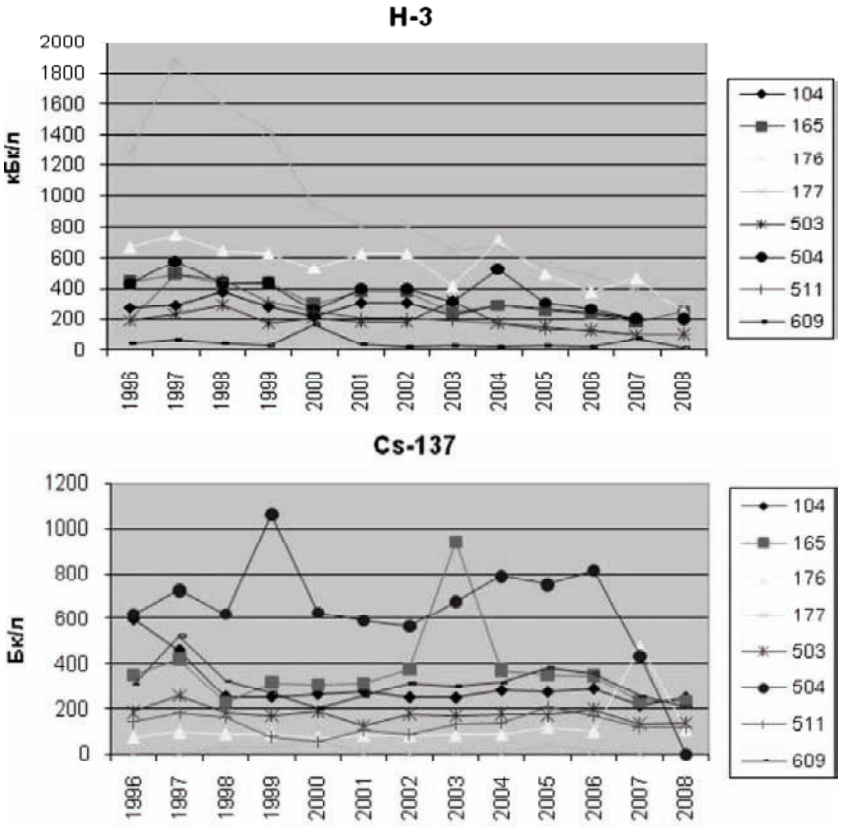


Рис. 4. *Результаты мониторинга штольневых вод*

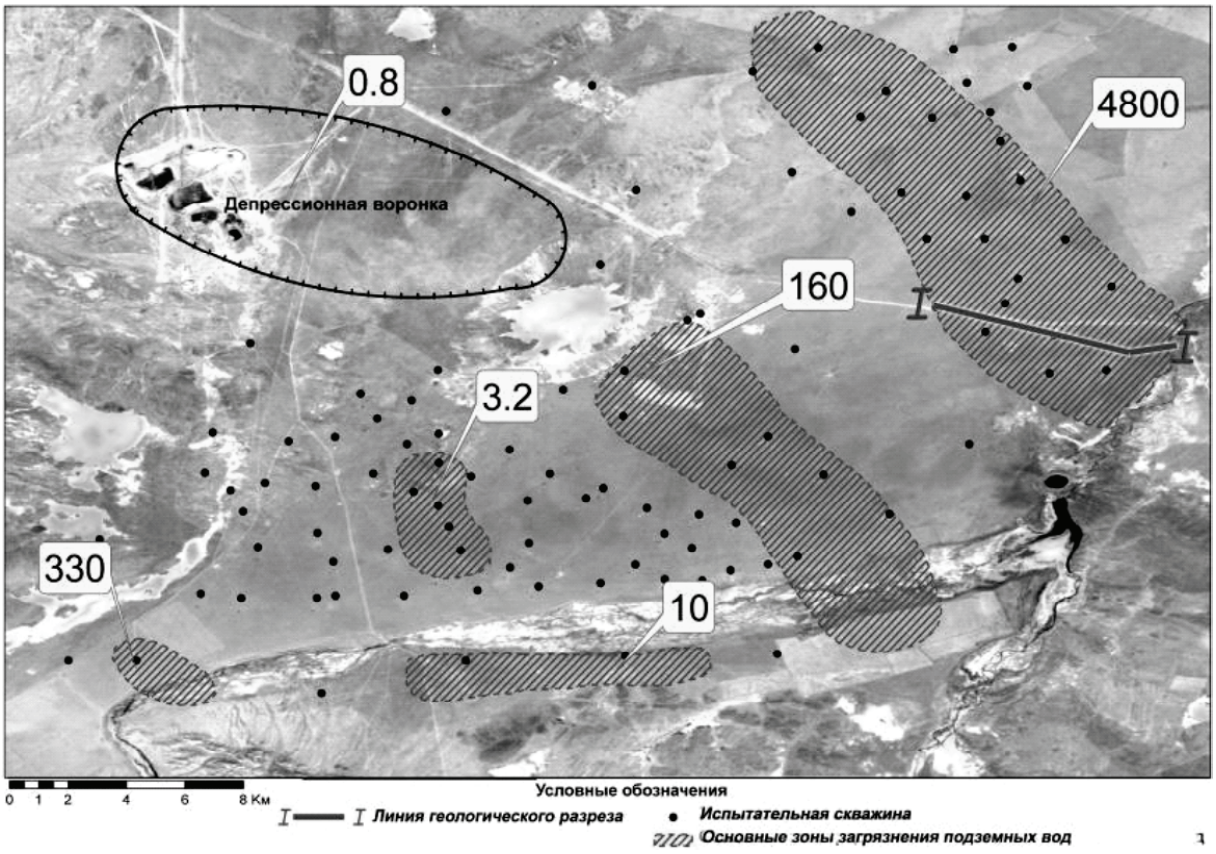


Рис. 5. *Схема расположения зон с повышенной концентрацией ^{3}H в подземных водах на участке Балапан. 1 – северо-восточная зона; 2 – восточная зона; 3 – южная зона; 4 – юго-западная зона; 5 – центральная зона*

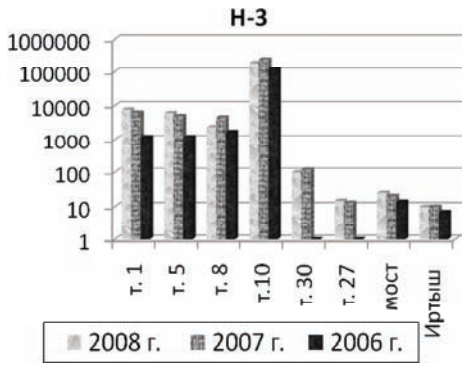
ядерные взрывы в вертикальных горных выработках – скважинах. Всего за период испытаний на площадке Балапан было проведено 106 ПЯВ [5].

Площадка Балапан представляет собой котловину шириной около 20 км, обрамленную мелкосопочником. Водовмещающий горизонт характеризуется крайне сложными условиями залегания. Подземный рельеф скального фундамента палеозойских пород представлен чередованием выступов и углублений разнообразной формы с относительными перепадами высот до 50 м. Рельеф скального фундамента перекрыт неогеновыми глинами мощностью до 80 м. Благодаря отмеченным факторам, на значительной части территории, подземные воды имеют напорный характер с величиной напора до 73 м [4].

Результаты исследований показали, что высокие концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах можно наблюдать только в непосредственной близости от эпицентральных зон ядерных взрывов, при удалении от устья “боевых” скважин, концентрация этих радионуклидов снижается до мБк/л. В связи с чем каких-либо особенностей в характере распространения ^{137}Cs и ^{90}Sr в подземных водах пока не установлено из-за их низкой концентрации. В то же время концентрация трития в подземных водах изменяется в широком диапазоне значений от минимально-детектируемой активности равной 0,007 кБк/л до максимальных значений более 4000 кБк/л. В целом, на площадке Балапан отмечен зональный характер распределения трития. Всего выделяется пять областей повышенных значений трития. На рисунке 5 представлена рабочая версия схемы расположения зон с повышенной концентрацией ^{3}H (более 0,1 кБк/л).

Характерной особенностью выделенных зон является то, что они, в основном, приурочены к зонам влияния региональных разломов и к участкам изолированных впадин в рельефе скального фундамента, заполненных глинами. Частично загрязненные подземные воды из впадин в восточной части площадки Балапан разгружаются в поверхностные воды реки Шаган. В настоящее время основным радиоактивным загрязнителем вод реки является тритий. Концентрация в водах реки других техногенных радионуклидов (^{60}Co, ^{152}Eu, ^{154}Eu и ^{241}Am, ^{137}Cs) находится ниже предела обнаружения. При этом содержание ^{90}Sr остается стабильным на всем протяжении течения реки и изменяется от 1,5 до 2,5 Бк/л. По данным проведенного в 2006 году обследования первый интервал радиоактивного загрязнения поверхностных вод обнаружен на территории площадки Балапан в районе слияния рек Шаган и Ашису. После выхода реки Шаган из “Атомного” озера в воде выявлены высокие концентрации трития (до 474 кБк/л), что более чем в 60 раз превышает допустимые значения для питьевой воды. В дальнейшем наблюдается постепенное снижение концентрации трития в реке. В месте слияния реки Шаган с рекой Иртыш трития не обнаружено. Есть предположение, что значительная часть загрязненных вод

а



б

Рис. 6. *Схема расположения точек наблюдений: а) точки отбора проб воды, б) динамика ^{3}H в поверхностных водах*

дренируется в северном направлении по зонам влияния региональных разломов. Динамика концентрации трития в поверхностных водах р. Шаган отображена на рисунке (рис. 6).

По представленным на графиках значениям видно, что концентрация трития в поверхностных водах реки изменялась в широком диапазоне значений. По результатам сравнительного анализа данных, полученных в 2008 г., с максимальными значениями, установленными в 2006 и 2007 гг., можно отметить по ряду точек, как повышение, так и снижение концентрации трития в поверхностных водах.

Для изучения миграционных процессов радионуклидов в подземных водах на неизученных участках СИП, а также для оценки качества питьевой воды в объектах водопользования, в 2007 г. было опробовано около 200 скважин и колодцев в местах, где ранее подземные воды не изучались. Результаты лабораторных анализов показали, что в большинстве изученных проб концентрация техногенных радионуклидов в подземных водах не превышает МДА. В единичных случаях в скважинах и колодцах были отмечены повышенные концентрации трития, но с содержанием значительно ниже уровня вмешательства для населения [3, 4].

Выводы

1. Процесс радиоактивного загрязнения подземных и поверхностных вод на испытательных площадках СИП продолжается и по данным мониторинга имеет относительно стабильный характер.
2. Основным радиоактивным загрязнителем штольневых вод на площадке Дегелен и поверхностных вод озера Телкем 2 является стронций-90. В остальных случаях основным радиоактивным загрязнителем подземных и поверхностных вод является тритий.
3. Одним из приоритетных направлений радиоэкологических исследований на СИП в настоящее время является изучение проблемы и картирование загрязненных тритием потоков подземных вод поступающих за пределы площадок СИП – Балапан и Дегелен.
4. В настоящее время за пределами испытательных площадок СИП, уровень концентраций техногенных радионуклидов в объектах водопользования не превышает допустимых значений для питьевой воды.

Литература

1. *Бардина И.Ю., Ветрова С.И. и др. Инженерно-геологические условия объекта 905 МО СССР : отчет о результатах инженерно-геологической съемки масштаба 1:200000. – 1976.*
2. *Геологическая карта Казахской ССР. Восточно-Казахстанская серия. Масштаб 1:500 000 : объяснительная записка. – Алма-Ата, 1979.*
3. *Субботин С.Б., Пестов Е.Ю. Годовые отчеты по проекту МНТЦ К-893 "Организация системы мониторинга состояния подземных вод на территории бывшего Семипалатинского испытательного полигона". – Курчатов, 2005.*
4. *Отчеты по программе 011 "Обеспечение безопасности бывшего семипалатинского испытательного полигона".*
5. *Семипалатинский испытательный полигон. Создание, деятельность, конверсия / Кол. авторов под рук. В.С. Школьника. – Алма-ата, 2003 г.*

СОВРЕМЕННОЕ СОДЕРЖАНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ^{137}Cs И ^{90}Sr В СУПЕРАКВАЛЬНОЙ ПОЧВЕ ОЗЕР ДАЛЬНЕЙ ЗОНЫ ВУРСА (НА ПРИМЕРЕ оз. ШАБЛИШ)

А.А. Сутягин, С.Г. Левина, Г.Г. Корман

ГОУ ВПО "Челябинский государственный педагогический университет",
Челябинск, Россия, sandrey0507@mail.ru

PRESENT CONTENT AND DISTRIBUTION OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr IN SUPER-AQUAL SOIL OF LAKES LOCATED AT DISTANT ZONE OF THE WESTERN URAL RADIOACTIVE TRACE (EXAMPLE OF SHABISH LAKE)

A.A. Sutyagin, S.G. Levina, G.G. Korman

Chelyabinsk State Pedagogical University, Chelyabinsk, Russia

The character of wash condition in superaquatic landscape positions of drained territory of the lake Shablish located in the peripheral part of the East-Urals radioactive trace has been determined. Dependences influencing the distribution and accumulation of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the current profiles were identified.

Особенностью экологической обстановки на территории Челябинской области является существование больших площадей радиационно загрязненных земель в результате аварий на ПО "Маяк" 1957 и 1967 гг., сброса радиоактивных отходов в р. Теча в 1949–1956 гг. На территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРС), образовавшегося в результате аварии 1957 г. на ПО "Маяк", находятся более 30 озер, различающихся литологическим составом котловин, морфометрическими параметрами, условиями формирования гидрохимического состава стока с водосборов и площадью водосбора [5, 6, 13]. При анализе радиоэкологического состояния озерных экосистем необходимым звеном исследований является изучение водосборных территорий (супераквальный элемент ландшафта), так как для замкнутых водоемов поток вещества и энергии с водосборной площади является одним из важнейших внешних факторов по отношению к экосистеме замкнутого водоема [1].

Для почв супераквальных элементов ландшафта характерно повышенное увлажнение неглубоко залегающими грунтовыми водами. Данная особая совокупность почвенных разностей, с периодическим избыточным затоплением и близким к поверхности уровнем залегания грунтовых вод, создает особые условия аккумуляции и миграции радионуклидов, микроэлементов по почвенному разрезу [12]. Кроме того, повышенное увлажнение обуславливает повышенную продуктивность прибрежных биоценозов. Их почвы имеют более высокое содержание гумуса, нежели почвы элювиальных территорий [6].

Целью данной работы явилось исследование содержания и распределения долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в почвах супераквальной позиции оз. Шаблиш.

Интерес к территории данного водоема обусловлен тем, что он расположен на периферии ВУРСа и используется жителями близлежащих населенных пунктов в хозяйственной деятельности. Принимая во внимание динамичность процессов транспорта, распределения и миграции радионуклидов в водных экосистемах, поступления радионуклидов в водоемы с поверхностным стоком, а также учитывая влияние на эти процессы факторов пространства и времени, становится очевидной необходимость всестороннего изучения и контроля радиоэкологической ситуации в водоемах ВУРСа, особенно уже используемых в хозяйственных целях.

Исследованный водоем расположен в северной части Каслинского района Челябинской области вблизи границы со Свердловской областью, в 90 км от места взрыва (периферийная или дальняя зона ВУРСа). В геоморфологическом отношении котловина и водосбор озера расположены в пределах западных окраин Западно-Сибирской плоскоравнинной страны. Происхождение котловины оз. Шаблиш эрозионно-тектоническое, осложнено просадочными процессами. Данный водоем является слабопроточным: в северной части в него впадают два ручья; из озера берет начало р. Исток, левый приток р. Синара (Тобольский бассейн). Отселение населенных пунктов с прибрежной зоны оз. Шаблиш не производилось: на северо-восточном участке побережья находится поселок Шаблиш.

Определение места закладки почвенных разрезов, основывалось на исследовании особенностей ландшафтных катен [3] и вычленении в них элювиальных и супераквальных элементов (позиций). Разрезы закладывались в нескольких метрах от уреза воды, в основном на приозерных террасах. В некоторых случаях подпорные грунтовые воды сравнительно быстро заливали нижнюю часть разреза, что подтверждает его статус как супераквального. Во всех случаях проводился анализ времени последнего антропогенного воздействия на почвы и выбирались точки с наибольшей вероятностью значительной длительности периода покоя. Почву из почвенных разрезов вынимали слоями с учетом генетических горизонтов и площади отбора проб до глубины 30–65 см, высушивали, растирали и просеивали через сито с ячейками в 1 мм.

Пробоподготовка почвенных проб и аналитические исследования проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета Челябинского государственного педагогического

университета (ЧГПУ). Были определены следующие физико-химические характеристики почв водосборных территорий исследованных озерных экосистем: влажность, потери при прокаливании, содержание гумуса (углерод), по Тюрину, pH водной и солевой вытяжек, Eh водной вытяжки, содержание хлоридов и сульфатов, содержание водорастворимых Ca^{2+} и Mg^{2+}, обменных оснований Ca^{2+} и Mg^{2+}, обменная кислотность по Дайкухара [2].

Содержание радионуклидов определялось в лаборатории Биофизической станции Отдела континентальной радиоэкологии Института экологии растений и животных УрО РАН.

Определение ^{137}Cs в почве проводили на γ-спектрометре фирмы "CANBERA". Относительная погрешность измерения не превышала 20% [7].

Удельную активность ^{90}Sr в почвенных образцах [8] определяли радиохимическим методом выделения радионуклида в виде оксалатов и дальнейшего измерения бета-активности выделенных препаратов ^{90}Sr на малофоновой установке УМФ-2000 и комплексе "Прогресс". Относительная погрешность измерения не превышала 20%.

Основные показатели рассчитывали на сухую почву, т.е. к почве, высушенной при 100–105 °С. Полученные результаты подвергались обработке методами статистического анализа с использованием программного обеспечения Stat Soft, SPSS Inc, MS Excel .

Почвы водосборной территории исследуемого озера лежат в области преимущественного распространения серых лесных почв. Для супераквальных элементов ландшафта оз. Шаблиш характерно повышенное увлажнение, их почвы имеют более высокий процент гумуса, нежели почвы элювиальных территорий. Сочетание промывного и выпотного режима увлажнения не только влияет на характер распределения микроэлементов и радионуклидов по глубине, но и создает возможность их вымывания [6, 12].

Значения удельной активности долгоживущих радионуклидов в почвах супераквальных ландшафтных зон оз. Шаблиш колеблются в пределах 19–40 Бк/кг по ^{90}Sr и 1–153 Бк/кг по ^{137}Cs (рис. 1). Для исследуемых почвенных разрезов характерно концентрирование радионуклидов в верхнем (0–10 см) слое и постепенное уменьшение их содержания вниз по почвенному профилю (рис. 1).

Постепенное уменьшение содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs вниз по почвенному профилю, возможно, объясняется высоким содержанием органического вещества, образующего малоподвижные соединения с Ca и Sr [9, 10].

Следует отметить, что глубже 25 см почвенного разреза значения удельной активности ^{137}Cs находятся ниже предела обнаружения, что связано с меньшей миграционной способностью ^{137}Cs в отличие от ^{90}Sr [11].

Анализ характера распределения радионуклидов по профилю супераквальных позиций водосбора оз. Шаблиш показал, что максимальное содержание радионуклидов приходится на гумусовые горизонты почв, преимущественно на A_1 (более 60% от общего запаса в почвенном профиле ^{90}Sr и более 90% – ^{137}Cs).

Если в почвах ближней зоны весь ^{90}Sr сосредоточен в верхнем 10-сантиметровом слое [6], то для почв дальней зоны, на примере оз. Шаблиш, характерно несколько иное распределение, а именно: наблюдается большее проникновение ^{90}Sr по профилю (рис. 1). Возможно, это связано с фракционированием продуктов выброса [4], изменением соотношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ к концу следа и вследствие этого большей миграционной способностью ^{90}Sr в почвах дальней зоны ВУРСа.

Таким образом, выявленные условия формирования режима увлажнения (чередование промывного и выпотного) характерны для супераквальных ландшафтных позиций водосборных территорий. Режим увлажнения, изменение количества органического вещества в гумусированных горизонтах создают условия для возникновения своеобразного режима миграции и аккумуляции радионуклидов.

Авторы выражают глубокую благодарность директору УНПЦ РМ, Заслуженному деятелю науки РФ, д.м.н., профессору А.В. Аклееву, Заслуженному экологу РФ, заведующему Отделом континентальной радиоэкологии и Биофизической станции ИЭРиЖ, д.б.н., профессору А.В. Трапезникову, старшему научному сотруднику Отдела континентальной радиоэкологии и Биофизической станции ИЭРиЖ, к.б.н. В.Н. Трапезниковой, старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ И.Я. Поповой, старшему научному сотруднику отдела окружающей среды УНПЦ РМ, к.б.н. Л.М. Перемысловой, научному сотруднику Отдела континентальной радиоэкологии и Биофизической станции ИЭРиЖ Р.В. Кузьминой, руководителю лимнолого-экологического центра ЧГПУ, зав. каф. географии и МПГ, доценту, к.г.н. В.В. Дерягину, доценту каф. географии и МПГ, к.г.н. С.Г. Захарову за помощь в проведении работы.

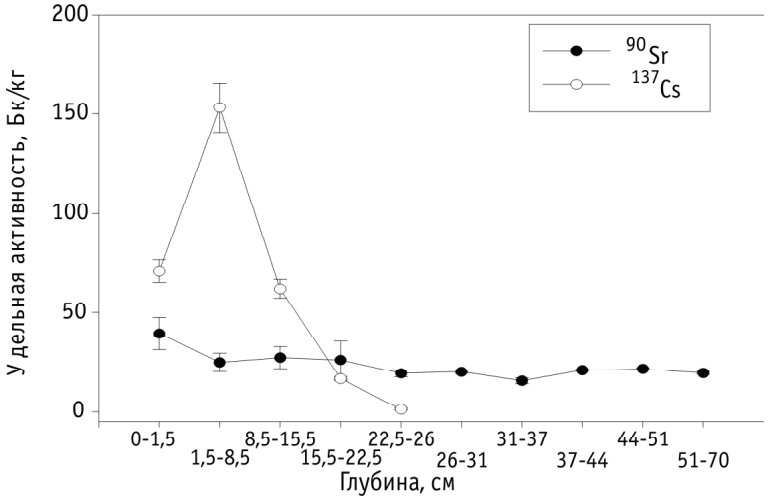


Рис. 1. *Значения удельной активности (Бк/кг сухой массы) радионуклидов в почве супераквального ландшафта оз. Шаблиш (2007)*

Литература

1. *Алимов А.Ф. Основные положения теории функционирования водных экосистем // Гидробиологический журнал. – 1990. – Т.26, №6. – С.3–12.*
2. *Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1970. – 487 с.*
3. *Глазовская М.А. Общее почвоведение и география почв. – М. : Высш. шк., 1981. – 400 с.*
4. *Коготков А.Я. Поведение радионуклидов в почвах Среднего Зауралья : дис. … док. биол. наук. – Челябинск, 1968. – 522 с.*
5. *Левина С.Г., Попова И.Я., Захаров С.Г. и др. Гидрохимические особенности распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных геосистемах осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Российский химический журнал. – 2004. – Т.48, №2. – С.94–98.*
6. *Левина С.Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах Восточно-Уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии : автореф. дис. … док. биол. наук. – М., 2008. – 48 с.*
7. *Методика выполнения измерений удельной активности гамма-излучающих радионуклидов в пробах объектов внешней среды. Свидетельство №Ч 147/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. – 2002.*
8. *Методика выполнения измерений удельной активности цезия-137 и стронция-90 в почвах и донных отложениях. Свидетельство №Ч 150/2002 об аттестации методики выполнения измерений / Гос. ком. РФ по стандартизации и метрологии. – 2002.*
9. *Павлоцкая Ф.И., Арнаутов Г.Н., Блохина М.И. О связи стронция-90 с различными фракциями органического вещества почв / Гос. ком. по использованию атомной энергии СССР. – М., 1973. – 18 с.*
10. *Павлоцкая Ф.И. Относительная подвижность, состояние и формы нахождения стронция-90, стабильного стронция и кальция в почвах / Гос. ком. по использованию атомной энергии СССР. – М., 1973. – 38 с.*
11. *Прохоров В.М. Миграция радиоактивных загрязнений в почвах. Физико-химические механизмы и моделирование / под ред. Р.М. Алексахина. – М. : Энергоиздат, 1981. – 98 с.*
12. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. – Т.2. – Екатеринбург : Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 400 с.*
13. *Экологические и медицинские последствия радиационной аварии 1957 г. на ПО "Маяк" / под ред. А.В. Аклеева, М.Ф. Киселева. – М. : Вторая типография ФУ "Медбиоэкстрем" при Минздраве РФ, 2001. – 294 с.*

ГАММА-ИЗЛУЧАЮЩИЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОСАДКАХ ПОЙМЫ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ТОМЬ

Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, А.В. Чугуевский

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, poligon@uiggm.nsc.ru

GAMMA-EMITTING RADIONUCLIDES IN SOILS AND BOTTOM SEDIMENTS OF THE FLOODPLAIN OF THE DOWNSTREAM OF THE RIVER TOM'

F.V. Sukhorukov, M.S. Melgunov, A.V. Chuguevskii

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *Soils and bottom sediments in flooded sections of the downstream of the river Tom' are contaminated by artificial radionuclides at the expense of discharges of SCPP. The most considerable contamination is observed on a right bank of the river Romashka and Chernilshikova branch. On a set of radionuclides and their content in soils the contamination of the Tom' river is analogous to that in a short-range influence zone of the Krasnoyarsk MCPP on the river Yenisei though its scales are much less. The character of the space and vertical distribution in columns of bottom sediments of the rivers Romashka, Tom' and Ob denotes a long-term inflow of a wide spectrum of artificial radionuclides in them. Mixture of waters of the rivers Romashka and Tom' leads to significant enrichment of bottom sediments by ^{137}Cs, creating a local geochemical barrier. The background content of artificial ^{137}Cs in bottom sediments and soils of flood-free terraces outside of an influence zone of the SCPP and traces of escapes does not exceed its global abundance.*

Деятельность Сибирского химического комбината (СХК), особенно в 60-е годы до организации подземного захоронения жидких радиоактивных отходов (ЖРО), приводила к радиоактивному загрязнению многих компонентов окружающей среды (ОС) пойм рек Томь и Обь. После захоронения ЖРО загрязнение осуществлялось путем сброса охлаждающих вод реакторов и утечки радионуклидов из отстойников. Загрязнялись вода, водная растительность, рыба, донные осадки и почвы на затапливаемых частях берегов и островов. Это загрязнение значительно превышает глобальное, в составе его наблюдаются короткоживущие изотопы. Оно прослеживается до устья Томи и на десятки и сотни километров по течению Оби [3, 7–10].

Целью настоящей работы является показать наряду с пространственным распределением гамма-излучающих радионуклидов в почвах островов, правого берега рек Ромашка и Томь и в донных осадках реки Томь от г. Томска до впадения ее в реку Обь [3] и вертикальное размещение радионуклидов в колонках донных осадков и почв, служащих временной мерой их поступления в осадки. Пробоотбор осуществлялся в 2001–2002 гг., а анализировались пробы в 2001–2007 гг. Все результаты измерений приведены к 2001 г., кроме данных таблицы 2, которые даны по количеству радионуклидов в 2005 г. (время измерения французской лаборатории).

Методы пробоотбора почв и донных осадков и определения γ-излучающих радионуклидов

Пробы почв опробовались с помощью стального кольца диаметром 82 мм и высотой 50 мм (объем 264 $см^3$) путем последовательного его задавливания (заби-

Таблица 1. *Сравнительные результаты по $^{137}Cs^{*}$, полученные на спектрометрических установках с ППД и NaJ(Te) по одному из разрезов почв на берегу р. Ромашка*

№№ пробы	Интервал, см	^{137}Cs, Бк/кг	
		ППД**	NaJ(Te)**
ЧП1/2	5–10	1075	1012
ЧП1/3	10–15	753	763
ЧП1/4	15–20	396	393
ЧП1/5	20–25	84	79
ЧП1/6	25–30	16,7	15
ЧП1/7	30–35	2,7	1
ЧП1/8	35–40	1,9	н.о.

* – Пробы измерены обоими методами в марте 2003 г.
** – ППД – аналитик В.С. Пархоменко;
NaJ(Te) – аналитик А.С. Степин.

вания) в почву, что позволяет определять не только удельную активность (содержание) радионуклидов, но и плотность загрязнения каждого 50-миллимитрового интервала. При отборе донных осадков использовался пробоотборник из нержавеющей стали с вакуумным затвором конструкции НПО "Тайфун" диаметром 84 мм и длиной не менее 500 мм, позволяющий извлекать илистые сильнообводненные и песчанистые осадки.

Анализировались пробы почв и донных осадков в одной и той же лаборатории ИГМ СО РАН (бывший ОИГГМ СО РАН) полупроводниковой γ-спектрометрией с использованием четырех типов полупроводниковых детекторов (ППД):

1) коаксиального HPGe ППД EGPC 20-1.8/SHF 00-30 с относительной эффективностью регистрации 20% (Франция);
2) коаксиального Ge(Li) ППД ДГДК-100В с относительной эффективностью регистрации 10% (ИФТП, г. Дубна);
3) планарного HPGe ППД, эффективная площадь регистрации 100 мм^2 (ИФТП, г. Дубна);
4) колодезного коаксиального HPGe ППД, активный объем 200 см^3, размер колодца 21х60 мм, абсолютная эффективность регистрации 15% (Франция).

Эти ППД позволяли измерять интенсивность γ-линий в диапазоне от 20 до 2000 кэВ. Подробное описание метода пробоотбора и метода с использованием указанных детекторов дано в работе [3]. Кроме того, пробы почв анализировались сцинтилляционной γ-спектрометрией с использованием колодезных кристаллов сверхчистого NaJ(Te) большого объема. Этот метод был дополнительным, так как кроме ЕРН позволял определять единственный техногенный изотоп ^{137}Cs и использовался при обследовании почв на незатапливаемых участках, а также как внутрилабораторный контрольный метод. В таблице 1 приводятся сравнительные результаты анализа ^{137}Cs двумя методами по одному из разрезов почв. Данные таблицы 1 показывают хорошую сходимость результатов определения ^{137}Cs этими методами.

Таблица 2. *Сравнение содержаний радионуклидов в донных осадках Чернильщиковой протоки р. Томь после впадения в нее р. Ромашка (Бк/кг) (верхняя строка – данные французской лаборатории*, нижняя – наши)*

№ образца интервал, см	^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{152}Eu	^{154}Eu
ЧД10/1 (0–1)	430±15 332	6±2 4	106±8 81	77±9 64	30±10 26
ЧД10/2 (1–2)	329±13 349	3±2 4	74±7 80	50±4 53	22±5 25
ЧД10/3 (2–3)	318±13 320	4±2 3	74±7 74	51±4 49	18±5 20
ЧД10/4 (3–4)	410±15 н.о.**	3±2 н.о.	97±8 н.о.	92±9 н.о.	33±10 н.о.
ЧД10/5 (4–5)	405±15 399	< 2 –***	93±8 156	65±7 136	20±10 н.о.
ЧД10/6 (5–6)	282±12 231	< 2 –	73±7 63	40±4 36	11±4 12
ЧД10/7 (6–7)	291±12 253	3±2 1,8	82±7 71	47±5 47	12±4 18
ЧД10/8 (7–8)	202±10 205	< 2 1,8	77±7 67	34±4 32	< 10 15
ЧД10/9 (8–9)	131±7 187	< 2 –	61±6 101	17±3 54	< 10 –
ЧД10/10 (9–13)	80±7 143	< 2 –	53±5 100	12±3 47	< 10 –
ЧД10/11 (13–15)	103±6 178	< 2 –	101±8 191	19±4 69	< 10 –
ЧД10/12 (15–19)	117±6 128	< 2 –	61±7 165	17±3 30	< 10 –

* – Центр геохимии поверхности Университета Луи Пастера (Страсбург); ** – н.о. – здесь и в последующих таблицах, не определялось; *** «–» – ниже предела обнаружения.

Результаты определения удельных активностей ^{60}Co, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{152}Eu и ^{154}Eu в донных осадках были проконтролированы французской лабораторией в колонке Чернильщиковой протоки (т. ЧД10). Результаты сравнения приведены в таблице 2.

Из таблицы следует, что по всем изотопам сходимость определений удельной активности хорошая, кроме трех нижних интервалов, имеющих больший вес, т.к. пробы ЧД10/10 и ЧД10/12 включают по 4 см мощности осадка, проба ЧД10/11 – 2 см, а пробы ЧД10/1-10/9 – по 1 см. Особенно (в 2 раза) это расхождение наблюдается для ^{137}Cs, что может быть связано с измерением разных навесок. Наши результаты пересчитаны на 2005 г. – год замера французской лаборатории.

Компоненты окружающей среды

В статье (работе) приведены результаты по почвам и донным осадкам. Почвы грубо можно разбить на две группы:

1) затопляемого правого берега реки Ромашка, реки Томь и ее островов (луговые, с травянистой растительностью аллювиального происхождения);

2) почвы высокой террасы и значительно удаленные от берега Томи с небольшой мощностью дернового и гумусового слоя.

Донные осадки разного гранулометрического состава от илистого до тонких и грубых песков, часто с включением гальки. Осадки разного гранулометрического состава встречены на всем течении Томи и даже в теневых участках выступов берега и островов, где они формируют заметную мощность. Схема расположения точек пробоотбора приведена на рисунке 1.

Результаты и их обсуждение

Почвы. Наиболее загрязнены почвы правого берега реки Ромашка (таблица 3). Наибольшие количества ^{137}Cs (1187 Бк/кг) и ^{60}Co (113,2 Бк/кг) содержат верхние 5 см разреза.

Аллювиальные почвы затапливаемого правого берега Чернильщиковой протоки реки Томь на расстоянии нескольких сот метров до 1 км от устья р. Ромашка содержат заметно меньше или вовсе не содержат ^{60}Co и ^{134}Cs (т. ЧП6), а для ^{137}Cs в них не наблюдается постепенного снижения вниз по разрезу. Оба разреза (т.т. ЧП4 и ЧП6) имеют в два раза меньшую мощность (они пройдены до галечника) (т. ЧП1), а наибольшая концентрация ^{137}Cs обнаруживается в середине разрезов, что, несомненно, указывает на поступление его в момент формирования этих слоев (таблица 4).

По данным Роскомгидромета [3] в 1991 году почвы пойменной части Чернильщиковой протоки в том же примерно месте содержали, кроме обнаруженных нами ^{137}Cs и ^{60}Co, еще и ^{54}Mn, ^{51}Cr, ^{65}Zn и другие изотопы.

Вниз по течению реки в голове острова Елисеевский (т. ЧП15) в затапливаемой части обнаруживается загрязнение почв только ^{137}Cs, оно возрастает постепенно от 6 Бк/кг (0–5 см) до 46 Бк/кг на глубине 20–25 см. То же наблюдается и в почве заливного луга севернее д. Чер-

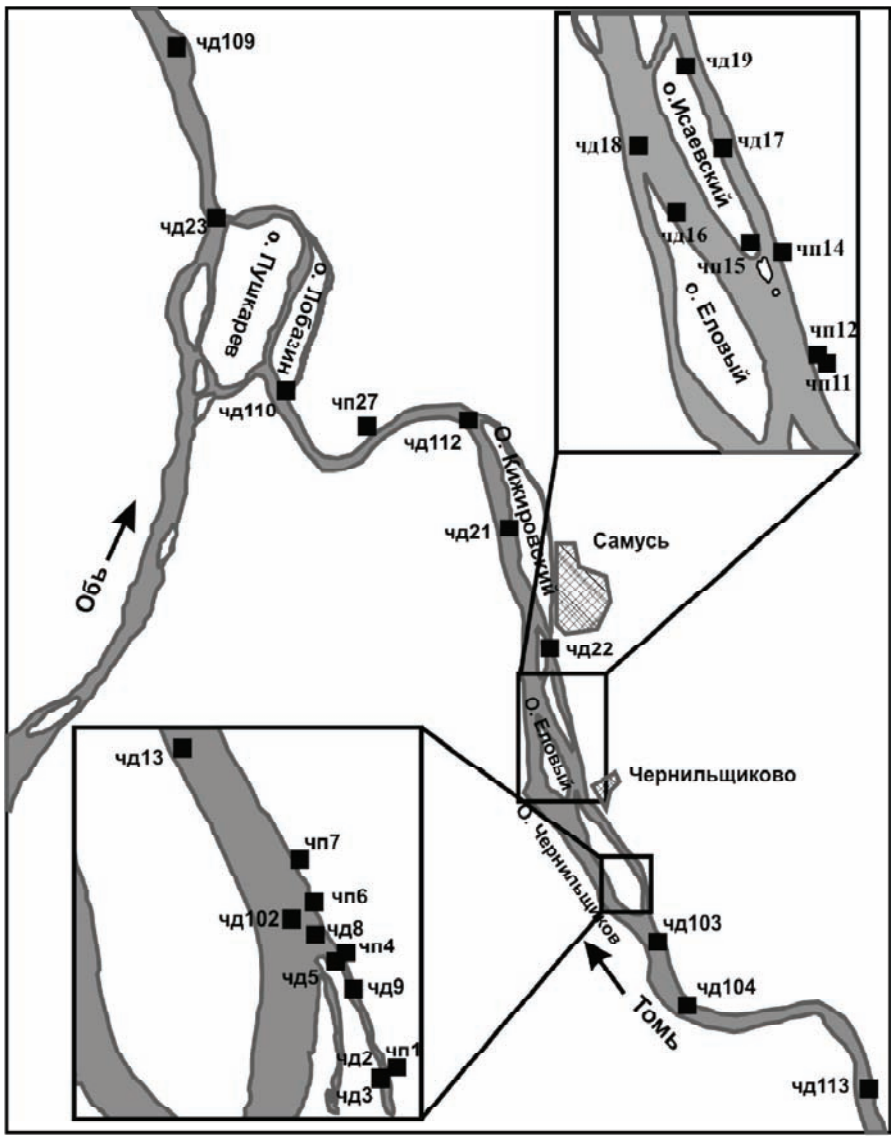


Рис. 1. *Схема расположения точек пробоотбора почв и донных осадков нижнего течения реки Томь*

Таблица 3. *Удельные активности ^{60}Co, ^{134}Cs и ^{137}Cs в почвах правого берега р. Ромашка (ЧП1)*

№ пробы	Интервал, см	Радионуклиды, Бк/кг		
		^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs
ЧП1/1	0–5	113,2	3	1187
ЧП1/2	5–10	24	0,9	1075
ЧП1/3	10–15	10	0,9	753
ЧП1/4	15–20	3,2	–	396
ЧП1/5	20–25	1,2	–	84
ЧП1/6	25–30	–	–	16,7
ЧП1/7	30–35	–	–	2,7
ЧП1/8	35–40	–	–	1,9

нильщиково (ЧП12) – от 32 Бк/кг (0–5 см) до 60 Бк/кг (10–15 см).

Совершенно другое вертикально распределение ^{137}Cs и в меньших содержаниях наблюдается в целинных почвах, в которых ^{137}Cs имеет только аэрозольный источник, включая глобальные выпадения. Такие почвы обследованы севернее д. Чернильщиково (т. ЧП14), на правом берегу Томи в 1,5 км на запад от д. Орловка (т. ЧП27), в районе п. Самусь (т.т. ЧП30 и ЧП33). Данные по распределению в них ^{137}Cs приведены в таблице 5.

Из литературных данных [1–3, 11] следует, что почвы Томского района наиболее изучены и имеют среднюю плотность загрязнения на 2002 г. по ^{137}Cs 45 мКu/км^2, что близко к глобальному загрязнению целинных почв юга Сибири [3]. Правда, в работах [1, 3] приведены и максимальные значения 341 и 450 мКu/км^2, что более чем в 7–10 раз превосходит уровень глобальных выпадений и может быть связано с деятельностью и авариями на СХК.

Таким образом, можно говорить о значительном загрязнении техногенными радионуклидами (^{60}Co, ^{134}Cs и ^{137}Cs), и прежде всего ^{137}Cs, правого берега устья Ромашки и Чернильщиковой протоки Томи вблизи устья Ромашки на 2001 г. На расстоянии менее чем в 10 км вниз по течению Томи в голове о-ва Исаевский и на правом берегу почвы содержат только ^{137}Cs в количествах до 60 Бк/кг. Причем обогащены им нижние части разрезов, что свойственно аллювиальным почвам с водным поступлением радионуклидов [3–6] и характеризует уменьшение поступления в последнее время. Исключением из этого правила является разрез почв на берегу р. Ромашка, с максимальным содержанием изотопов Cs и ^{60}Co в верхних горизонтах, которые убывают вниз по разрезу. Вероятно, это можно объяснить единовременным поступлением на поверхность почвы вод, обогащенных указанными изотопами.

Целинные суглинистые почвы (табл. 5) характеризуются обогащением ^{137}Cs только верхних 10 сантиметров, что характерно для всех почв Западной Сибири [5].

Донные осадки. Донные осадки отобраны в устьевой части реки Ромашка, в протоке Чернильщиковой р. Томь и далее по течению Томи вплоть до устья; в р. Обь вблизи правого берега (ЧД23, ЧД109). Всего изучено 17 разрезов донных осадков. В них пробы отбирались с интервалом в 1 см, в качестве фонового взят разрез выше по течению нового моста через реку Томь (ЧД113). Места расположения точек опробования показаны на рисунке 1.

Таблица 4. *Удельные активности ^{60}Co, ^{134}Cs и ^{137}Cs в аллювиальных почвах Чернильщиковой протоки р. Томь*

№ пробы	Интервал, см	Радионуклиды, Бк/кг		
		^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs
ЧП4				
ЧП4/1	0–5	16,6	0,2	64,3
ЧП4/2	5–10	2,6	–	63
ЧП4/3	10–15	11,0	н.о.	н.о.
ЧП4/4	15–20	9,8	–	652
ЧП4/5	20–25	0,6	0,4	143
ЧП6				
ЧП6/1	0–5	–	–	112,8
ЧП6/2	5–10	–		152,4
ЧП6/3	10–15	н.о.	н.о.	н.о.
ЧП6/4	15–20	–	–	96,8

Таблица 5. *Удельные активности ^{137}Cs (Бк/кг) в целинных почвах с аэрозольным его поступлением*

№ точек	Интервал, см			
	0–5	5–10	10–15	15–20
ЧП14	73	33	8	1
ЧП27	24	20	17	3
ЧП30	63	16	–	–
ЧП33*	37	9	2	–

* – почва перекрывается хвойной подстилкой мощностью 7 см, содержащей в среднем 115 Бк/кг.

Они близки к семи профилям профилям пробоотбора, результаты по которым приведены в работе [3]. В статье будут приведены результаты только в реперных, в том числе и наиболее загрязненных разрезах донных осадков. К последним относятся разрезы в устье р. Ромашка ЧД9 и ЧД5, а также в Чернильщиковой протоке недалеко (сотни метров) от устья Ромашки (ЧД8), данные по которым приведены в таблице 6.

Анализ данных таблицы 6 показывает, что наиболее загрязнены техногенными радионуклидами, включая короткоживущие ^{46}Sc ($T_{1/2}$ – 84 дня) и ^{134}Cs ($T_{1/2}$ – 2 года), донные осадки в центре русла р. Ромашка около 100 м от устья вверх по течению (ЧД9). Здесь в верхних 10 см илистого осадка обнаружено максимальное количество (1848 Бк/кг) ^{60}Co, глубже обнаруживается волнообразное его убывание.

Такая же картина вертикального распределения наблюдается и для изотопов Eu и ^{134}Cs. ^{137}Cs равномерно распределен по всей глубине колонки и в среднем его количество равно 238 Бк/кг.

Для всех изотопов характерно уменьшение их коли-

честв в интервале 12–16 см, представленном в основном песком. ^{46}Sc в больших количествах (>130 Бк/кг) присутствует только в верхних 3 см, глубже его количество резко уменьшается, а во многих интервалах он вообще отсутствует, что объясняется малым периодом его полураспада и говорит о заметном его количестве в момент формирования нижних слоев осадка (около 25 лет судя по отношению изотопов Cs). В работе [3] кроме названных отмечается присутствие еще 11 искусственных радионуклидов, в основном короткоживущих, в которые ошибочно попали ^{40}K и ^{7}Be.

Донные осадки в самом устье р. Ромашка в 20 метрах от берега (ЧД5) характеризуются наличием всех изотопов, обнаруженных в колонке ЧД9, с теми же закономерностями вертикального распределения, но в заметно меньших количествах, кроме ^{137}Cs, количество которого также убывает вниз по колонке, и он накапливается только в верхних двух сантиметрах до 1530 Бк/кг.

Совершенно другое распределение и количество изотопов в колонке, взятой в Чернильщиковой протоке недалеко от устья р. Ромашка (ЧД8). В ней значительно меньше ^{60}Co и ^{154}Eu, практически следы ^{46}Sc и ^{134}Cs и только в самом верхнем сантиметровом слое, а вот ^{137}Cs практически во всех 14 сантиметрах, кроме верхнего и самого нижнего, содержится от 1085 до 2964 Бк/кг, что указывает на резкое осаждение его при смешении вод Ромашки с водами Томи (геохимический барьер). Вероятно, соосаждению ^{137}Cs осадками Томи способствуют не только разные температуры и состав их вод, но и значительное количество сорбирующих его тонких минералов, привносимых Томью. На космическом снимке хорошо видно, что воды р. Ромашка на протяжении нескольких сот метров, а возможно и больше, не смешиваются с водами Томи. Точка ЧД8, вероятно, взята в области контакта вод. Мысль об узкой полосе обогащения осадков ^{137}Cs подтверждают количество и распределение радионуклидов в колонке (ЧД102), взятой на значительном удалении от контакта вод в том же створе (ближе к центру протоки). В ней в незначительных количествах (десятки Бк/кг) обнаруживаются только ^{137}Cs и ^{60}Co в нижней части 17-сантиметровой колонки, а в верхних 7 см они присутствуют ниже предела обнаружения.

Таблица 6. *Удельная активность техногенных радионуклидов в донных осадках р. Ромашка и в Чернильщиковой протоке р. Томь*

Номер пробы	Интервал см	Вес, г	^{46}Sc Бк/кг	^{60}Co Бк/кг	^{134}Cs Бк/кг	^{137}Cs Бк/кг	^{152}Eu Бк/кг	^{154}Eu Бк/кг
Колонка ЧД9, р. Ромашка								
ЧД9/1	0–1	65,7	221	1903	38	183	215	104
ЧД9/2	1–2	57,3	141	1832	35	208	255	101
ЧД9/3	2–3	51,4	132	1965	54	274	385	152
ЧД9/5	4–5	44,2	66	1742	57	303	421	156
ЧД9/6	5–6	48,6	42	1728	37	202	305	107
ЧД9/8	7–8	56,5	17	1947	41	271	297	127
ЧД9/9	8–9	51,0	18	2000	46	296	343	141
ЧД9/10	9–10	51,0	7	1667	45	284	308	112
ЧД9/12	11–12	75,6	–	952	15	132	74	31
ЧД9/13	12–13	82,4	3	740	–	112	63	24
ЧД9/14	13–14	76,4	2	798	–	175	115	47
ЧД9/16	15–16	74,2	–	687	11	274	214	62
ЧД9/18	17–18	64,3	–	386	8	227	190	54
ЧД9/21	20–21	209,7	–	892	8	291	219	72
ЧД9/22	21–22	205,0	–	741	8	332	204	69
ЧД9/23	22–23	297,5	3	585	4	266	141	45
ЧД9/24	23–24	415,0		296	1	219	80	18
Колонка ЧД5, р. Ромашка								
ЧД5/1	0–1	88,0	18	295	9	1545	60	22
ЧД5/2	1–2	96,3	10	312	11	1516	69	20
ЧД5/4	3–4	76,0	6	178	6	654	43	18
ЧД5/6	5–6	76,0	–	10	–	300	9	4
ЧД5/8	7–8	87,0	–	4	–	72	5	–
ЧД5/10	9–10	94,0	–	8	–	280	10	4
ЧД5/14	13–14	106,9	–	2	2	776	22	2
ЧД5/15	14–15	127,0	–	1	–	441	12	2
Колонка ЧД8, Чернильщикова протока								
ЧД8/1	0–1	92,3	3	107	2	366	52	9
ЧД8/2	1–2	82,0	–	49	–	1085	48	8
ЧД8/3	2–3	86,0	–	17	–	1186	28	10
ЧД8/4	3–4	82,0	–	20	–	1866	53	5
ЧД8/5	4–5	76,0	–	26	–	2737	61	5
ЧД8/6	5–6	56,0	–	26	–	2964	56	5
ЧД8/7	6–7	84,0	–	25	–	2488	48	5
ЧД8/8	7–8	68,0	–	22	–	2412	44	5
ЧД8/9	8–9	69,0	–	18	–	2130	36	3
ЧД8/10	9–10	81,0	–	20	–	1556	34	3
ЧД8/12	11–12	82,0	–	12	–	1329	34	–
ЧД8/14	13–14	200,0	–	0	–	450	4	–

Примечание: последовательность колонок в таблице соответствует удалению от источника загрязнения.

Следующая колонка (ЧД13) характеризует донные осадки в 15 м от середины правого берега о-ва Чернильщикова. В ней только в верхнем сантиметре присутствуют ^{137}Cs (70,2 Бк/кг) и ^{60}Co (156,4 Бк/кг), а глубже – толь-

ко ^{60}Co (23–25 Бк/кг). Донные осадки правого берега ухвостья южного о-ва системы Исаевских островов (ЧД16) содержат также только ^{137}Cs и ^{60}Co с противоположным вертикальным распределением и в более значительных количествах, чем в колонке ЧД13.

В таблице 7 приведены результаты по содержанию ^{60}Co, ^{134}Cs, ^{137}Cs и ^{152}Eu в разрезах донных осадков вниз по течению р. Томь вблизи правого ее берега, мощность которых была более 16 см.

Из данных таблицы 7 следует, что в донных осадках Томи у о-ва Исаевский и до головы о-ва Лобазин во всех интервалах колонок присутствуют только ^{60}Co и ^{137}Cs, как правило, с достаточно равномерным вертикальным распределением, что свидетельствует о стабильном их поступлении в осадки и примерно в равных количествах. Исключение составляет колонка ЧД22, в которой количество ^{137}Cs колеблется от 84 до 205 Бк/кг, что в 1,5–2 раза больше, чем ^{60}Co с размахом колебания содержаний его от 20 до 110 Бк/кг. Только в этом разрезе во многих интервалах в значительных количествах обнаружен ^{137}Cs, что может быть связано с привносом его в осадки на взвесях при размыве донных осадков, обогащенных им (т. ЧД8). Об этом свидетельствуют и повышенные содержания всех радионуклидов в колонке в интервале 4–7 см. Распределение ^{152}Eu в колонках по мощности и в зависимости от места их расположения по течению Томи указывает на поступление ^{152}Eu в осадки в значительных количествах около 40 лет назад, и достаточно равномерное поступление в последующем, о чем свидетельствует распределение в колонках (ЧД9, ЧД5, ЧД8, ЧД22 и ЧД21). Далее вниз по течению Томи в ухвостье о-ва Кижировский (ЧД112) и голове о-ва Лобазин (ЧД110) в осадках обнаруживаются только ^{137}Cs и ^{60}Co в сопоставимых количествах и по всему разрезу.

Таблица 7. *Удельная активность техногенных радионуклидов в донных осадках р. Томь*

Ухвостье о-ва Исаевский					Ухвостье сев. о-ва системы Исаевских о-вов					
Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг			Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг			
		^{60}Co	^{137}Cs	^{152}Eu			^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{152}Eu
ЧД19/1	0–1	80,2	43,7	–	ЧД22/1	0–1	84,9	–	62,7	–
ЧД19/2	1–2	67,4	29,4	–	ЧД22/2	1–2	79,9	–	102,4	56,9
ЧД19/3	2–3	103,8	35,7	–	ЧД22/3	2–3	78,0	35,3	106,0	55,8
ЧД19/4	3–4	172,3	44,2	41,0	ЧД22/4	3–4	59,5	–	83,0	36,9
ЧД19/5	4–5	95,4	35,3	–	ЧД22/5	4–5	90,8	27,4	129,6	61,6
ЧД19/6	5–6	42,4	30,8	–	ЧД22/6	5–6	110,4	47,0	179,5	85,3
ЧД19/7	6–7	50,8	43,3	–	ЧД22/7	6–7	101,6	29,6	152,5	61,3
ЧД19/8	7–8	36,4	25,4	–	ЧД22/8	7–8	49,1	–	87,0	29,8
ЧД19/9	8–9	27,4	27,9	–	ЧД22/9	8–9	71,9	44,5	124,7	70,0
ЧД19/10	9–10	40,7	34,6	–	ЧД22/10	9–10	53,3	30,7	110,2	47,9
ЧД19/11	10–11	32,1	33,6	–	ЧД22/11	10–11	53,7	–	111,7	52,5
ЧД19/12	11–12	31,3	32,4	–	ЧД22/12	11–12	42,9	25,3	109,9	46,2
ЧД19/13	12–13	33,9	31,5	–	ЧД22/13	12–13	43,8	23,7	121,3	43,2
ЧД19/14	13–14	44,6	47,8	–	ЧД22/14	13–14	34,9	–	83,8	–
ЧД19/15	14–15	33,6	40,7	–	ЧД22/15	14–15	41,4	–	119,6	43,6
ЧД19/16	15–16	27,7	41,6	–	ЧД22/16	15–16	43,9	31,9	147,4	40,6
ЧД19/17	16–20	28,0	36,6	18,9	ЧД22/17	16–17	26,0	–	111,9	–
ЧД19/18	20–23	238,7	422,4	168,0	ЧД22/18	17–18	40,3	–	162,0	34,6
ЧД19/19	23–26	90,0	91,9	50,8	ЧД22/19	18–19	42,5	30,3	205,4	50,3
ЧД19/20	26–29	80,7	82,5	44,6	ЧД22/20	19–20	50,2	37,3	145,0	57,0
ЧД19/21	29–30	76,3	95,4	49,9	ЧД22/21	20–21	37,0	–	83,0	44,6
					ЧД22/22	21–22	35,8	–	103,4	53,1
					ЧД22/23	22–23	49,0	30,4	166,8	50,0
					ЧД22/24	23–25	32,7	18,5	88,4	–
					ЧД22/25	25–28	32,5	20,1	78,3	–
					ЧД22/26	28–31	28,7	–	75,4	–
					ЧД22/27	31–34	20,3	21,2	84,4	26,1

У лев. берега о-ва Кижировский (середина)						Ухвостье о. Кижировский (~100 м выше по течению Томи			
Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг				Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг	
		^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{152}Eu			^{60}Co	^{137}Cs
ЧД21/1	0–1	48,7	21,9	49,1	25,6	ЧД112/1	0–1	48,2	34,6
ЧД21/2	1–2	31,1	–	33,7	20,9	ЧД112/2	1–2	50,6	34,4
ЧД21/3	2–3	27,9	21,2	38,4	27,0	ЧД112/3	2–3	41,0	38,1
ЧД21/4	3–4	55,3	–	95,8	27,1	ЧД112/4	3–4	26,5	37,0
ЧД21/5	4–5	32,5	19,2	65,1	22,1	ЧД112/5	4–5	25,1	31,3
ЧД21/6	5–6	19,2	–	23,1	18,2	ЧД112/6	5–6	21,6	23,6
ЧД21/7	6–7	14,2	21,5	38,1	18,3	ЧД112/7	6–7	12,1	19,5
ЧД21/8	7–8	18,6	20,1	33,6	26,9	ЧД112/8	7–8	12,8	15,1
ЧД21/9	8–9	28,2	–	67,5	29,3	ЧД112/9	8–9	15,9	16,4
ЧД21/10	9–10	34,0	–	78,9	37,3	ЧД112/10	9–10	35,7	85,2
ЧД21/11	10–11	28,0	23,4	57,6	32,0	ЧД112/11	10–12	17,1	46,9
ЧД21/12	11–12	26,6	27,4	53,3	33,8	ЧД112/12	12–14	17,1	36,9
ЧД21/13	12–15	14,5	27,0	–	21,9	ЧД112/13	14–16	38,9	63,4

Продолжение табл. 7

У лев. берега о-ва Кижировский (середина)						Ухвостье о. Кижировский (~100 м выше по течению Томи			
Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг				Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг	
		^{60}Co	^{134}Cs	^{137}Cs	^{152}Eu			^{60}Co	^{137}Cs
ЧД21/14	15–18	12,8	–	–	22,2	ЧД112/14	16–18	27,1	94,2
ЧД21/15	18–21	12,4	–	–	19,6	ЧД112/15	18–20	18,6	48,3
						ЧД112/16	20–21	20,0	108,8

Небольшая протока в головной части о-ва Лобазин

Номер пробы	Интервал,см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг	
		^{60}Co	^{137}Cs
ЧД110/1	0–1	98,1	63,5
ЧД110/2	1–2	96,4	45,3
ЧД110/3	2–3	89,3	52,4
ЧД110/4	3–4	71,1	48,8
ЧД110/5	4–5	18,3	0,0
ЧД110/6	5–6	68,0	59,3
ЧД110/7	6–7	66,8	61,2
ЧД110/8	7–8	29,1	59,6
ЧД110/9	8–9	24,3	59,1
ЧД110/10	9–10	52,8	49,9
ЧД110/11	10–12	54,3	56,2
ЧД110/12	12–14	41,7	54,5
ЧД110/13	14–16	н.о	н.о
ЧД110/14	16–18	34,1	57,9
ЧД110/15	18–20	45,0	60,6
ЧД110/16	20–23	68,6	115,2
ЧД110/17	23–26	54,3	101,0
ЧД110/18	26–28	38,3	102,1

Максимальные концентрации (более 100 Бк/кг) найдены в интервале 20–23 см. Убывание изотопов Eu вниз по течению реки Томи, вероятно, является общим для сбросов комбинатов ЯТЦ. Так, аналогичную картину распределения их авторы наблюдали в аллювиальных образованиях и на Енисее [4]. Отметим, что результаты наших исследований по распространенности радионуклидов в донных осадках во многом соответствуют выводам, сделанным в работе [3], но есть и различия в части распределения ^{60}Co, ^{137}Cs и ^{152}Eu. Они связаны с разными методами опробывания и местами взятия проб. Судя по наличию во многих профилях короткоживущих изотопов, пробы в работе [3] характеризуют верхний слой осадков, а взяты они в каждом профиле только у правого берега Томи.

Распределение радионуклидов в р. Обь изучено в двух колонках, взятых в 500 м (ЧД23) и около 7,5 км (ЧД109) выше по течению Оби от устья Томи. Оно приведено в таблице 8.

Как следует из таблицы 8, в донных осадках Оби присутствуют ^{60}Co и ^{137}Cs, а изотопы Eu не обнаруживаются. Количество ^{60}Co и ^{137}Cs по сравнению с донными осадками Томи значительно уменьшается, особенно на удалении в 7,5 км. В ближней зоне к устью Томи (ЧД23) содержание ^{60}Co и ^{137}Cs сопоставимо с данными по осадкам Томи севернее п. Самусь, что объясняется влиянием вод и взвеси р. Томь у правобережья Оби. Следует отметить, что в донных осадках р. Обь на значительном удалении от устья Томи ^{137}Cs обнаруживается в количествах, превышающих глобальные выпадения (5).

В качестве фона гамма-излучающих радионуклидов в донных осадках Томи выбран их разрез у нового автомобильного моста через р. Томь (ЧД113). Он имеет мощность 32 см и представлен 3 пробами (первые две характеризуют интервалы по 10 см, а третий – 12 см).

В нем кроме ^{137}Cs, содержащегося ниже глобального уровня загрязнения почв площади водосбора Томи (28 Бк/кг), других техногенных радионуклидов в осадках не обнаружено. Донные осадки, отобранные у правого берега Томи приблизительно в 3 км вверх по течению от устья р. Ромашка (ЧД103), содержат также только ^{137}Cs, но в среднем в 2 раза больше (57,3 Бк/кг), чем в ЧД113 при равномерном распределении во всех интервалах колонки. Этот факт можно объяснить только влиянием СХК.

Заключение

Почвы поймы нижнего течения реки Томь в затопляемых участках загрязнялись техногенными радионуклидами за счет сбросов СХК. Они наиболее загрязнены на правобережье устья реки Ромашка и Чернильщиковой протоки Томи. По набору радионуклидов и содержанию в почвах они близки к почвам ближней зоны влияния Красноярского ГХК на Енисее [4], хотя масштабы загрязнения значительно (в десятки раз) меньше. Почвы высоких (не затопленных) террас и окрестностей п. Самусь содержат только ^{137}Cs в количествах соизмеримых с уровнем его глобального выпадения. Этот вывод не касается почв, загрязненных аварией на СХК в 1993 году, другими авариями и постоянной работой реакторов и многих заводов комбината.

Пространственное и вертикальное распределение в колонках донных осадков рек Ромашка, Томь и Обь указывает на длительное поступление в реку Томь широкого спектра техногенных радионуклидов, включая короткоживущие, источником которых был СХК. Смешение

Таблица 8. *Удельная активность техногенных радионуклидов в донных осадках р. Обь вблизи впадения в нее р. Томь*

Р. Обь, в 500 м. от устья р. Томь у правого берега				Р. Обь в 7,5 км от устья р. Томь вверх по течению			
Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг		Номер пробы	Интервал, см	Уд. акт. на 07.2001, Бк/кг	
		^{60}Co	^{137}Cs			^{60}Co	^{137}Cs
ЧД23/1	0–1	46,0	25,8	ЧД109/1	0–1	18,3	14,6
ЧД23/2	1–2	42,9	31,4	ЧД109/2	1–2	27,8	11,6
ЧД23/3	2–3	42,9	23,5	ЧД109/3	2–3	12,6	10,8
				ЧД109/4	3–4	9,5	11,0
				ЧД109/5	4–5	9,2	–
				ЧД109/6	5–6	9,9	9,2
				ЧД109/7	6–7	9,5	10,6
				ЧД109/8	7–8	7,5	10,2
				ЧД109/9	8–9	7,6	11,4
				ЧД109/10	9–10	6,5	–
				ЧД109/11	10–12	5,3	–
				ЧД109/12	12–14	–	–
				ЧД109/13	14–16	3,8	–
				ЧД109/14	16–18	5,3	–
				ЧД109/15	18–20	–	–
				ЧД109/16	20–22	6,9	7,1

вод рек Ромашка и Томь приводит к резкому обогащению донных осадков ^{137}Cs (локальный геохимический барьер). В силу разного гранулометрического, минерального состава и разного содержания органики в донных осадках, а также их динамичности отмечается мозаичное пространственное распределение в них радионуклидов по ширине реки с общей тенденцией их уменьшения вниз по течению Томи. Фоновое содержание техногенного ^{137}Cs в донных осадках не превышает его глобальную распространенность, и кроме ^{137}Cs в них ничего не обнаружено.

Сравнение радиоактивного загрязнения донных осадков ближней зоны влияния СХК и ГХК показывает на значительно меньший его масштаб в Томи.

Авторы благодарят за помощь в проведении полевых работ к.б.н. А.В. Торопова, к.г-м.н. С.И. Ковалева, аналитических работ В.С. Пархоменко и А.С. Степина, оформление статьи м.н.с. М.Ю. Кропачеву.

Работа выполнена при моральной поддержке профессора Л.П. Рихванова и финансовой поддержке Интеграционных проектов СО РАН №№96, 30, 84.

Литература

1. *Радиационная обстановка на территории Томской области. – Томск, 2002, – С.18.*
2. *Радиационное наследие холодной войны. – М., 1999. – С.207–231.*
3. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
4. *Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск : Изд-во СО РАН, филиал "Гео", 2004. – С.287.*
5. *Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М. и др. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сиб. экологич. журн. – 2000. – Т.7, №1. – С.31–38.*
6. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И. Основные черты распределения техногенных радионуклидов в аллювиальных почвах и донных осадках реки Енисей // Сиб. экологич. журн. – 2000. – Т.7, №1. – С.39–50.*
7. *Торопов А.В. Влияние радиоактивных сбросов СХК на качество воды реки Томь // Горно-геологическое образование в Сибири : мат. междунар. научно-практич. конф. – Томск, 2001. – С.194–196.*
8. *Торопов А.В., Зубков Ю.Г. Радиоактивное загрязнение рек Томь и Ромашка // Экология пойм Сибирских рек и Арктики : тр. II совещ. – Томск, 2000. – С.5.*
9. *Торопов А.В., Зубков Ю.Г., Котова О.П. К вопросу о биогеохимической миграции техногенных радионуклидов в районах сброса сточных вод ПЯТЦ // Медицинские и экологические эффекты ионизирующей радиации : мат. I междунар. научно-практич. конф. – Северск ; Томск, 2001. – С.152–153.*
10. *Цибульчик В.М., Маликов Ю.И., Аношин Г.Н. ^{137}Cs и тяжелые металлы в донных отложениях р. Обь // Экология пойм Сибирских рек и Арктики : тр. II совещ. – Томск, 2000. – С.131–136.*
11. *Ядерная опасность, Сибирский химический комбинат. – М. : Эпицентр, 2003.*

КАСКАДНЫЕ ГЕОХИМИЧЕСКИЕ СИСТЕМЫ НЕОГЕНОВЫХ ПАЛЕОДОЛИН ВИТИМСКОГО ПЛОСКОГОРЬЯ И ФОРМИРОВАНИЕ УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ (ЗАБАЙКАЛЬЕ)

Т.Т. Тайсаев

Бурятский государственный университет, Улан-Удэ, Россия, taisaev@bsu.ru

CASCADE GEO-CHEMICAL SYSTEMS OF NEOGENE PALEO-VALLEYS AT VITIM PLATEAU AND FORMATION OF URANIUM DEPOSITS (TRANSBAIKALIA)

T.T. Taisaev

Buriatia State University, Ulan-Ude, Russia

Урановые месторождения гидрогенного типа сформировались на восстановительном геохимическом барьере в бассейнах малых рек теплых гумидных ландшафтов миоцена. Такие геохимические системы возникли на новейших линейных поднятиях Байкальского рифта, сложенного гранитами, обогащенного ураном.

А.И. Перельман [1] сформулировал основной закон миграции и концентрации урана в водах земной коры и биосферы: уран энергично мигрирует в окислительной и слабовосстановительной обстановках, где он находится в шестивалентном состоянии, и осаждается из вод в резковосстановительных обстановках, в которых он переходит в четырехвалентное состояние. Эти закономерности определили основную роль в рудообразовании восстановительных – сероводородного и глеевого (В и С) – барьеров. Восстановительные барьеры играют важную роль в урановом рудообразовании экзогенных и многих гидротермальных месторождений. Хорошо изучены руды в песчаных водоносных горизонтах артезианских бассейнов. В бывшем СССР в 60-х годах разработана эпигенетическая теория генезиса гидрогенных месторождений, связанных с инфильтрацией кислородных вод в сероцветные песчаные породы. Считается [1], что формирование гидрогенных месторождений связано в основном с аридным климатом, где слабощелочной состав вод в сочетании с испарительным барьером благоприятствуют накоплению в водах урана. Кислородные воды проникают на большие глубины, и на восстановительном барьере осаждается более 90% урана из вод. По этой причине гидрогенные месторождения могут не иметь особого источника металла, они формируются из фоновых вод аридных районов. А в гумидных ландшафтах фоновое содержание урана в кислородных водах низкое и не превышает $2 \cdot 10^{-6}$ г/л. В таких условиях при выклинивании зоны пластового окисления восстановительный барьер для образования месторождений урана не возникает. Напротив, рудообразование и в гумидном климате происходит. Яркий пример – это гидрогенные месторождения Витимского плоскогорья, где источником урана были грунтовые воды с повышенным содержанием урана ураноносных гранитоидов, слагающие водосборные бассейны – каскадные системы палеорек.

На формирование гидрогенных месторождений Витимского плоскогорья огромное влияние оказал Байкальский рифтогенез. На Витимском плоскогорье в краевой части Байкальской рифтовой зоны (БРЗ) при тектономагматической активизации произошло заложение новейших структур-поднятий и линейных впадин-палеодолин, проявился базальтовый вулканизм. Образование новейших структур и вулканизма тесно связано со структурами фундамента, мощным палеозойским гранитоидным магматизмом и “горячими” зонами мезозоя, охваченных сиенитовым и трахибазальтовым магматизмом [4]. Такие структуры сформировались в пределах гранитоидов верхнепалеозойского (витимского) и мезозойского (куналейского) комплексов, геохимически специализированных на уран и редкие элементы.

На Амалатском плато базальтов ядром подобной структуры является свод Антасе, соответствующий Бейсыханскому поднятию, окруженному вулканическими центрами [4]. В составе осадочно-вулканогенных отложений, заполняющих пра-Амалатскую (южную) долину, выделяются:

1) средне-верхнемиоценовая джилиндинская свита (возраст лав нижней подсвиты – среднемиоценовый, 14–13 млн лет);
2) плиоценовая хойготская свита (возраст лав 4–3 млн лет);
3) нижнечетвертичная береинская толща (возраст лав 1,1–0,6 млн лет).

Витимское плоскогорье расположено в пределах Забайкальской урановорудной провинции с широким проявлением фтор-молибден-урановой формации в мезозойских вулкано-тектонических структурах, урановой формацией в зонах глинисто-цеолитовых изменений в гранитах и терригенных отложениях мезо-кайнозойских впадин [5].

В 1950–2005 гг. БФ “Сосновгеология” ФГУГП “Урангеологоразведки” на Витимском плоскогорье в криолитозоне открыты Витимский, Южно-Витимский и Еравнинский урановорудные районы. Основной рудный потенциал районов определяют серии однотипных гидрогенных месторождений урана в неогеновых палеодолинах, перекрытых базальтами Амалатского плато и других вулканических центров. Вначале были открыты одиночные месторождения: Джилиндинское (1974 г.), Родионовское (1976 г.), после 1980–1987 гг. выявлена группа восьми месторождений Хиагдинского рудного поля и в 1997 г. – Щегловское месторождение. В процессе предварительной разведки (1985–2002 гг.) Хиагдинского месторождения и детальной разведки центральной части

залежи №5 и опытно-промышленной эксплуатации установлена возможность отработки месторождения методом подземного выщелачивания (ПВ).

В 2003–2005 гг. БФ "Сосновгеология" на Амалатском плато базальтов на флангах Джилиндинского месторождения выявила шесть ураноносных палеодолин и на востоке Хиагдинского рудного поля открыты Дугакитское и Иминское месторождения урана. На северо-востоке Витимского УРР на правобережье р. Витима выявлен Витимо-Каренгский потенциальный уранорудный район с поверхностным урановым оруденением в неоген-четвертичных осадочных породах.

Промышленный интерес представляют гидрогенные месторождения урана и редких земель в неогеновых долинах, перекрытых покровами базальтов. Палеорусла выполнены сероцветными слабо литифицированными аллювиальными, делювиально-пролювиальными отложениями аркозового состава с высоким содержанием углефицированного растительного детрита и дисульфидов железа. Хиагдинское рудное поле перекрыто базальтами, включает месторождения урана и редких земель – Тетрах, Хиагдинское, Вершинное, Источное, Дымбрын, Намару, Коретконде, Количикан. Рудное поле расположено на юго-восточном и северо-западном склонах Байсыханского поднятия, сложенного ураноносными верхнепалеозойскими гранитами (витимканский комплекс). Хиагдинское месторождение включает 7 основных залежей в палеоводотоках 2 и 3 порядков – левых боковых притоков крупной Амалатской палеореки. Ураноносные палеодолины прямолинейны, протяженность их колеблется от 5 до 8–10 км и средняя ширина около 0,4–0,5 км. Они выполнены неогеновыми вулканогенно-осадочными породами (джилиндинская свита – N_1dz) с максиамльной мощностью до 300 м. Основные рудные залежи с мощностью до 17–26 м локализуются вблизи фундамента на глубинах 60–224 м. Содержание урана в них колеблется от 0,01 до 0,4–0,5%.

Позднекайнозойская история развития геохимических ландшафтов и гипергенных систем Витимского плоскогорья тесно связана с тектоно-магматической активизацией, миоценовыми лесными и поздне-плейстоцен-голоценовыми мерзлотными ландшафтами. Климатические изменения, расчленение рельефа, вскрытие геохимчески специализированных формаций и рудных полей, разгрузка гидротерм способствовали развитию разнообразных геохимических процессов и барьеров в зонах гипергенеза и криогенеза [1, 2, 6].

На склонах неогеновых поднятий по разломам северо-западного направления сформировались каскадные системы водосборных бассейнов с однонаправленными потоками вещества от верхних уровней рельефа к нижним. Вдоль разломов происходила и разгрузка трещинно-жильных вод. Каскадные ландшафтно-геохмические системы (КЛГС) на склонах основных палеодолин сопряжены с элементарными ландшафтами водотоков второго и третьего порядков. Под покровом базальтов сохранились в первозданном виде эти КЛГС. Водотоки второго-третьего порядка КЛГС Хиагдинского месторождения сформировались на северо-западном и юго-восточном склонах Бейсыханского поднятия, Родионовского и Щегловского – соответственно на южном склоне Ингурского и Холой-Кондинского поднятий. Водотоки верхнего звена КЛГС с урановыми залежами заложились по новейшим разломам северо-западного и меридионального направлений. В условиях умеренного расчлененного рельефа боковые притоки заполнялись коллювиально-делювиальными и аллювиальными отложениями (нижнеджилиндинская подсвита (N_1dz) и пойменно-озерными и озерными отложениями (верхнеджилиндинская подсвита (N_1dz). Верхняя вулканогенная часть разреза джилиндинской свиты сложена базальтами, трахибазальтами и их туфами.

Неотектонические поднятия небольшой амплитуды заметно оживляли гидродинамику малых водотоков Бейсыханского, Ингурского и Холой-Кондинского горстов и благоприятствовали проникновению кислородных вод в осадки притоков на бортах Амалатской, Аталангинской, Ингурской и Хушидинской палеодолин.

Слабокислые воды миоценовых лесных широколиственных и хвойных ландшафтов умеренно теплого и влажного климата были мощным фактором выщелачивания и мобилизации урана из кор выветривания ураноносных трещиноватых гранитов в пределах элементарных водосборных бассейнов. Содержание урана в гранитах достигает 5–10 г/т, высока их радиоактивность (20–60 мкр/ч). Уран в гранитах присутствует в легкоподвижной растворимой форме. В гранитах повышены кларки и редких элементов. В водах, богатых органическим веществом, уран и редкие элементы мигрировали в виде комплексных соединений с органическими кислотами. В сероцветных песчаных осадках, богатых органическим веществом, сульфидами, происходило пластовое окисление их и концентрация урана на восстановительном геохимическом барьере (В и С). Эпигенетическая зональность представлена тремя основными зонами (по направлению движения пластовых вод): пластового окисления, уранового оруденения и зарудных сероцветных пород. Урановая минерализация Хиагдинского месторождения представлена оксидами урана, реже коэффинитом, размеры их выделений не более 0,0n мкм. Руды отличаются широким спектром рудных элементов [5]. Кларки концентрации следующие: Mo – 400; Zn – 50; Co – 20; As – 10; Th, Cu, Y, Sc – 5. В рудах отмечается самородный Se, среднее его содержание 15 г/т. Концентрация суммы TR колеблется от 300 до 400 г/т, Sc – от 4 до 40 г/т. Четко выражена специализация руд на U, Se и Mo. Гидрогенное оруденение приурочено к базальным горизонтам осадочных пород джилиндинской свиты в осевой части боковых притоков палеодолин.

Для образования рудных коцентраций большое значение имеет контрастность барьера – резкий перепад миграционной способности элемента на границе двух обстановок миграций [1]. Высокое содержание урана в рудах определяется тем, что они осаждаются из растворов в результате резкого изменения физико-химических, литологических, геморфологических и других характеристик среды. При этом очень важен и источник урана. На Витимском плоскогорье таковым являются ураноносные гранитоидные массивы, обеспечивающие по-

вышенное поступление урана в грунтовые и пластовые воды верхнего звена КЛГС миоценовых лесных ландшафтов. Таким способом на контрастных геохимических границах формируются емкие восстановительные геохимические барьеры, отличающиеся подвижностью. На таких барьерах возникли основные промышленные запасы урановых руд.

В миоценовых ландшафтах Витимского плоскогорья возникла уникальная гипергенная система в линейной гидрогеологической структуре, где направленный сток подземных вод с водосборов, сложенных ураноносными гранитами, выносил уран на восстановительный геохимический барьер. Покровы и потоки базальтов позднего вулканизма перекрыли долинные залежи урана и сохранили их в первичном залегании. Повышенные концентрации урана отмечаются в эпигенетически измененных туфах, обогащенных монтмориллонитом, хлоритом и гидрослюдами, а также в линейных глинистых корах выветривания гранитного фундамента, где основную роль играл сорбционный барьер.

Существенное урановое оруденение выявлено и в погребенных базальтами палеовулканах Вершинного, Кореткондинского и Родионовского месторождений. Генезис оруденения в базальтах неясен, но очевидно его формирование в одних структурах с гидрогенным типом. Возможно совмещение с наложением указанных типов оруденения – гидрогенного и гидротермального в одних рифтовых структурах, где источником урана были ураноносные граниты фундамента. Так, на Родионовском месторождении в палеовулкане урановое оруденение установлено до глубины 700 м от поверхности. По Е.А. Митрофанову, в Хушидинской палеодолине на Щегловском месторождении выявлено два уровня уранового оруденения: первый – главный продуктивный в миоценовых сероцветных осадках (песках, хлидолитах, алевритах и глинах) и второй – в пористых и трещиноватых базальтах [5]. Указанные урановые залежи, по нашему мнению, сформировались в единой линейной гидрогеологической структуре неоген-четвертичного времени на путях движения урансодержащих подземных вод. Первый основной уровень оруденения образовался на восстановительном, второй в базальтах – на сорбционном барьере. Среднее содержание урана в рудах первого и второго уровня оруденения близкое 0,07 и 0,06%, минеральный состав их одинаковый – оксиды урана, коффинит и вторичные урановые минералы.

Одним из главных факторов рудообразования на геохимическом барьере является длительность его функционирования, тесно связанная с продолжительностью развития главных новейших тектонических структур: поднятий гранитного фундамента и сопряженных с ними крупных палеодолин, выполненных аллювиальными, озерно-болотными отложениями. Заложение этих структур контролировалось разломами северо-восточного направления.

Гидрогенные месторождения урана сформировались на склонах новейших поднятий – Бейсыханского и Центрального – на площади Амалатского плато базальтов и за его пределами Ингурского и Холой-Кондинского. Месторождения образовались в водосборных бассейнах малых рек, заложенных по зонам разломов северо-западного направления. Базисом эрозии боковых малых рек были днища крупных каскадных систем в Амалатской, Аталангинской, Ингурской, Кондинской палеодолинах.

КЛГС – это парагенетичесике ассоциации элементарных ландшафтов и катен склонов, целостность которых определяют потоки вещества, энергии и информации от верхних уровней рельефа к нижним [3]. Локальные каскадные системы урановых месторождений региона на гранитах просты по структуре, протяженности и условиям функционирования. Они начинаются обычно от простых водосборных бассейнов малых рек – притоков крупных рек. Наиболее активно процессы самоорганизации КЛГС проявились в бассейнах малых рек с концентрацией урана. Основная концентрация урана происходила в русловых отложениях, богатых органическим веществом, на емком восстановительном барьере с формированием урановых залежей. На Витимском плоскогорье известные гидрогенные месторождения урана образовались на склонах поднятий гранитного фундамента в пределах водосборных бассейнов малых рек, что отличает их от подобных месторождений в осадочных породах артезианских бассейнов аридных ландшафтов.

Мерзлотные геохимические ландшафты (таежные и лесостепные) Витимского плоскогорья на ураноносных, редкометалльных, колчеданно-полиметаллических рудных полях, вулканогенных, угленосных, нефтегазоносных породах отличаются выраженной эколого-геохимической особенностью. На таких ландшафтах в биологический круговорот вовлекаются в большом объеме подвижные формы химических элементов, определяющие условия развития биоты.

Лесостепи в мезозойских и кайнозойских рифтовых впадинах отличаются выраженной геохимической специализацией. Здесь распространены сульфатное и содовое засоление, выходы углекислых радоновых вод, аномалии урана, редких металлов. Характерно обилие природных солонцов – мест постоянного посещения и кормления травоядных животных – лосей, изюбрей, косуль.

Ландшафты на геохимически специализированных породах отличаются высокой биопродуктивностью. Это места концентрации диких промысловых животных, лучшие охотничие угодья и отгонные пастбища домашних животных. Иногда избыток концентрации редких элементов в продуктивных ландшафтах межгорных впадин с засолением является причиной возникновения эндемичных заболеваний домашних животных [6]. До недавнего времени таежно-мерзлотные ландшафты с верховыми болотами и озерами на Амалатском плато базальтов, где выявлены урановые месторождения, был крупным резерватом обитания лосей, изюбрей и косуль. Геохимические ландшафты криолитозоны рифтовых структур Витимского плоскогорья на геохимически специализированных комплексах были одним из ключевых регионов видообразования и биоразнообразия животных.

Работа выполнена с финансовой поддержкой гранта РФФИ № 08-05-98-023.

Литература

1. *Перельман А.И. Геохимия. – М. : Высшая школа, 1989. – 589 с.*
2. *Перельман А.И., Самонов А.Е. Геохимия ландшафта и рифтогенез // Вестник МГУ, сер. 5. География, – 1986. – №3. – С.25–29.*
3. *Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта : учебн. пос. – Изд. 3-е, перераб. и доп. – М. : Астрея-2000, 1999. – 768 с.*
4. *Рассказов С.В., Логачев Н.А., Брант И.С. и др. Геохронология, геодинамика позднего кайнозоя (Южная Сибирь – Южная, Восточная Азия). – Новосибирск : Наука, 2000. – 288 с.*
5. *Самович Д.В., Никифоров О.С., Гаврилов Л.П. и др. Минерально-сырьевая база урана Восточной Сибири. – Иркутск : "Урангеологоразведка" БФ "Сосновгеология", 2007. – 140 с.*
6. *Тайсаев Т.Т. Таежно-мерзлотные геохимические ландшафты и поиски рудных месторождений. – Новосибирск : Наука, 1982. – 182 с.*
7. *Тайсаев Т.Т. Геохимические барьеры природных и техногенных систем в зоне гипергенеза Байкальской рифтовой зоны. Геохимические барьеры в зоне гипергенеза. – М. : Изд-во МГУ, 2002. – С.150–160.*

МОДЕЛИ ДЕМОГРАФИЧЕСКОГО ПОВЕДЕНИЯ МИГРАНТОВ С ТЕРРИТОРИИ ВУРСА И ИХ ПОТОМКОВ

Г.В. Талалаева

Институт экологии растений и животных УрО РАН, кафедра социологии и социальных технологий управления ГОУ ВПО "УГТУ-УПИ", Екатеринбург, Россия, gvtal@ipae.uran.ru

DEMOGRAPHIC BEHAVIOUR MODELS IN MIGRANTS FROM RADIOACTIVE AREA OF URAL AND THEIR DESCENDANTS

G.V. Talalaeva

The Institute of Plant and Animal Ecology UrD RAS, Ekaterinburg

Astract. *The report is based on social research the adaptive programs (demographic and medical) in residents of the East-Ural radioactive zone and their descendants of the I–II generations. We suggest a hypothen's of various ways of long-term models of human biosocial adaptation. Heterogeneity of long-term adaptation programs of the Ural residents caused by ecological heterogeneous conditions of their residence and by different expression of nervous diseases. This facts produce the base to innovative technology of social management.*

Анализ моделей демографического поведения вынужденных мигрантов в современных условиях – в обществе риска, неопределенности, глобального финансово-экономического кризиса и активного развития системы экологического страхования – является актуальной проблемой. Она фокусирует наше внимание на общебиологических закономерностях адаптации человека к техногенной среде обитания. Кроме того, решения теоретических задач в области социальной демографии лиц радиационного риска обладают практической значимостью: они позволяют на научной основе конструировать программы реабилитации населения радиоактивно загрязненных территорий в отдаленный период после экологических катастроф.

В наших исследованиях изучение моделей демографического поведения населения, относящихся к категориям радиационного риска, проведено на примере бывших жителей Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа), вынужденно мигрировавших в районы Свердловской области в связи с деятельностью ПО "Маяк". По инициативе общественной организации "Союз "Маяк"" сотрудники кафедры социологии и социальных технологий управления ГОУ ВПО "Уральский государственный технический университет" (УПИ) провели социологический опрос среди данной категории лиц на предмет объективизации их социального самочувствия, оценки качества здоровья и моделей демографического поведения. Опрос проведен на основе специально разработанной анкеты методом интервью с выездом сотрудников кафедры в места постоянного проживания респондентов. В опросе приняло участие 300 бывших жителей ВУРСа, длительно (с момента миграции) проживающих в городах и поселках Свердловской области [1]. В качестве групп сравнения использованы данные о социальном здоровье коренного населения тех территорий, куда полвека назад мигрировали бывшие жители ВУРСа [11].

Программа опроса и интервью была выстроена таким образом, что позволяла отследить динамику качества здоровья мигрантов и их семей в четырех поколениях (родителей мигрантов, самих мигрантов, их детей и внуков), а также составить демографическое дерево их семей в трех поколениях с оценкой половозрастной структуры потомков первого и второго поколения мигрантов. Для выявления базовых трендов в его динамике на протяжении четырех поколений из всего массива сведений были выбраны те названия болезней, которые в интервью упомянули не менее 10% респондентов. В аналитическую разработку были включены наиболее часто встречающиеся в когорте бывших жителей ВУРСа и членов их семей заболевания, которые, по мнению самих респондентов, существенно повлияли на качество социального здоровья членов семьи. В соответствии с методологией набора материала и обработки материала названия болезней, реестр социально значимых для бывших жителей ВУРСа болезней сформирован в той транскрипции, в какой он был обозначен самими респондентами.

Таблица 1. *Сравнительная динамика демографических показателей отдельных когорт бывших жителей ВУРСа*

Населенные пункты	Демографические показатели									
	Динамика численности							Вторичное соотношение полов		
	Абсолютные значения, чел.				Прирост численности			Абсолютные значения показателя		Динамика, % к уровню предыдущего поколения
					% к численности предыдущего поколения		% к уровню 1959 г.			
	Бывшие жители ВУРСа	Дети бывших жителей ВУРСа	Внуки бывших жителей ВУРСа	Суммарно в трех поколениях 1959–2008 гг.	Дети бывших жителей ВУРСа	Внуки бывших жителей ВУРСа	Суммарно в трех поколениях 1959–2008 гг.	Дети бывших жителей ВУРСа	Внуки бывших жителей ВУРСа	Внуки бывших жителей ВУРСа
пос. Б. Брусяны	26	43	52	121	+ 65	+ 21	+ 465	1,15	1,17	+ 1,7
г. Полевской	32	50	55	135	+ 43	+ 10	+ 422	1,27	1,29	+ 1,6
г. Каменск-Уральский	76	136	132	344	+ 78	– 3	+ 453	1,23	0,86	– 30,1
г. Екатеринбург	27	37	30	94	+ 37	– 19	+ 348	1,06	0,67	– 36,8

Динамика демографических показателей мигрантов ВУРСа и их потомков первого-второго поколений характеризуется расширенным типом воспроизводства (табл. 1). По отношению к численности мигрантов численность когорты в первом поколении составила 165,4%, во втором – 120,9%. Темпы прироста численности когорты составили соответственно 73,9% в первом и 20,9% во втором поколении. Математическое моделирование темпов роста показало, что зависимость численности когорты от времени наблюдения описывается формулой $y = 13x^2 – 35,6x + 52$ при высокой степени достоверности ($R^2 = 0,9558$). Данный тип демографического воспроизводства в лучшую сторону отличается от общероссийских и уральских показателей. Известно, что за анализируемый период времени демографические показатели России характеризовались резко отрицательной динамикой. Это выражалось в переходе с простого типа воспроизводства на суженное (“русский крест” 1992 года), уменьшении абсолютной численности населения Российской Федерации и Уральского федерального округа, появлении признаков депопуляции на уровне федерации и большинства субъектов федерации, уменьшении темпов прироста населения с незначительных положительных величин до отрицательных. Так, по данным Всероссийской переписи населения 2002 г., в Российской Федерации численность постоянного населения менее чем за одно поколение (1989–2002 гг.) сократилась на 1,3%, в Уральском федеральном округе – на 1,2%; темпы прироста численности населения России упали с 1,44‰ в 1960 г. до –0,60‰ в 2001 г.

Таблица 2. *Структура заболеваний бывших жителей ВУРСа и их родственников (по мнению самих респондентов, % к числу опрошенных)*

Виды болезней	Поколения уральцев			
	1-е	2-е	3-е	4-е
	Родители бывших жителей ВУРСа	Бывшие жители ВУРСа	Дети бывших жителей ВУРСа	Внуки бывших жителей ВУРСа
Онкология	24,3	–	–	–
Остеохондроз	10,8	24,7	–	–
Сердечные болезни, гипертония	64,9	74,4	35,7	34,0
Болезни желудка	18,9	38,4	24,7	24,8
Болезни суставов	16,9	32,0	33,1	16,5
Болезни почек	–	15,1	15,6	12,8
Нервные и психические болезни	–	13,2	11,0	11,3
ОРЗ	–	–	18,8	36,1
Кожные заболевания	–	–	–	10,3

Можно предположить, что отличительная демографическая особенность мигрантов ВУРСа и их потомков сформирована благодаря реализации комплексных программ реабилитации. В связи с этим нам представлялось важным провести углубленный анализ показателей здоровья данных категорий лиц. Полученные результаты относительно изменения качества здоровья у мигрантов ВУРСа и членов их семей в четырех поколениях уральцев представлены ниже (табл. 2).

Как следует из таблицы 2, структура заболеваний четырех поколений уральцев, реконструированная на основании высказываний респондентов, не являлась стабильной на протяжении всего периода, подлежащего анализу (около 100 лет, если принимать длительность условного поколения равной 25 годам согласно стандартам демографических исследований). По мнению опрошенных, их родители чаще болели онкологическими заболеваниями, а дети и внуки – ОРЗ (острыми респираторными заболеваниями), кожными, нервными и психи-

ческими болезнями. В обозначенной динамике структуры болезней (эпидемиологическом переходе, говоря терминами демографии), на наш взгляд, отражаются два общебиологических феномена. Это влияние возрастов на структуру заболеваемости и трансформация структуры болезней человечества под влиянием современного индустриального общества. Первый феномен проявляется в том, что среди лиц пожилого возраста чаще встречаются болезни сердечно-сосудистой системы и онкология, и именно они становятся при долгожительстве основными причинами смерти. Второй феномен состоит в том, что в 80–90-х гг. прошлого столетия в структуре болезней человечества появился новый класс заболеваний – болезни адаптации, стресс-зависимые заболевания или, как их еще иначе называют, болезни круга хронического стресса. Именно эти болезни внешне протекают под видом кожных, нервных и психических нарушений. Эволюция социально значимых заболеваний, подлежащих мониторингу и картированию, подробно описана в наших предыдущих публикациях [12, 13].

Таблица 3. *Состояние здоровья учащихся школ уральских территорий (% от числа детей в группе)*

Анализируемые признаки	Группы детей		
	Школьники с. Рыбниковское		Учащиеся адаптивной школы г. Полевского
	Основная группа	Контрольная группа	
1	2	3	4
Доля здоровых детей	18 *	51	–
Дети, имеющие хронические заболевания	41 *	21	н/д
Дети, имеющие нарушение зрения	8	8	5
Дети, имеющие нарушение осанки	5	–	5
Дети, имеющие кожные заболевания	1	–	н/д
Дети, имеющие заболевания эндокринной системы	26 *	3	н/д
Дети, имеющие заболевания желудочно-кишечного тракта	56 *	24	67
Дети, имеющие сердечно-сосудистые заболевания	44 *	20	н/д
Дети, имеющие заболевания нервной системы	16	–	75

Примечание: * – различия между группами 1 и 2 по критерию χ^2 достоверны; н/д – нет данных.

Сравнительный анализ заболеваемости потомков бывших жителей ВУРСа и их односельчан-сверстников, не имевших предков, подверженных радиационной нагрузке, подтверждает увеличение стресс-зависимых заболеваний в основной группе (табл. 3). Сбор материалов для данной части анализа выполнен на кафедре СиСТУ в качестве дипломной работы [11]. В результате анализа списочного состава учащихся школы с. Рыбниковское выяснилось, что среди ее учащихся (159 детей) 61 ребенок являются потомками лиц, относящихся к категории радиационного риска. Эти дети составляют 38% всех учащихся школы с. Рыбниковское и являются членами 40 семей, которые состоят в сельсовете в числе пострадавших от деятельности ПО "Маяк". Анализ структуры заболеваемости потомков лиц с радиационным анамнезом осуществлен методом парных сравнений. Контрольную группу составили 61 учащийся той же школы, чьи родители не были под влиянием ВУРСа. Как следует из таблицы 3, в основной группе наблюдений число здоровых детей достоверно ниже, а количество хронически больных, страдающих заболеваниями желудочно-кишечного тракта и сердечно-сосудистой системы, наоборот, достоверно выше, чем в контроле. Полученные результаты анализа полностью согласуются с мнением специалистов разных регионов Российской Федерации о качественном снижении уровня социального здоровья у современных школьников страны по сравнению с предыдущим поколением россиян [2–4] и объективно характеризуют тот фон, на котором проходят социализацию потомки бывших жителей ВУРСа.

Нельзя исключать, что снижение качества здоровья потомков бывших жителей ВУРСа реализуется по специфическим механизмам, присущим социально-стрессовым расстройствам. Результаты исследования не позволяют исключить гипотезу о том, что более низкое качество здоровья, чем их у сверстников, может вызывать дополнительную психологическую и социальную напряженность у родителей и прародителей, которая по механизму психологической индукции усиливает невротические реакции потомков бывших жителей ВУРСа, способствует прогрессированию у детей социально-стрессовых расстройств и стресс-зависимых заболеваний [14]. Понимая многофакторность природы здоровья и его нарушений, мы не пытались в моделях однофакторного анализа исследовать взаимосвязь между радиационным анамнезом прародителей и повышенной невротичностью их потомков второго поколения. Вместе с тем, нельзя исключить такой сценарий развития событий, при котором снижение качества здоровья детей инициируется и поддерживается их взрослыми родственниками по механизму социально-психологической индукции и определенного образа жизни семьи, основным памятным моментом которой являются активно поддерживаемые воспоминания о переселении прародителей с мест их постоянного жительства вследствие деятельности ПО "Маяк". Механизм развития соматической патологии вне прямой связи с этиологическим фактором, под влиянием психологического стресса и патологически организованной коммуникации в близком окружении хорошо известен специалистам. Он подробно описан в литературе под названиями "эффект группы" [17], феномен "со-жертвы", "семейный фактор"

Таблица 4. *Сравнительная характеристика бывших жителей ВУРСа с разными видами заболеваний (в % к числу респондентов)*

Признаки	Группы наблюдений	
	В целом по выборке	С психическими и нервными заболеваниями
Доля лиц, имеющих статус «ликвидаторов»	12	21
Доля лиц, имеющих статус «эвакуированных»	53	62
Доля лиц, имеющих статус «переселенцев»	12	10
Доля лиц, имеющих статус потомков 1-го поколения	14	7
Доля лиц, имеющих статус потомков 2-го поколения	9	1
Мигрировали в течение 1 года после нештатных событий на ПО «Маяк»	78	17
Выехали в течение 1–3 лет	7	45
Выехали позднее 3 лет	15	28
Считают себя тяжело, хронически больными	50	67
Постоянно испытывают какие-нибудь недомогания (сенесто-ипохондрические ощущения)	48	33
Страдают сердечно-сосудистыми заболеваниями	79	79
Страдают желудочно-кишечными заболеваниями	38	45
Страдают остеохондрозом позвоночника	25	38
Источников дохода семьи является пенсия по возрасту	60	49
Источником доходы семьи является пенсия по инвалидности	13	28
Получают иные социальные пособия	13	19

[10], психосоматическая патология [5]. К перечисленным феноменам в первую очередь относятся заболевания эндокринной, нервной, сердечно-сосудистой системы и желудочно-кишечного тракта, которые достоверно чаще, чем в контроле, встречаются у потомков лиц, относящихся к когорте радиационного риска.

Данный механизм в полной мере может быть экстраполирован на те семьи и те категории людей, которые относятся к когортам лиц радиационного риска. Более того, лица, входящие в когорты радиационного риска, по определению чаще, чем другие имеют признаки посттравматических стрессовых расстройств (PTSD) и по определению являются индукторами социально-стрессовых расстройств у людей, входящих в их близкое окружение. Углубленный анализ социального самочувствия и демографического поведения бывших жителей ВУРСа в зависимости от наличия у них различных видов заболеваний подтвердил наши предположения о существенной роли болезней нервной системы в нарушении социализации данной категории лиц. Анализ внутригрупповой неоднородности успешности медико-социальной адаптации бывших жителей ВУРСа показал, что лица, имеющие диагнозы нервных и психических заболеваний реализуют иную стратегию медико-социального поведения, чем лица когорты радиационного риска без данных диагнозов (табл. 4).

Резюмируя сведения, приведенные в таблице 4, можно составить следующий портрет лиц из когорты бывших жителей ВУРСа и их потомков, имеющих максимально выраженные признаки социальной дезадаптации. Это чаще ликвидаторы и эвакуированные, чем переселенцы и их потомки. Это, как правило, лица, имеющие более длительный срок пребывания в условиях радиационной нагрузки (выехавшие с территории ВУРСа в более поздние сроки). Это группа больных людей, у которых чаще, чем в целом по выборке, отмечаются тяжелые инвалидизирующие заболевания нервной и психической сферы. Эти лица чаще, чем в целом по выборке, находятся на пенсии по инвалидности и получают те или иные пособия и льготы от государства. По совокупности перечисленного можно сделать вывод о том, что среди бывших жителей ВУРСа, имеющих в настоящее время заболевания психической и нервной сферы, уровень социального здоровья ниже, чем в целом по выборке.

Обнаруженные различия не новы для врачей общемедицинской практики [9, 15] и специалистов в области радиационной медицины [7, 8, 16]. Однако они, как правило, не учитываются при построении технологий управления в сфере социального менеджмента [6]. Возможно, это связано с инерционностью социальных процессов, исходно ориентированных на советский образ жизни и социалистический способ управления территориями, когда степень неоднородности населения не принималась во внимание, управленческие решения формировались без учета субъектной неоднородности лишь на основе факта прописки и места жительства. Современные условия рыночной экономики и глобального финансово-экономического кризиса диктуют адресный и дифференцированный подход к экологическому страхованию и к организации программ реабилитации населения после экологических аварий и катастроф. Основной особенностью современных технологий управления рискооопасными территориями должен

стать принцип учета исходного качества здоровья населения и учет моделей самосохранительного поведения внутри когорт населения рискоопасных территорий.

Литература

1. *Вишневский Ю.Р., Качайнова Н.Б., Талалаева Г.В и др. Социальное самочувствие граждан (их семей и потомков), испытавших социально-экологический стресс, связанный с деятельностью ПО "Маяк" : мат. медико-социолог. исслед., проведенного весной-летом 2008 г. – Екатеринбург : УГТУ-УПИ, 2008. – 40 с.*
2. *Годовых Т.В., Годовых В.В. Здоровье детей Чукотки / под общ. ред. док. мед. наук., проф. А.Л. Максимова. – Магадан : СВНЦ ДВО РАН, 2006. – 196 с.*
3. *Дзятковская Е.Н., Колесникова Л.И., Долгих В.В. Информационное пространство и здоровье школьников. – Новосибирск : Наука, 2002. – 132 с.*
4. *Ермолаева С.В., Каменек В.М., Горбунов В.И. Особенности влияния экологически и социально напряженных условий на состояние здоровья детей Ульяновской области // Экология. – 2007. – №5. – С.29–34.*
5. *Исаев Д.Н. Психосоматическая медицина детского возраста. – СПб. : Специальная литература, 1996. – 454 с.*
6. *Кузьмина Е.И. Психология свободы: теория и практика. – СПб. : Питер, 2007. – 336 с.*
7. *Медицинские аспекты влияния малых доз радиации на организм детей и подростков : сб. науч. тр. (вып. №1); под ред. докт. мед. наук Е.М. Паршкова, проф. Ю.А. Князева, канд. мед. наук В.В. Шахтарина. – Обнинск ; М. : Медицинский радиологический центр РАМН, 1992. – 146 с.*
8. *Нягу А.И., Логановский К.Н. Нейропсихиатрические эффекты ионизирующих излучений. – Киев, 1998. – 320 с.*
9. *Пуховский Н.Н. Психопатологические последствия чрезвычайных ситуаций. – М. : Академический Проект, 2000. – 286 с.*
10. *Стариченко В.И. Индивидуальные особенности кинетики остеотропных веществ : автореф. дис. … докт. биол. наук. – Челябинск, 2007.*
11. *Субботина Е.Н. Проблемы реабилитации населения, попавшего под Восточно-Уральский радиационный след: дипломная работа. – Екатеринбург : УГТУ-УПИ, 2004.*
12. *Талалаева Г.В. Геокультурные особенности распространения болезней цивилизации на современном Урале // Национальные культуры Урала: самобытность, история и перспективы взаимодействия : мат. регион. науч.-практ. конф. – Екатеринбург, 2005. – С.152–160.*
13. *Талалаева Г.В., Вишневский Ю.Р. Социально значимые болезни и организация их первичной профилактики // Социальное здоровье нации и будущее российской медицины : мат. всеросс. науч.-практ. конфер. / под ред. К.В. Харченко, Т.И. Куниной. – Белгород : Константа, 2006. – С.45–52.*
14. *Тополянский В.Д., Струковская М.В. Психосоматические расстройства. – М. : Медицина, 1986. – 384 с.*
15. *Хлуновский А.Н., Старченко А.А. Концепция болезни поврежденного мозга: Методологические основы. – СПб. : Лань, 1999. – 256 с.*
16. *Чуприков А.П., Пасечник Л.И., Крыжановская Л.А., Казакова С.Е. Психические нарушения при радиационных поражениях головного мозга. – Киев : Киевский НИИ общей и судебной психиатрии, 2002. – Науч. тр., Вып.2. – 58 с.*
17. *Шварц С.С., Пястолова О.А., Добринская Л.А. и др. Эффект группы в популяциях водных животных и химическая экология. – М. : Наука, 1979. – 152 с.*

РАДИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА АТМОСФЕРНЫХ ВЫПАДЕНИЙ НА ТЕРРИТОРИИ г. ТОМСКА И ЕГО ОКРЕСТНОСТЕЙ

А.В. Таловская, Е.Г. Язиков

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, talovskaj@yandex.ru

RADIO-GEO-CHEMICAL CHARACTERISTICS OF PRECIPITATIONS ON THE TERRITORY OF TOMSK-TOWN AND ITS ENVIRONS

A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Введение. Быстрый рост урбанизации и индустриализации приводит к увеличению выбросов загрязняющих веществ, которые оказывают негативное воздействие на окружающую среду, изменяя ее физико-химические характеристики. В настоящее время особое внимание уделено изучению аэрозолей в крупных регионах и городах в нашей стране и за рубежом [3, 4, 7, 10, 13, 24].

Особенностью Томской области является то, что на ее территории размещается один из самых крупных в России ядерно-технологический комплекс – Сибирский химический комбинат (СХК). Наряду с этим нефтехимическая промышленность, десятки промышленных предприятий, а также предприятия топливного цикла (ГРЭС, ТЭЦ и др.) выбрасывают значительные массы пылеаэрозолей в окружающую среду, что создает определенную экологическую опасность для здоровья населения. Основным узлом существования сложных экологических проблем Томской области является Томский район, расположенный в южной части области. Наиболее экологически напряженными секторами являются северо-восточный и юго-западный, непосредственно прилегающие к г. Томску и находящиеся в 30-километровой зоне влияния предприятий СХК, где расположено более 80 населенных пунктов (в том числе города Томск и Северск) [18–19]. Особенностью г. Томска является расположение в зонах жилой застройки большей части его промышленных производств. Промышленные предприятия, располагаясь в жилых кварталах города, не имеют четко определенных границ санитарно-защитных зон. Наибольший вклад в общий объем выбросов вредных веществ в атмосферу по городу вносят предприятия электроэнергетической отрасли (Томская ГРЭС-2 и др.) и химнефтепрома [6, 18].

Изучение радиогеохимических особенностей пылеаэрозолей на территории Томского района и в отдельных участках на территории г. Томска проводилось рядом исследователей [17, 21–23]. В данной работе представлены результаты детального исследования радиогеохимических особенностей атмосферных пылевых выпадений на всей территории г. Томска и ряда сельских населенных пунктов Томского района.

Методика исследований. Для изучения минерало-геохимических особенностей пылевых атмосферных выпадений было отобрано и проанализировано 206 проб снега. Пробы отбирали в сельских населенных пунктах Томского района, расположенных в 30–40 км от города в юго-западном и северо-восточном направлениях, согласно "розе" ветров, а также в условно фоновых районах (с.с. Победа, Киреевск, заказник "Томский") (рис. 1). Снегогеохимическую съемку и другие исследования проводили также в отдельных пунктах мониторинга на территории г. Томска.

Все работы по отбору и подготовке снеговых проб выполняли с учетом методических рекомендаций, приводимых в работах [5, 7, 11] и руководстве по контролю загрязнения атмосферы (РД 52.04.186-89). Кроме того, исследования также проводили на основе многолетнего практического опыта эколого-геохимических исследований на территории Западной Сибири [3, 17, 22–23].

Предметом исследования выступал твердый осадок снега. Все пробы твердого осадка снега были проанализированы инструментальным нейтронно-активационным анализом в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии, функционирующей на базе исследовательского ядерного реактора Научно-исследовательского института ядерной физики при Томском политехническом университете (НИИЯФ при ТПУ) (аналитики А.Ф. Судыко, Л.В. Богутская).

Для выявления особенностей распределения урана (по его природному изотопу U^{235}) и других делящихся элементов (Am, Pu, Np) в пробах твердого осадка снега нами использовался один из ядерно-физических методов анализа – осколочная радиография (f-радиография), который осуществляли на ядерном реакторе ИРТ-Т НИИЯФ при ТПУ. Методика f-радиографии хорошо описана в литературе [15]. Следует отметить, что применяемая нами технология для метода f-радиографии не позволяет различать, осколками индуцированного деления каких элементов (Am, Pu, U и т.д.) обусловлены треки на поверхности детектора.

По полученным аналитическим данным рассчитывали общую нагрузку, создаваемую поступлением химического элемента в окружающую среду (среднесуточное выпадение химических элементов) ($P_{общ}$), согласно работе [7].

Результаты и их обсуждение. Проведенные исследования [14] показали, что на территории г. Томска концентрация *урана* в твердом осадке снега изменяется от 0,3 до 7,7 мг/кг при среднем значении 2,8 мг/кг, тогда как содержание *тория* колеблется от 0,8 до 11,5 мг/кг при средней величине 6,7 мг/кг (табл. 1). В целом по территории города U проявлен стабильно на уровне 10–15 раз выше фона, тогда как Th – в 2 раза выше фона. Ареалы аномальных концентраций U (25–30 фонов) и Th (3 фона) приходятся на Лагерный сад и северную часть города (Ленинский и Октябрьский районы), где располагаются частный сектор и местные котельные, использующие уголь в своем топливном балансе. Поступление радиоактивных элементов в атмосферу города связано, вероятно, со сжиганием угля (Томская ГРЭС-2, частный сектор и др.): как показали исследования С.И. Арбузова с соавторами [1], угли и их зола обогащены этими элементами. Необходимо проводить дополнительные исследования, чтобы точно определить источники загрязнения атмосферы г. Томска радиоактивными элементами.

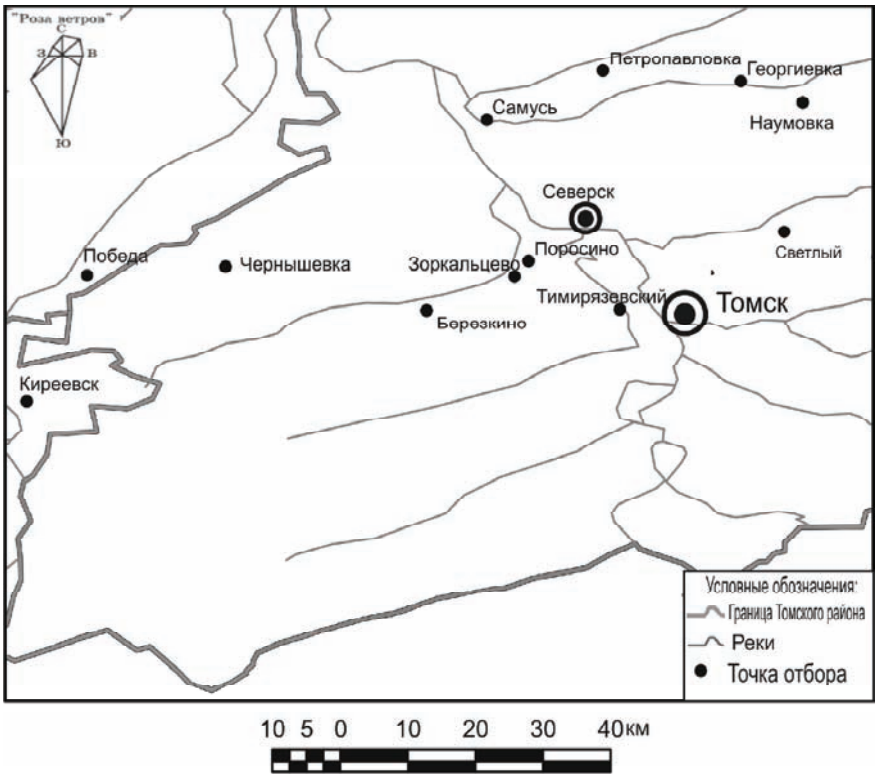


Рис. 1. *Схема отбора проб снега на территории Томского района и на условно фоновых участках*

Среднесуточное выпадение урана на снеговой покров территории г. Томска изменяется от 9 до 1015 мг/км^2·сут., при средней ве-

личине 171 мг/км^2·сут., а тория – от 35 до 2770 мг/км^2·сут., при среднем значении 426 мг/км^2·сут. Основные ареалы загрязнения радиоактивными элементами фиксируются на территории Октябрьского района.

Таблица 1. *Содержания радиоактивных элементов в твердом осадке снега и величина их среднесуточного выпадения на снеговой покров (Робщ) территорий г. Томска и сельских населенных пунктов*

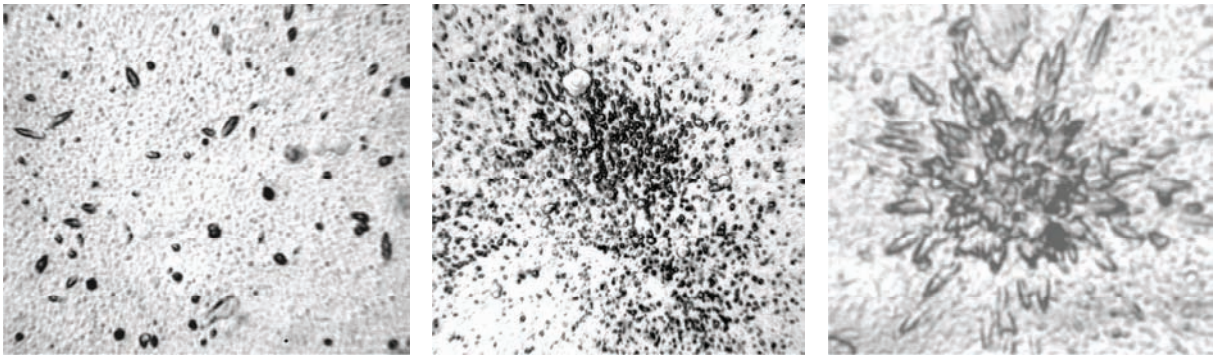
Населенные пункты	U, мг/кг	Th, мг/кг	Th/U	$P_{общ}$, мг/км^2·сут.	
				U	Th
Фон*	0,2	2,9	14,5	1,4	20,3
г. Томск (n=69)	2,8±0,1	6,7±0,2	2,4	171±17,9	426±47,2
Кировский район (n=14)	2,6±0,4	5,6±0,5	2,2	110±20,2	243±47,7
Советский район (n=16)	2,1±0,3	5,4±0,5	2,6	127±28,7	304±59,1
Октябрьский район (n=20)	2,5±0,2	7,2±0,3	2,9	222±47,7	637±130
Ленинский район (n=19)	3,6±0,2	8,1±0,3	2,3	201±26,6	450±60,5
Условно фоновые районы					
Заказник «Томский», 70 км (n=7)	2,1±0,2	4,8±0,1	2	27,6±3,5	62,8±3,6
с. Киреевск, 60 км (n=3)	3,1±0,4	6,8±0,2	2,2	57,6±	125±13,2
с. Победа, 50 км (n=5)	7,2±1,5	18±3,7	2,5	107±20,2	263±48,3
Юго-западная зона					
с. Чернышевка, 37 км (n=5)	4,3±0,2	12,2±0,3	2,8	56,5±5,4	159±12
с. Березкино, 19 км (n=5)	4,9±0,4	12,3±0,8	2,5	73,9±8,7	188±23,2
с. Поросино, 13 км (n=5)	4,5±0,2	12,4±0,2	2,7	202±5,2	559±35,8
с. Зоркальцево, 13 км (n=5)	4,5±0,4	11,3±0,5	2,5	89,8±10,6	225±16
с. Тимирязево, 5 км (n=1)	5,2	10,7	2,1	189	363
Среднее по юго-западной зоне	4,6±0,1	12±0,3	2,6	109±13,4	287±36,8
Северо-восточная зона					
с. Светлый, 12 км (n=5)	4,8±0,5	11,2±0,5	2,3	162±15,1	378±19,5
с. Наумовка, 33 км (n=5)	6,6±0,5	16,3±0,2	2,5	411±53,2	999±84,6
с. Георгиевка, 34 км (n=5)	6,2±0,1	15,3±0,5	2,5	411±53,2	999±84,6
с. Самусь, 12 км (n=5)	5,1±0,3	12,4±0,3	2,4	133±10,5	326±26,2
с. Петропавловка, 34 км (n=5)	6,1±0,3	14,1±0,4	2,3	165±10,3	385±25,1
Среднее по северо-восточной зоне	5,8±0,2	13,9±0,4	2,4	224±23,4	539±54,4

Примечание: данные ИНАА, ± – стандартная ошибка, 60 км – расстояние от г. Томска, n – количество проб, * – фон по данным [17] с дополнениями [22].

За период мониторинга в зимний период 2001–2007 гг. наблюдалось относительное постоянство поступления радиоактивных элементов с пылеаэрозолями на территории города и пригорода (район учебных корпусов ТПУ, с. Тимирязево) (табл. 2). Однако были зафиксированы аномальные значения концентрации урана (39 мг/кг) в твердом осадке снега и среднесуточного выпадения урана (2956 мг/км^2·сут) в районе 10-го учебного корпуса ТПУ в зимнем сезоне 2002/03 гг., что связано с выбросами локального источника.

Определенные закономерности проявляются в уровнях концентраций U и Th в твердофазных выделениях снегового покрова территории сельских населенных пунктов по мере удаления от г. Томска. Максимальные содержания U и Th приходятся на с. Наумовка – 6,6 и 16,3 мг/кг соответственно, с. Георгиевка – 6,2 и 15,3 мг/кг.

В то же время содержание U и Th в пробах из г. Томска несущественно отличается от таковой для сельских населенных пунктов. Отношение Th/U в пробах твердого осадка снега территории г. Томска и сельских населенных пунктов показывает смешанную природу радиоактивности. Величины среднесуточного притока U и Th на снего-



а *б* *в*

Рис. 2. *Характер распределения треков от осколков деления радиоактивных элементов в твердом осадке снега. Детектор лавсан. Увел. х200–500. Характер распределения треков: а) равномерный, г. Томск (мкр. Солнечный); б) отдельные сгустки скоплений, с. Наумовка; в) микровключения собственных минералов урана, села Поросино и Георгиевка*

вой покров также максимальны в с. Наумовка – 400 и 1000 мг/км^2·сут. соответственно, с. Георгиевка – 247 и 604 мг/км^2·сут., с. Поросино – 200 и 558 мг/км^2·сут. Известно [12, 17, 19], что эти поселки подвергаются прямому техногенному воздействию со стороны предприятий г. Северска.

По данным метода f-радиографии, равномерный характер распределения U-235 и трансурановых элементов определен в твердофазных выпадениях снегового покрова на территории г. Томска и условно фоновых участков (села Киреевск, Победа) (рис. 2). В пробах твердого осадка снега из сельских населенных пунктов, попадающих в "розу" ветров от предприятий СХК, наряду с равномерным характером распределения треков от осколков деления радиоактивных элементов проявлены скопления треков в виде "звезд" и отдельных сгустков.

Таблица 2. *Среднее содержание радиоактивных элементов в твердом осадке снега и величина их среднесуточного выпадения на снеговой покров ($P_{общ}$) в районах пунктов мониторинга*

Зимний сезон	U, мг/кг	Th, мг/кг	Th/U	$P_{общ}$, мг/км^2·сут.	
				U	Th
Фон*	0,2	2,9	14,5	1,4	20,3
Район учебных корпусов ТПУ					
2001/02 гг.	4,4±1,7	8,2±1,3	2	31,9±5,5	108±44,9
2002/03 гг.	**13,4±6,6**	**9,7±0,3**	0,7	**881±529**	**582±187**
2003/04 гг.	4,2±0,5	7,9±0,6	2	79,9±11,5	148±12,1
2004/05 гг.	3,8±0,3	7,5±0,4	2	57,3±2,4	115±14,5
2005/06 гг.	4,5±0,2	8,4±0,6	2	133±28,2	244±51
2006/07 гг.	6,7±0,9	8,1±0,7	1,2	162±47,5	193±55
с. Тимирязево					
2002/03 гг.	4,2±1,1	9,2±0,8	2,2	142±44,7	315±49,1
2003/04 гг.	5±0,7	11,9±1,6	2,4	82,4±10,7	210±40,6
2004/05 гг.	4,4±0,6	9,3±0,5	2,1	101±24,7	206±37,3
2005/06 гг.	4,4±0,6	9,9±0,8	2,2	**194±39,6**	**434±72,4**
2006/07 гг.	1,7±0,2	4,8±0,7	2,8	51,7±11,2	149±42,2

Примечание: см. табл. 1.

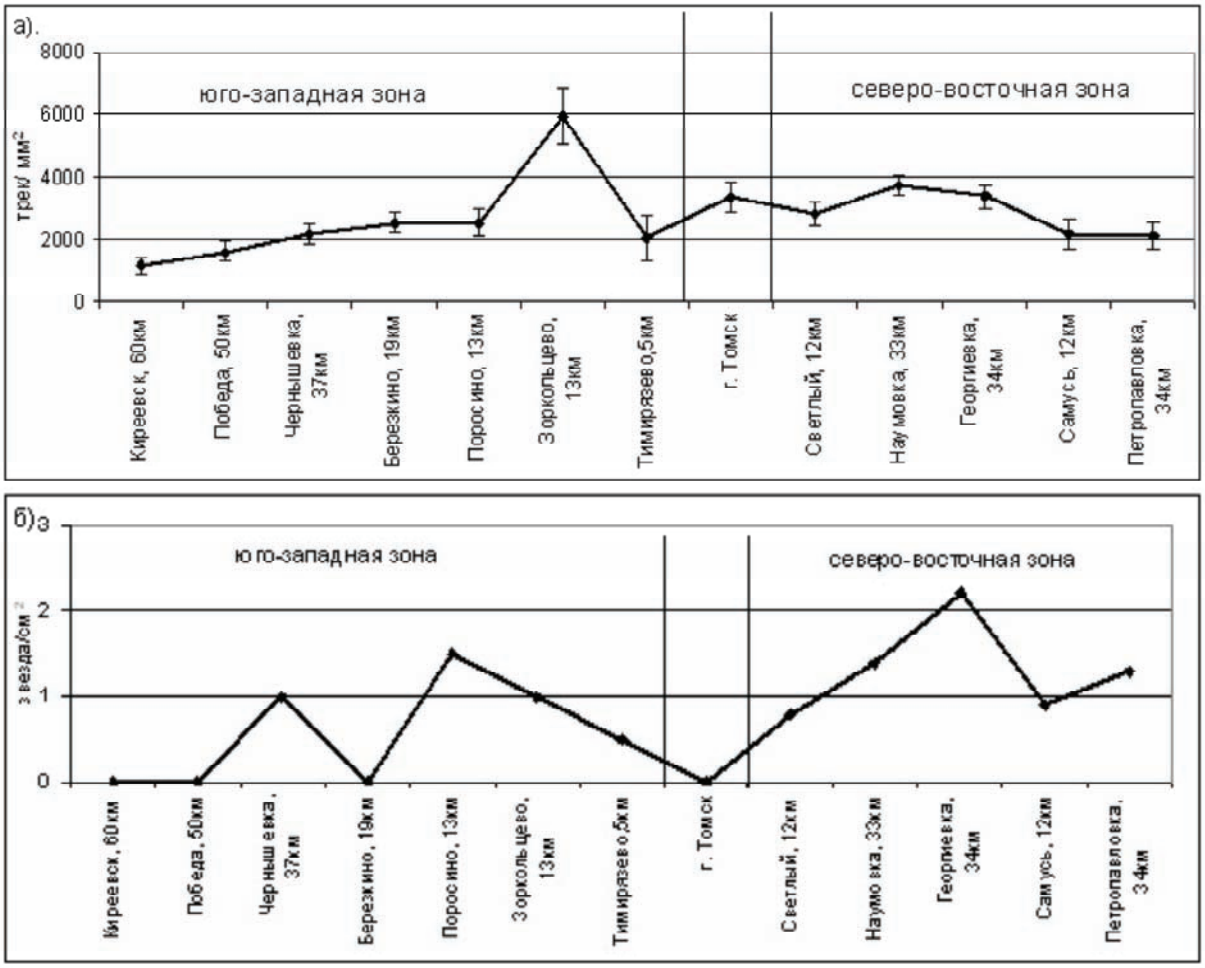


Рис. 3. *Плотность треков равномерного (а) и неравномерного (б) характера распределения от осколков делящихся элементов в пробах твердого осадка снега*

По данным ряда исследователей, в зоне воздействия предприятий ЯТЦ устанавливаются "горячие" частицы 1 и 2-го родов [2, 8–9, 12, 16]. Образования радиоактивных элементов в виде оксидов урана были выявлены ранее в пылеаэрозолях в зоне воздействия СХК [22].

Установлено, что по мере удаления от г.г. Северска и Томска в юго-западном и северо-восточном направлениях плотность треков от осколков деления радиоактивных элементов, характеризующих равномерный характер распределения, уменьшается и достигает минимума в условно фоновых районах.

Повышенные величины плотности скоплений треков от осколков деления радиоактивных элементов в виде "звезд" приходятся на сельские населенные пункты (с.с. Поросино, Наумовка, Георгиевка), расположенные в "розе" ветров предприятий СХК (рис. 3).

Полученные результаты подтверждают ранее сделанные выводы [12, 17, 22] о максимальном влиянии предприятий СХК на окружающую природную среду не только в северо-восточном, но и в юго-западном направлениях.

Заключение. Таким образом, характер распределения уровней накопления и притока радиоактивных элементов с атмосферной пылью, по данным изучения снегового покрова территории г. Томска и его окрестностей, позволяет предположить, что определенная доля радиоактивных элементов в окружающую среду территории г. Томска поступает с выбросами Томской ГРЭС-2. В пробах твердого осадка снега сельских населенных пунктов, расположенных в "розе" ветров предприятий ядерно-топливного цикла Сибирского химического комбината (г. Северск), наряду с равномерным характером распределения треков от осколков деления радиоактивных элементов фиксируются скопления треков в виде "звезд", представляющих собой собственные образования радиоактивных элементов.

Работы выполняли в рамках хоздоговора с ОАО "Томскгеомониторинг" согласно "Федеральной программе ведения государственного мониторинга состояния недр на территории Томской области" (договор № 2-67/06 от 11 апреля 2006 г.) и по гранту по программе "Участник молодежного научно-инновационного конкурса" ("УМНИК"), организованной Фондом содействия развитию малых форм предприятий в научно-технической сфере при поддержке Федерального агентства по науке и инновациям и Федерального агентства по образованию (2007–2009 гг.).

Литература

1. *Арбузов С.И., Ершов В.В. и др. Редкие элементы в углях Кузнецкого бассейна. – Кемерово : Изд-во КПК, 2000. – 246 с.*
2. *Архангельская Т.А. Ретроспективная оценка радиоэкологической ситуации по результатам изучения годовых колец деревьев : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2004. – 24 с.*
3. *Бояркина А.П., Байковский В.В., Васильев Н.В. и др. Аэрозоли в природных планшетах Сибири. – Томск : Изд-во ТГУ, 1993. – 157 с.*
4. *Андреева И.С. и др. Аэрозоли Сибири / отв. ред. К.П. Куценогий ; Рос. акад. наук, Сиб. отд-ние, Ин-т химической кинетики и горения [и др.]. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2006. – 548 с. – (Интеграционные проекты СО РАН; вып. 9).*
5. *Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. – Л. : Гидрометеоиздат, 1985. – 185 с.*
6. *Воробьева А.И., Медведев М.А., Волкотруб Л.П. и др. Атмосферные загрязнения Томска и их влияние на здоровье населения. – Томск : Изд-во Том. ун-та, 1992. – 192 с.*
7. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. – М. : Недра, 1990. – 335 с.*
8. *Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.К. и др. "Горячие" частицы 2-го рода в пойменных почвах р. Енисей // Радиохимия. – 2001. – №6. – С.563–565.*
9. *Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине р. Енисей / науч. ред.: акад. В.Ф. Шабалов, чл.-кор. РАН А.Г. Дегерменджи. – Новосибирск : Изд-во РАН, филиал "Гео", 2004. – 286 с.*
10. *Куценогий К.П., Куценогий П.К. Мониторинг химического и дисперсного состава атмосферных аэрозолей Сибири // Химия в интересах устойчивого развития. – 1997. – Т.5. – С.457–471.*
11. *Назаров И.М., Фридман Ш.Д., Ренне О.С. Использование сетевых снегосъемок для изучения загрязнения снежного покрова // Метеорология и гидрология. – 1978. – №7. – С.74–78.*
12. *Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск : Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.*
13. *Селезнева Е.С. Атмосферные аэрозоли. – Л. : Гидрометеоиздат, 1966. – 175 с.*
14. *Таловская А.В. Оценка эколого-геохимического состояния районов г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей : дис. … канд. геол.-мин.. наук : 25.00.36 / Том. политехн. ун-т. – Томск, 2008. – 185 с.*
15. *Флеров Г.Н. Берзина И.Г. Радиография минералов, горных пород и руд. – М. : Атомиздат, 1979. – 224 с.*
16. *Черкезян В.О., Кашкаров Л.Л., Шалаева Т.В. и др. Изучение состава и распределения Чернобыльских "горячих" частиц // Геохимия. – 1994. – №2. – С.252–261.*
17. *Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории Обского бассейна : автореф. дис. … канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2001. – 24 с.*
18. *Экологический мониторинг: Состояние окружающей среды Томской области в 2005 году / под ред. А.М. Адама / Управление охраны окружающей среды и ОГУ "Облкомприрода" Адм. Томской области. – Томск : Графика, 2006. – 148 с.*
19. *Экология Северного промышленного узла г. Томска. Проблемы и решения / под ред. А.М. Адама. – Томск : Изд-во ТГУ, 1994. – 260 с.*
20. *Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Сухих Ю.И. и др. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения. – Томск, 2006. – 216 с.*
21. *Язиков Е.Г. Использование радиографии для изучения пылевых аэрозольных выпадений // Новые идеи в науках о земле : мат. VI Межд. конф., Москва, 9–22 апреля 2003 г. / Московский гос. геолого-развед. ун-т. – Т.4. – М., 2003. – С.93.*
22. *Язиков Е.Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири : дис. … докт. геолого-минерал. наук: 25.00.36. – Томск : Том. политехн. ун-т, 2006. – 423 с.*
23. *Язиков Е.Г., Рихванов Л.П. Содержание радиоактивных и редкоземельных элементов в аэрозольных выпадениях снегового покрова различных территорий Западной Сибири // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. междунар. конф., 22-24 мая 1996 г., Томск. – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С.312–316.*
24. *Norra S. Umweltgechemische signale urbaner systeme am beispiel von boden, pflanzen und stauben in Karlsruhe : dissertation doctor der naturwissenschaften. – Karlsrihe, 2001. – 296 p.*

ИЗУЧЕНИЕ ПРОЦЕССА ОБРАЗОВАНИЯ ЭКЗОГЕННЫХ ИНФИЛЬТРАЦИОННЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ УРАНА С ПОМОЩЬЮ МАТЕМАТИЧЕСКОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ

Т.С. Теровская, А.Д. Истомин, А.Г. Кеслер, М.Д. Носков

Северская государственная технологическая академия, Северск, Россия

STUDYING THE PROCESS OF FORMATION OF EXOGENOUS INFILTERING DEPOSITION OF URANIUM BY MATHEMATICAL SIMULATION

T.S. Terovskaya, A.D. Istomin, A.G. Kesler, M.D. Noskov

Seversk State Technology Academy, Seversk, Russia

Развитие атомной энергетики предполагает расширение сырьевой базы природного урана. Одним из путей совершенствования методов поиска месторождений урана является анализ условий их формирования [1]. Образование месторождения происходит в результате одновременного протекания различных неравновесных физико-химических процессов. В связи с этим для количественного описания образования месторождения целесообразно применять методы математического моделирования.

В настоящей работе представлены результаты моделирования образования инфильтрационного месторождения урана. Расчеты проводились с помощью созданного в СГТА проблемно-ориентированного программного обеспечения. Программное обеспечение разработано на основе комплексной физико-математической модели, описывающей следующие процессы: фильтрацию жидкости и связанный с ней конвективный массоперенос, гидродинамическую дисперсию, растворение-осаждение минералов, гомогенные и гетерогенные окислительно-восстановительные и кислотно-основные реакции, комплексообразование. В модели описывается изменение концентрации урана, кислоты, окислителя, кислотопоглощающих, урансодержащих и восстанавливающих минералов в растворе и твердой фазе.

Распределение давления в подземном водоносном горизонте описывается в приближении жесткого режима фильтрации:

$$div\left(\vec{U}\right)=0. \qquad (1)$$

Скорость $\vec{U}$ конвективного потока жидкости по проточным порам определяется законом Дарси:

$$\vec{U}=-\frac{k}{\mu}\,grad\left(P\right), \qquad (2)$$

где P – давление; k – коэффициент проницаемости среды; μ – коэффициент динамической вязкости жидкости.

Гидродинамическая дисперсия описывается в рамках приближения двойной пористости как массообмен компонентами между мобильной и иммобильной частями жидкой фазы [2]. Вмещающая порода делится на породы, граничащие с мобильной и иммобильной частями жидкой фазы. Объемные доли (m_3) и (m_4) частей вмещающей породы пропорциональны проточной (m_1) и застойной (m_2) пористостям.

Для описания растворения-осаждения минералов используется приближение линейной кинетики, согласно которому плотность потока i-го компонента из жидкой фазы в твердую $J^i_{\text{ФФ}^*}$ пропорциональна отклонению его концентрации от равновесной [3, 4]:

$$J^i_{\text{ФФ}^*}\sim\Delta C^i_{\Phi}=C^i_{\Phi}-(C^i_{\Phi})_P,\ (\Phi=1,2), \qquad (3)$$

где C^i_{Φ} – концентрация i-го компонента в части системы Ф; $(C^i_{\Phi})_P$ – равновесная концентрация i-го компонента в части системы Ф, являющаяся функцией от концентрации иона водорода.

Гетерогенные окислительно-восстановительные процессы также описываются в приближении линейной кинетики, согласно которому движущая сила изменения концентрации i-го компонента в части системы Ф пропорциональна отклонению концентрации его восстановленной формы от равновесной:

$$I^{i,a}_{\text{ФФ}^*}=\beta^i_a\cdot(S^a_{\Phi^*})_{y\partial}\left((C^i_{\Phi})_P-C^i_{\Phi}\right),\ (\Phi=1,2), \qquad (4)$$

где $I^{i,a}_{\text{ФФ}^*}$ – плотность потока изменения концентрации восстановленной формы i-го компонента в результате окисления a-го минерала; β^i_a – константа скорости окисления (восстановления) a-го минерала i-м компонентом.

В настоящей модели для описания гомогенных химических процессов используются уравнения химического равновесия [2]:

$$\prod_i\left(C^i_{\Phi}\right)^{\nu^i_A}=K_A,\ (\Phi=1...4), \qquad (5)$$

где K_A – константа химического равновесия A-й реакции; ν^i_A – стехиометрический коэффициент i-го компонента в A-й реакции.

Изменение концентраций компонентов и минералов в рассматриваемой системе описывается следующей системой уравнений:

$$\frac{\partial C^i_1}{\partial t}=-div\left(\frac{C^i_1}{m_1}\cdot\vec{U}\right)-J^i_{12}-\sum_a J^{i,a}_{13}-\sum_b I^{i,b}_{13}, \qquad (6)$$

$$\frac{\partial ?^i_2}{\partial t}=J^i_{12}-\sum_a J^{i,a}_{24}-\sum_b I^{i,b}_{24}, \qquad (7)$$

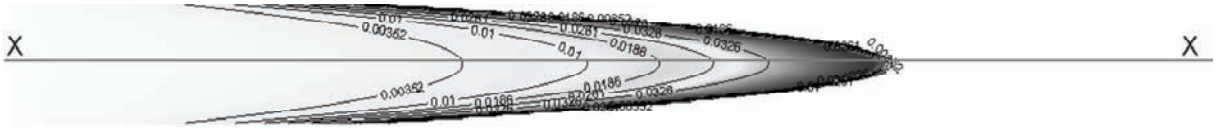


Рис. 1. *Распределение урана в твердой фазе вдоль пласта. Размер отображаемой области 10х100 м*

$$\frac{\partial C_{\Phi}^{a}}{\partial t} = \sum_{i} J_{\Phi^{*}\Phi}^{i,a} + \sum_{j} I_{\Phi^{*}\Phi}^{j,a}, (\Phi = 3, 4), \qquad (8)$$

где C_1^i – концентрация i-го компонента в проточных порах (часть системы Ф = 1); C_2^i – концентрация *i*-го компонента в застойных порах (Ф = 2); C_{Φ}^{a} – концентрация *a*-го минерала во вмещающей породе, граничащей с мобильной (Ф = 3) и иммобильной (Ф = 4) частями жидкой фазы; $J_{1,2}^{i}$ – массопоток i-го компонента из проточных пор в застойные; $J_{\Phi^{*}\Phi}^{i,a}$ – плотность потока *i*-го компонента за счет взаимодействия a-го эффективного минерала на границе раздела фаз между частями системы Ф и Ф*.

С помощью разработанного программного обеспечения было проведено моделирование процесса образования рудного тела на кислотно-основном геохимическом барьере. Моделировалась фильтрация содержащего уран слабокислого раствора через водоносный горизонт мощностью 10 м, имеющий в сечении неоднородную проницаемость. Максимальное значение проницаемости находилось в центре пласта и составляло $4{,}5 \cdot 10^{-12}$ м^2, а минимальное значение (по краям пласта) было равно $1{,}5 \cdot 10^{-12}$ м^2. Размер области моделирования составлял 10х600 м. Пористость составляла 0,4, плотность породы равнялась 1650 кг/м^3, кислотоемкость породы составляла 0,01 кг/т, pH подземных вод равнялся 7. Подземные воды с концентрацией урана 0,1 мг/л и значением pH равным четырем поступали через левую границу области моделирования.

Результаты моделирования показывают, что при фильтрации урансодержащего слабокислого раствора формируется роловое рудное тело (рис. 1).

Анализ физико-химических процессов позволил сделать выводы, что формирование рудного тела происходит на подвижном кислотно-основном барьере. В результате нейтрализации слабокислых растворов вмещающей породой происходит повышение pH и выпадение урана в твердую фазу (рис. 2, б, г).

Осаждение урана наиболее интенсивно происходит на фронте кислотно-основного барьера. По мере поступления растворов и проработки вмещающей породы интенсивность нейтрализации растворов существенно снижается (рис. 2, в).

После проработки основного количества кислотопоглощающих минералов нейтрализация растворов практически прекращается, и начинает растворяться ранее осажденный уран (рис. 2, а).

Вновь растворенный уран переносится с потоком подземных вод и затем переотлагается на фронте кислотно-основного барьера.

Т.о. формируется рудное тело, постепенно продви-

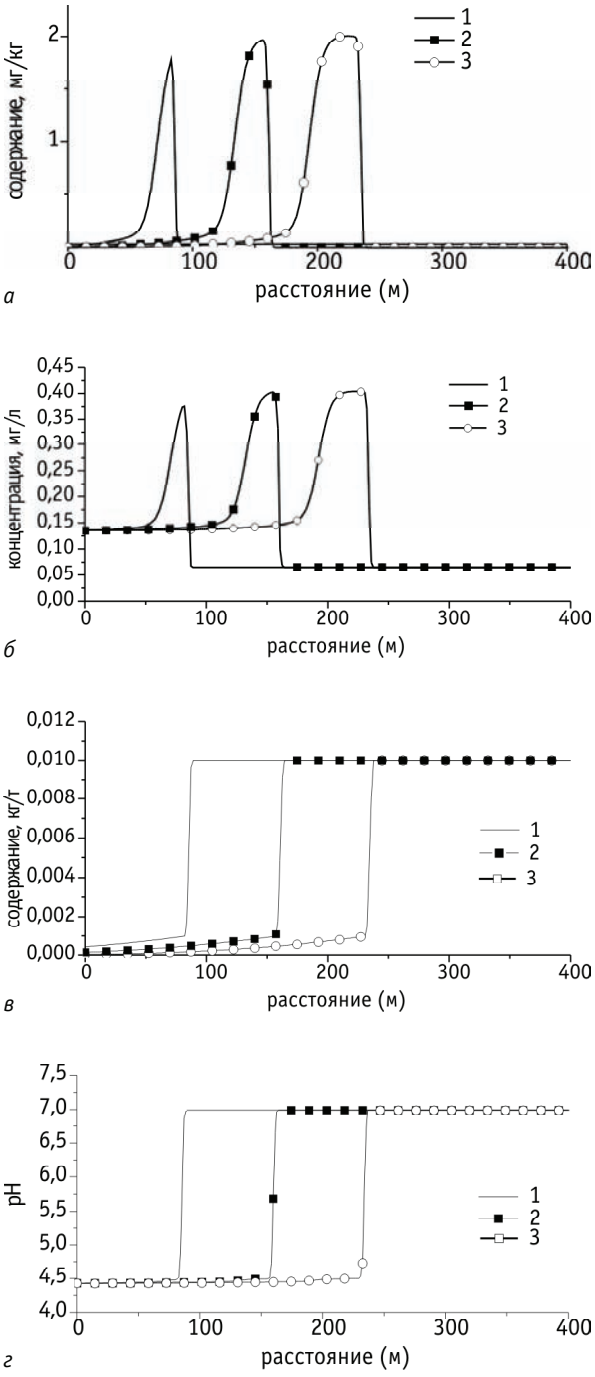


Рис. 2. *Распределение урана вдоль центрального сечения пласта (х-х) в различные моменты времени: 1 – 200 лет; 2 – 400 лет; 3 – 600 лет с момента начала моделирования; а – содержание урана в твердой фазе; б – концентрация урана в жидкой фазе; в – содержание кислотопоглощающего минерала в твердой фазе; г – pH среды*

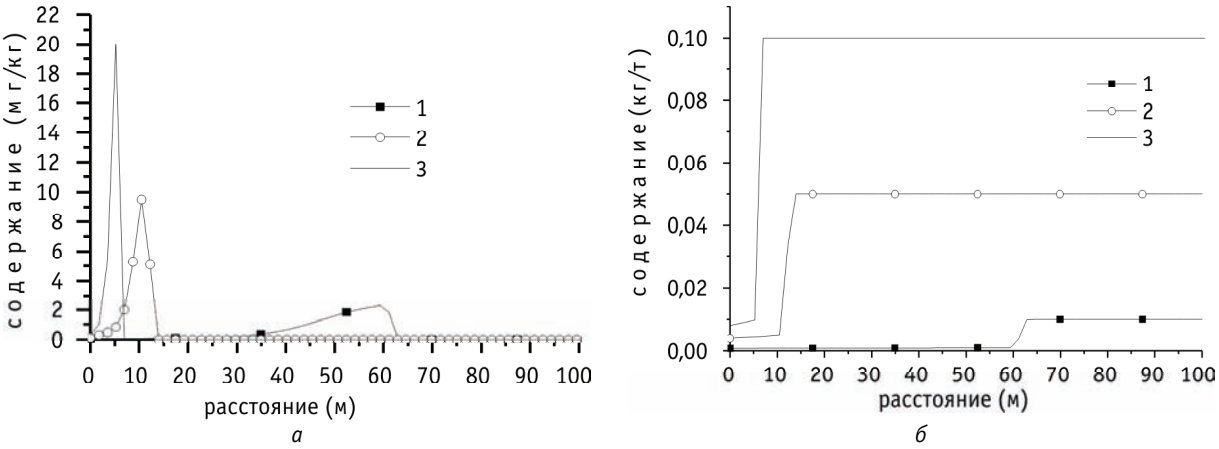


Рис. 3. *Распределение урана вдоль пласта с различным содержанием кислотопоглощающего минерала. Содержание кислотопоглощающего минерала: 1 – 0,01 кг/кг; 2 – 0,05 кг/кг; 3 – 0,1 кг/кг; а – содержание урана в твердой фазе; б – содержание кислотопоглощающего минерала в твердой фазе*

гающееся в направлении потока подземных вод вместе с движением геохимического барьера. По мере продвижения рудного тела концентрация урана в нем возрастает за счет переотложения урана, а ширина рудного тела увеличивается. Полученные результаты моделирования соответствуют современным представлениям об образовании инфильтрационных экзогенных месторождений урана [1].

Результаты моделирования показали, что процесс образования месторождения урана зависит от исходного содержания кислотопоглощающего минерала в породе. Повышение содержания кислотопоглощающего минерала приводит к уменьшению скорости движения геохимического барьера. При этом концентрация урана в рудном теле возрастает, а его ширина уменьшается (рис. 3).

Таким образом, на основе разработанной физико-математической модели было проведено численное исследование процесса образования инфильтрационного месторождения урана на кислотно-основном барьере. Установлены основные закономерности формирования рудного тела. Разработанная модель может быть использована для проведения исследований процессов образования экзогенных месторождений урана.

Литература

1. *Перельман А.И. Геохимия эпигенетических процессов. – М. : Недра, 1965. – 272 с.*
2. *Крайнов С.Р., Швец В.М. Гидрогеохимия. – М. : Недра, 1992. – 463 с.*
3. *Жиганов А.Н., Носков М.Д., Истомин А.Д. и др. Геотехнологический информационно-моделирующий комплекс для оптимизации процесса подземного выщелачивания урана. // Известия Том. политехн. ун-та. – 2005. – Т.308, №3. – С.78–83.*
4. *Голубев В.С., Кричевец Г.Н. Динамика геотехнологических процессов. – М. : Недра, 1989. – 120 с.*

СТРУКТУРА ВРОЖДЕННЫХ ПОРОКОВ РАЗВИТИЯ ДЕТЕЙ ПО ЗОНАМ ГОРОДА МАЙЛУУ-СУУ

Р.М. Тойчуев, Э.Т. Тостоков, Ж.А. Мадыкова

Институт медицинских проблем ЮО НАН КР, Ош, Республика Кыргызстан, impnankr@rambler.ru

THE STRUCTURE OF CHILDREN CONGENITAL MALFORMATIONS ACCORDING TO THE AREAS OF THE TOWN OF MAILUU-SUU

R.M. Toichuev, E.T. Tostokov, Zh.A. Madykova

Institute of Medical Problems, SB NAS KR, Osh, Kyrgyz Republic

Abstract. *The structural peculiarities of children congenital malformations in the town of Mailuu-suu according to the rate of environmental contamination by radioactive nuclides and radiation background in 17 years are presented.*

Актуальность

Современные неблагоприятные тенденции медико-демографической ситуации, с одной стороны, и экологическое неблагополучие, с другой, делают проблему врожденных пороков развития (ВПР) одной из актуальных в педиатрии. ВПР занимают одно из ведущих мест в структуре причин младенческой смертности. Увеличение частоты ВПР связывают как с ростом врожденной и

наследственной патологий, так и с возрастающим загрязнением окружающей среды, в том числе радиационным воздействием [1]. Изучение влияния естественной радиации представляет большой научный интерес в связи с увеличением влияния на естественный радиационный фон техногенных факторов, а также с существованием районов с повышенной радиацией [3], т.е. мощных факторов, способных увеличить риск рождения ребенка с ВПР. По данным наших предыдущих радиометрических исследований, в городе Майлуу-Суу отмечаются районы, экологическое состояние которых оценивается как "напряженное" с элементами "критического", что формирует проблемные биогеохимические зоны. Исходя из этого, в зависимости от радиационного фона и степени загрязнения окружающей среды радионуклидами город разделен на 5 зон [4]. Исходя из вышеизложенного, изучение структуры ВПР в зависимости от характера загрязнения окружающей среды способствовало бы в перспективе разработке мер профилактики заболеваний.

Материалы и методы

Проведены эпидемиологические, клинические, радиологические, радиохимические исследования.

Для изучения радиационной обстановки города были разработаны карты исследований на каждый исследуемый объект, куда заносилось расположение комнат, а если дом частный, то расположение наружных территорий. Радиация изучалась в общественных местах: на остановках, в столовых, на улицах, дорогах, в гостиницах, стадионах, озерах, а также в жилых помещениях; в частных домах – включая территории огорода (выращенных там культур и фруктов), складов, сеновалов и хлевов. Карты включали описание всех членов семьи и для частного дома – домашнего скота, особенно выделив дойных коров, коз, кобыл и овец (для проведения расчета количества употребляемого молока). По ходу измерения сразу все полученные данные заносили в карту, в последующем в компьютер. Измерение радиационного фона проводилось двумя аппаратами:

1) дозиметр РЗС-10 НЗ, Руководство по эксплуатации АБЛК. 412125.013-03 РЭ, Сертификат RU.C.38.002.A № 6376 от 07.06.1999 г.;
2) дозиметр РЗС-10, Н-3 №19, Свидетельство о проверке №2/2008 от 12.03.08 г.

Для проведения эпидемиологического исследования составляли карты исследования отдельно для архивного материала, где отражались точный адрес, источник употребление воды, характер питания, течение беременности, болезни во время беременности, исходы предыдущих беременностей, подробные оценки плода при рождении, все морфометрические показатели плода, диагноз, с 1997 г. для собственного исследования в эти карты кроме вышеуказанных данных занесены клинико-лабораторные данные, гистохимические исследования органов и тканей, радиометрические исследования ребенка и плаценты, рентгеноспектральные анализы плаценты, биосреды на содержание радионуклидов урана и тория.

Всего проведены замеры в 209 объектах в различных частях – зонах города.

Анализу подвергались 457 детей с ВПР, рожденных с 1990 по 2006 гг. в городе Майлуу-Суу, т.е. рожденных за 17 лет. В зависимости от зоны проживания матерей обследованные дети разделены на 5 групп. В первую группу вошли 15 детей, рожденных в 1-й зоне. Во вторую – 26, в третью – 43, в четвертую – 300, в пятую – 73.

Полученные результаты и их обсуждение

Первая зона, Северный Кайрагач. Радиационный фон в пределах нормы, содержание цезия в иле реки Майлуу-Суу 83,2 Бк/кг. Население употребляет воду из родников или реки. Определение радона в воздухе и исследование воды на содержание урана не проводились.

В этой зоне наиболее высокие показатели частоты врожденных пороков выявлены в 1992 г. – 6,25%, а наименьший процент выявлен в 1990 г., составляя 2,77%. В 1994, 1996, 1999 и 2006 гг. дети с ВПР не родились. Усредненные данные рождения детей с ВПР за 17 лет составляют 3,45%. В структуре ВПР первое место занимают пороки сердечно-сосудистой системы (ПССС), составляя 35,7%; на втором месте – пороки опорно-двигательного аппарата (28,5%); на третьем – расщелины верхней губы и твердого неба (14,2%). Пороки центральной нервной системы (ЦНС), кожи, мышц, скелета и дыхательной системы составляли по 7,1%.

II зона, Сары-Бээ. Зона расположена выше хвостохранилищ, отвалов и шахт. Население проживает в частных и многоэтажных домах. Из 23 обследованных домов в 3 (что составляет 13,04%) обнаружен повышенный радиационный гамма-фон от 40 до 152 мкР/ч.

При исследовании радиационного фона 5 общественных объектов (остановки, дорога, рынок, кафе и т.д.) превышения радиационного фона не выявлено. Содержание цезия в иле реки Майлуу-Суу – 83,2 Бк/кг. Содержание цезия в иле реки Майлуу-Суу – 83,2 Бк/кг. Содержание радона в воздухе в этой зоне колебалось от 170,2 до 1024,9, а р Ci/l – от 4,6 до 28,2. Содержание урана в воде в этой зоне составляет $0{,}37 \cdot 10^{-6}$ г/л.

В этой зоне наиболее высокие показатели ВПР выявлены в 1994 г., составляя 12,9%, а наименьший процент выявлен в 2000 г., составляя 4,16%. В 2001, 2003 и 2006 гг. дети с ВПР не родились, а в остальные годы показатели колебались от 4,34 до 11,7%. Усредненные данные рождения детей с ВПР за 17 лет составляют 5,24%.

В структуре ВПР первое место занимают ПССС, составляя 44%; на втором месте – пороки ЦНС, кожи, мышц и скелета (12%); пороки опорно-двигательного аппарата и ЛОР органов – по 8%; множественные уродства, болезнь Дауна, расщелина верхней губы и твердого неба, пороки мочеполовой системы, грыжи эмбриональные, паховые, пупочные, врожденные свищи и аномалии пупочных сосудов, пороки желудочно-кишечного тракта – 4%. В этой зоне в структуре ВПР все патологии более-менее распределились равномерно.

В III зоне (Южный Кайрагач) население проживает в основном в частных домах. Из них 65% построек – но-

вые, которые расположены на местах добычи руд, в преддверии шахт, на путях транспортировки руд и на отвалах. Превышение радиационного фона обнаружено в 34,8% домах, радиационный фон составляет 40–3000 мкР/ч, на пеших и транспортных дорогах – до 750 мкР/ч. При измерении растений, незрелых плодов ореха, персика, яблони, растущих вблизи отвалов, гамма-излучение составляло 28–62 мкР/час. Содержание радона в воздухе в этой зоне колеблется от 170,2, а р Ci/l – от 4,6 до 28,2. Содержание цезия в иле притока реки Майлуу-Суу – 105,9 Бк/кг, урана в воде – $3,6 \cdot 10^{-6}$ г/л. Водопровод отсутствует. Питьевая вода – родниковая или речная.

Наиболее высокие показатели врожденных пороков выявлены в 1997 г., составляя 23,5%, а наименьший их процент выявлен в 1996 г., составляя 4,54%. В 2006 г. дети с ВПР не родилось. Усредненные данные рождения детей с ВПР за 17 лет составляют 12,2%. В структуре ВПР первое место занимают ПССС, составляя 45,2%; на втором месте – пороки опорно-двигательного аппарата (19%); пороки ЦНС, кожи, мышц и скелета – 9,5%; множественные уродства и расщелины верхней губы и твердого неба – 7,1%; патология ЛОР органов – 3,3%; пороки дыхательной, нервной и мочеполовой системы – 2,4%.

В IV зоне (центральная часть города), где имеются многоэтажные дома, питьевую воду население употребляет из водопровода. Из 85 обследованных этажных и частных домов в 16 обнаружена повышенная радиация в домах, на территориях, в туалетах, что составляет 18,82% из числа проведенных замеров. Радиация составляла от 40 до 150 мкР/ч, в одном частном гараже – более 3000 мкР/ч.

Исследования воздуха на содержание радона в 30 квартирах и домах показали концентрацию 185–651,7 р Ci/l, от 5 до 17,6 Бк/м^3. Содержание в воде урана в этой зоне составляло $3,1 \cdot 10^{-6}$ г/л, цезия в иле реки Майлуу-Суу – 84,7 Бк/кг.

Наиболее высокие показатели врожденных пороков выявлены в 1998 г., составляя 9,42%, а наименьший процент выявлен в 1992 г., составляя 2,94%, а в остальные годы частота ВПР колебалась от 3,21 до 6,66%. Усредненные данные рождения детей с ВПР за 17 лет составляют 4,61%. В структуре ВПР первое место занимают ПССС, составляя 47%; на втором месте – пороки кожи, мышц и скелета (14,6%); пороки ЦНС – 9,6%; множественные уродства – 7%; пороки опорно-двигательного аппарата – 6,3%; расщелина верхней губы и твердого неба – 4,6%; патология ЛОР органов – 3,3%; пороки желудочно-кишечного тракта – 2,6%; далее болезнь Дауна и пороки мочеполовой системы – 1,6%; грыжи эмбриональные, паховые, пупочные вместе взятые – 1,33%.

В V зоне (Кок-Таш) в 34 обследованных домах повышенный радиации не обнаружено**.** В этом районе взято 3 пробы речной воды. Содержание урана колебалось от 1,4 до 2,84 мг/л, тория – от 0,7 до 2,1 мг/л, цезия – от 50 до 86 БК/кг. В этой зоне большинство населения употребляет речную воду.

Из 73 детей с ВПР первое место занимали ПССС – 44 человека, что составило 60,2%; на втором месте пороки ЦНС – 8 (10,9%); далее пороки кожи, мышц и скелета – 6 (8,21%); множественные уродства – 5 (6,84%); пятое место у пороков опорно-двигательного аппарата – 4 (5,47%); далее болезнь Дауна – 2 (2,73%); расщелина верхней губы и твердого неба, пороки ЛОР органов, пороки мочеполовой системы, грыжи эмбриональные, паховые, пупочные, врожденные свищи и аномалии пупочных сосудов – каждая патология составляла 1,4%.

В этой зоне частота врожденных пороков развития у детей колебалась от 1,72 до 18,6%. По усредненным данным, рождение детей с ВПР за 17 лет занимает второе место, составляя 6,45%. Возможно, это связано с употреблением питьевой воды, так как попадание радионуклидов в основном происходит через воду.

Все полученные данные во всех зонах города в структуре ВПР не соответствуют литературным данным. По данным В.Н. Чернышева и соавт. (2004), в структуре пороков развития преобладают пороки развития половых органов (22,2%) и пороки сердечно-сосудистой системы (20,8%). За ними следуют врожденные пороки развития конечностей (15,3%), расщелины верхней губы и неба (9,7%), пороки развития желудочно-кишечного тракта (4,7%), аномалии развития мочевых органов (2,8%) и болезнь Дауна (4,7%). В структуре ВПР в городе Фрунзе, по данным В.С. Кононова и соавт. (1988), первое место (19,3%) занимают пороки развития опорно-двигательного аппарата.

Это несоответствие с данными других авторов, возможно, связано со спецификой действующих факторов и образа жизни населения, проживающего в условиях г. Майлуу-Суу. Этот вопрос требует более углубленного исследования.

Таким образом, наиболее высокий процент показателя рождения детей с ВПР – в III зоне, где дома построены на местах добычи руд, в преддверии шахт, на путях транспортировки руд и на отвалах, вода и воздух загрязнены радионуклидами, отсутствует водопровод. ВПР у детей составляет 12,2%. На втором месте (6,45%) – Кок-Таш, где население употребляет речную воду, загрязненную радионуклидами. Вторая зона имеет 5,24% детей с ВПР, четвертая – 4,61%, и самым низким показателем – 3,45% – обладает первая зона, где население употребляет чистую воду и проживает выше отвалов, хвостохранилищ, т.е. чем больше загрязнена окружающая среда радионуклидами, тем выше показатели ВПР у детей.

Литература

1. *Балева Л.С., Яковлева И.Н., Николаева Е.А., и др. Врожденные пороки развития у детей, родившихся на территории, загрязненной радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС // Современные технологии в педиатрии и детской хирургии : матер. второго Российского конгресса. – М. : Медпрактика-М, 2003. – С.310.*
2. *Кононов В.С., Марков А.С., Абдрахманов Х.И. и др. Вопросы клиники и лечения врожденных пороков развития у детей // Сб. научн. тр. каф. детской хирургии КГМИ. – Т.171. – Бишкек : Илим, 1989. – С.4–8.*
3. *Кулданбаев Н.К. Природные источники ионизирующего излучения // Окружающая среда и здоровье человека : сб. науч. тр. – Т.6. – Бишкек, 1998. – С.145–148.*
4. *Тостоков Э.Т Морфометрические особенности, содержания урана и тория плаценты у женщин, проживающих в городе*

Майлуу-Суу // IV междунар. научно-практич. конф., посвященной 50-летию со дня организации филиала №2 Гос. науч. центра – институт биофизики "Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения", г. Томск, 11–12 апреля, 2007 г. – [Томск, 2007].

5. Чернышев В.Н., Козырева Т.Е., Синанова Н.Н. и др. Ранняя диагностика врожденных пороков развития у новорожденных // Современные технологии в педиатрии и детской хирургии : Мат. третьего Российского конгресса. – М. : Медпрактика-М, 2004. – С.209.

СЕЗОННЫЕ КОЛЕБАНИЯ РОЖДЕНИЯ ДЕТЕЙ С ВРОЖДЕННЫМИ ПОРОКАМИ РАЗВИТИЯ ПО ГОРОДУ МАЙЛУУ-СУУ

Р.М. Тойчуев, Э.Т. Тостоков

Институт медицинских проблем ЮО НАН КР, Ош, Республика Кыргызстан, impnankr@rambler.ru

SEASONAL FLUCTUATIONS OF CHILDREN CONGENITAL MALFORMATIONS IN THE TOWN OF MAILUU-SUU

R.M. Toichuev, E.T. Tostokov

Institute of medical problems SB NAS KR, Osh, Kyrgyz Republic

Abstract. *The effect of the raised radiation background and contamination of the environment by radioactive nuclides on seasonal fluctuations of children congenital malformations in conditions of the town of Mailuu-Suu in 19 years has studied.*

Актуальность

Город Майлуу-Суу относится к категории мест, загрязненных отходами добычи и переработки урановых руд горно-обогатительной фабрикой с 1946 по 1968 гг. За 22 года эксплуатации уранового месторождения Майлуу-суу было получено свыше 10 тыс. тонн уранового концентрата [3]. В настоящее время из-за происходившей многолетней утечки радиоактивных веществ из хвостохранилищ №3, 5, 6, 7 содержание урана и радия в воде и донных илах реки Майлуу-Суу превышает допустимые фоновые концентрации в сотни и тысячи раз [3].

По данным МЧС (2006), в г. Майлуу-Суу захоронены урановые отходы объемом 7291,6 тыс. м^3, в том числе 23 хвостохранилища общим объемом 1374 тыс. м^3 и 13 отвалов общим объемом 5845,6 тыс. м^3 [4], которые являются одной из главных причин, приводящих к образованию ВПР у детей. С другой стороны, причиной развития ВПР, по данным В.С. Кононова и соавт. (1989), является и перенесенная вирусная инфекция матерей в первые три месяца беременности, т.е. имеющая сезонность. Исходя из вышеизложенного, изучение взаимосвязи сезонности и загрязнения окружающей среды радионуклидами может способствовать разработке профилактических мероприятий по снижению рождения детей с ВПР в городе Майлуу-Суу.

Материалы и методы

По общепринятой методике на международном уровне учету подлежат все случаи ВПР у детей – живо- и мертворожденных, а также у плодов после прерывания беременности при сроке гестации 22 недели и более и массе 500 г и выше (Балева Л.С. и соавт., 2003). Но мы анализировали только ВПР из числа живорожденных в роддоме г. Майлуу-Суу.

Материалом служили 490 случаев за 19 лет (с 1990 по 2008 гг.) появления на свет детей с врожденными пороками развития (ВПР) из числа живорожденных детей. Разработана специальная карта исследования детей, рожденных с ВПР, где кроме паспортных данных, профессии родителей отражаются и характер производства, зона проживания, жилищно-бытовые условия, экономическое состояние семьи, предполагаемая дата зачатия, время рождения каждого ребенка, течение беременности и родов, возможные причины, влияющие на развития ВПР: состояние здоровья родителей, употребление ими алкоголя, лекарств, отравления и какие-либо физические факторы, перенесенный грипп, инфекционные заболевания, наследственные факторы, вредные привычки перед зачатием, во время зачатия и в первом триместре беременности и т.д.

Полученные данные и их обсуждение

ВПР в роддоме г. Майлуу-Суу из числа живорожденных детей за 19 лет составили 49,5 на 1000 новорожденных; по данным В.С. Кононова и соавт. (1989), за период 1972–1985 гг. по г. Фрунзе (ныне Бишкек) составляли 15,3, т.е. более чем в 3 раза меньше. Этот же показатель, по данным А.К. Шаршенова, с 1990 по 1997 гг. составлял 31,6 или в 1,6 раза меньше, чем в г. Майлуу-Суу.

Для выявления влияния сезонных закономерностей – гриппа, загрязнения воды радионуклидами и "радиационного" фактора – на частоту ВПР проводился тщательный анализ каждого случая. Основную группу составляли дети, рожденные в городе Майлуу-Суу, а контролем служили проведенные В.С. Кононовым и соавт. исследования в городе Фрунзе (ныне Бишкек) в 1989 г. Более подробные данные полученных результатов приведены в таблице 1.

Как видно из таблицы, самые высокие показатели рождения детей с ВПР в городе Майлуу-Суу наблюдаются с июня до ноября, наиболее высокие показатели отмечены в августе и сентябре, составляя по 10%, реже в декабре и апреле, составляя соответственно 5,68 и 6,78%. В январе, марте и мае процент врожденных по-

Таблица 1. *Процент и количество рожденных детей с ВПР по месяцам в г. Майлуусуу за период с 1990 г. по 2008 г. и процент по г. Фрунзе (по данным В.С. Кононова и соавт., 1989) с 1972 по 1985 гг.*

№	Время зачатия	Время рождения детей	По городам		
			Майлуу-Суу		Фрунзе
			кол-во	в %	в %
1	Апрель	Январь	36	7,34	7,91
2	Май	Февраль	44	8,97	8,34
3	Июнь	Март	37	7,55	8,83
4	Июль	Апрель	33	6,73	9,31
5	Август	Май	35	7,14	9,98
6	Сентябрь	Июнь	47	9,59	8,72
7	Октябрь	Июль	46	9,38	9,86
8	Ноябрь	Август	49	10	8,77
9	Декабрь	Сентябрь	49	10	5,86
10	Январь	Октябрь	47	9,59	6,41
11	Февраль	Ноябрь	39	7,96	7,7
12	Март	Декабрь	28	5,71	8,26
		Итого	490	100	100

роков оставался на уровне от 7,0 до 7,43%, а в феврале и ноябре частота врожденных пороков составила от 8,0 до 8,97%.

В условиях города Фрунзе (ныне Бишкек), по данным В.С. Кононова и соавт. (1989), наибольшая частота врожденных пороков наблюдалась с февраля по август, составляя от 8,31 до 9,98%. Наименьшее число пороков наблюдалось в декабре, составляя 5,86%, и наибольшее – в мае (9,98%).

Если в Бишкеке самые высокие показатели наблюдались при зачатии, произошедшем с мая до ноября, т.е. в наиболее благоприятное время, а в условиях города Майлуу-Суу – при зачатии с сентября по февраль месяц, формирование ВПР должно охватить апрель, т.к. в условиях юга Кыргызстана период обильных осадков наблюдается с октября по апрель включительно и таяние снега, даже в зимнее время года, способствует попаданию радионуклидов в воду реки Майлуу-Суу.

Период накопления радионуклидов в организме женщин приходится на сентябрь и октябрь.

По данным В.С. Кононова и соавт. (1989), наибольшая заболеваемость острыми респираторными вирусными инфекциями наблюдается чаще всего с декабря по февраль. Если допустить тератогенное воздействие ОРВИ, то зачатие, соответственно, должно произойти в период с декабря по февраль и подъем частоты рождения детей с врожденными пороками развития должен выпасть на август, сентябрь и октябрь месяцы**.**

Вывод

Таким образом, в условиях города Майлуу-Суу рождение детей с ВПР по сравнению с городом Бишкек в 1,5 и более раз чаще, сезонное колебание взаимосвязано с периодом обильных осадков, т.е. периодом попадания радионуклидов в воду и загрязнением окружающей среды. Профилактические мероприятия, направленные на снижение рождения детей с ВПР, должны активизироваться в условиях города Майлуу-Суу с сентября по апрель. Организационные мероприятия должны включать, в первую очередь, обеспечение населения чистой питьевой водой.

Литература

1. *Балева Л.С., Яковлева И.Н., Николаева Е.А. и др. Врожденные пороки развития у детей, родившихся на территории, загрязненной радионуклидами в результате аварии на ЧАЭС // Современные технологии в педиатрии и детской хирургии : мат. II Российского конгресса. – М. : Медпрактика-М, 2003. – С.310.*
2. *Кононов В.С., Марков А.С., Абдрахманов Х.И. и др. Вопросы клиники и лечения врожденных пороков развития у детей // Сб. науч. тр. каф. детской хирургии КГМИ. – Т.171. – Бишкек : Илим, 1989. – С.4–8.*
3. *Современное состояние экологии в Кыргызстане : обзорная информация. – Бишкек, 2004. – С.8–16.*
4. *Мониторинг, прогноз и подготовка к реагированию на возможные активизации опасных процессов и явлений на территории Кыргызской Республики и в приграничных районах с государствами Центральной Азии. – Бишкек : Текник, 2006. – С.43, 158–163.*
5. *Шаршенов А.К. Результаты эпидемиологического изучения врожденных пороков развития в промышленном городе // Итоги и перспективы развития современной медицины в контексте XXI века. – Бишкек, 1998. – С.941–953.*

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ОТХОДАМИ УРАНОСОДЕРЖАЩИХ РУД НА ЧАСТОТУ ЭНДЕМИЧЕСКОГО ЗОБА У ДЕТЕЙ

Г.Р. Тойчуева

Институт медицинских проблем ЮО НАН КР, Ош, Республика Кыргызстан, impnankr@rambler.ru

THE EFFECT OF CONTAMINATION OF THE ENVIRONMENT BY URANIUM-CONTAINING ORE WASTES ON THE INCIDENCE OF CHILDREN ENDEMIC GOITER

G.R. Toichueva

Institute of medical problems SB NAS KR, Osh, Kyrgyz Republic

Abstract. *The article deals with data on endemic goiter incidence among three groups of children. Group I consisted of children residing near the uranium waste dumps who used water contaminated by uranium-containing ore wastes, Group II – children residing at the same area who used water from the springs and Group III comprised children residing in ecologically-pure areas.*

Актуальность проблемы. В поселке Шакаптар острая экологическая ситуация обусловлена наличием в жилой зоне поселка нерекультивированных отвалов уранодержащих руд. Рудник, на котором разрабатывались урановые месторождения в 50–70-х гг. прошлого столетия, оставил отходы общим объемом 0,7 млн м^3 [1], расположенные в восьми местах, одно из которых – в горной местности, вдали от населенного пункта, на расстоянии 3–4 км, другое – непосредственно в русле селеопасной и паводкоопасной реки Сумсар, которая их постоянно подмывает. Водами этой реки постепенно выщелачиваются отвалы, загрязняя воду ураном в своем нижнем течении [3]. Остальные шесть отвалов расположены на территории населенных пунктов.

Наиболее чувствительным органом к воздействию радиации является щитовидная железа [2].

Исходя из этих точек зрения, изучение заболеваемости зобом детей является более информативным в оценке загрязнения окружающей среды радионуклидами и с повышенным радиационным фоном, а данные такого изучения способствуют, в дальнейшем, разработке мероприятий, направленных на устранение источников радиации и целенаправленную профилактику йододефицитных заболеваний.

Материалы и методы. Проведены радиологические, клинико-эпидемиологические, статистические исследования.

Обследованию подвергались 268 детей школьного возраста, проживавших вдоль реки Сумсар в поселке Шакаптар и селе Ак-Башат. Обследованные в зависимости от места проживания и употребления воды распределены на три группы.

В первую основную группу вошли 64 ребенка, проживающие возле урановых отвалов, где во время осадков из отвалов вода стекает в огороды, которые загрязняются урановыми отходами, и в реку Сумсар, воду которой население использует для питья, бытовых нужд и полива огородов.

II группу составляли 94 ребенка, проживающие в тех же местах возле отвалов и употребляющие воду из родника.

В III группу вошли 114 детей, проживающих выше вдоль реки Сумсар, где нет отходов и чистая вода.

Измерение радиационного фона проводилось двумя аппаратами:

1) дозиметр РЗС-10 НЗ, Руководство по эксплуатации АБЛК. 412125.013-03 РЭ, Сертификат RU.C.38.002.A № 6376 от 07.06.1999 г.;
2) дозиметр РЗС-10, Н-3 №19, Свидетельство о проверке №2/2008 от 12.03.08 г.

Радиологические исследования проводились в местах отвалов, расположенных среди населенных пунктов:

- два отвала вблизи устья шахты №2, пять небольших отвалов в 1 км к западу от шахты и два отвала на 250 м южнее их;
- один крупный отвал вблизи устья шахты №5 в 300 м от дороги Варзик – Сумсар;
- отвал №3 вблизи шахты №1 в 120 м от русла реки Сумсар на левом берегу;
- отвал №4 вблизи шахты №2 в 100 м от реки по левому берегу;
- самый крупный в Шакаптаре отвал №5, вблизи шахты №3 в пойме реки Сумсар на ее правом берегу.

Обследованные отвалы расположены на поливных землях среди населенных пунктов в 13 местах, занимают 27 га площади. Во время осадков вода попадает в ниже расположенные огородные участки и в реку Сумсар. Некоторые здания шахт используются населением для хранилищ и скотного двора, сеновала.

Таблица 1. *Процент больных зобом среди обследованных детей по группам, полу в зависимости от зоны проживания и употребления воды*

Группы	Девочки					Мальчики					Всего		
	К-во	Зоб	В %	Степень		К-во	Зоб	В %	Степень		К-во	Зоб	В %
				I	II				I	II			
I	34	24	70,6	12	12	30	8	15,4	8	–	64	32	50,0
II	58	28	48,3	14	14	36	4	11,1	2	2	94	32	34
III	60	8	13,3	8	–	54	2	3,7	2	–	114	10	8,7

Полученные результаты и их обсуждения. Проведенные радиометрические исследования показали, что в отвалах радиация достигает 184 мкР/час. В то же время, со слов местного населения, проживающего вблизи отвалов, после дождя и в жаркую погоду из урановых отвалов выделяется специфический запах, после чего у некоторых людей появляются головные боли и тошнота.

В первой основной группе из 64 обследованных детей зоб обнаружен у 32, что составило 50,0%. Из 32 больных зобом, зоб I степени был у 20, что составило 62,5%, и II степени – у 12 (37,5%).

Во второй группе из 94 детей зоб обнаружен у 32, что составило 34% от всех обследованных детей. Количество больных зобом I и II степени было одинаковым.

В третьей группе из 114 детей, проживающих выше вдоль реки Сумсар, где нет отходов, а вода не загрязнена, зоб обнаружен у 10 детей, что составляет 8,7%.У всех больных обнаружен зоб I степени. Более подробные данные выявленного заболевания зобом по группам и полу приведены в таблице 1.

Из таблицы 1 видно, что в I группе детей, проживающих возле урановых отвалов, употреблявших воду из реки Сумсар, загрязненную урановыми отходами, заболеваемость зобом в 5,5 раз выше по сравнению с контролем и в 1,5 раза по сравнению со II группой. В то же время имеется половое различие. Заболеваемость зобом среди девочек в I группе в 5 раз выше по сравнению с контролем и в 1,5 раза чаще в сравнении со II группой. Такая же картина среди мальчиков, где заболеваемость соответственно в 4 и 1,3 раза чаще, чем в контрольной и II группах, соответственно.

В то же время имеется половое различие. Заболеваемость зобом девочек в I и II группах в 2 и 3,5 раза выше, чем в тех же группах у мальчиков, что соответствует литературным данным.

С другой стороны, возможно, это связано с более высокой толерантностью к загрязнению окружающей среды ксенобиотиками организма мальчиков по сравнению с организмом девочек.

При изучении возрастных особенностей в I и II группах эндемический зоб (ЭЗ) выявляли с 3-го класса, а в контроле – с 7-го класса. Здесь тоже имеется половое различие: выявление ЭЗ у девочек отмечено с 3-го класса, а у мальчиков в I группе – с 4-гоо класса, а во II и III группах – с 7-го класса. Самый высокий процент заболеваемости обнаружен в первых двух группах с 7 по 11-й классы, достигая 100% у девочек тех же двух групп. Более подробные данные приведены в таблице 2.

Из таблицы 2 видно, что узловой токсический и диффузный токсический зоб во всех группах не выявлен. Заболеваемость зобом чаще отмечается в старших классах, как правило, в те периоды, когда есть повышенная потребность в йоде, который не восполняется должным образом, но, с другой стороны, возможно, это связано с накоплением в органах и системах, в том числе в эндокринной системе, ксенобиотиков – "урановых отходов". Но этот вопрос требует более детального исследования на гистохимическом уровне.

Таблица 2. *Сравнительные данные и процент выявленных больных зобом по группам, возрасту и по полу обследованных детей*

Кл	Девочки			Мальчики			Всего		
	Г руппы, в %			Группы, в %			Группы, в %		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III
3	100	33,3	–	–	–	–	33,3	16,7	–
4	66,7	50	–	50	–	–	60	25	–
5	66,7	100	–	–	–	–	60	66,7	–
6	100	50	–	–	–	–	33,3	33,3	–
7	100	28,6	25	–	33,3	–	83,3	30	16,7
8	100	100	50	–	33,3	20	71,4	66,7	28,5
9	50	33,3	50	–	–	–	33,3	25	25
10	50	50	50	–	–	–	50	33,3	25
11	33,3	100		–	–	–	33,3	100	25
	70,6	48,3	13,3	15,4	11,1	3,7	50,0	34	8,7

Таким образом, у группы детей, проживающих вблизи урановых отвалов и в зависимости от употребляемой воды, загрязненной урановыми отходами из реки или же воды из родника, заболеваемость зобом обнаружена в 5 и 3,5 раза чаще, чем среди детей, употреблявших чистую воду. У девочек зоб в обеих группах обнаруживался в 2 и 3,5 раз чаще, чем среди мальчиков. Наиболее высокий процент в обеих группах обнаружен с 3 по 11-й классы.

Профилактические мероприятия среди детей, проживающих вблизи урановых отвалов и употребляющих воду, загрязненную урановыми отходами, надо проводить в первую очередь среди девочек, начиная с раннего возраста, у мальчиков – с младших классов, т.е. до клинических проявлений зоба. В перспективе – местным властям обеспечить население в первую очередь чистой питьевой водой и провести рекультивацию урановых отвалов, расположенных вблизи населенных пунктов. Данную биогеохимическую зону следует отнести к зоне риска.

На дальнейших этапах работы планируется исследование в более широком масштабе, а именно, определение радионуклидов, солей и самих тяжелых металлов в окружающей и в биосреде, их взаимосвязь с гистохимическими изменениями в щитовидной железе.

Литература

1. *Айдаралиев Б.Р., Айталиев А.М. и др. Программа действий по комплексному обеспечению радиационно-экологический безопасности населения и территории Кыргызской Республики. – Бишкек, 2003. – 6 с.*
2. *Булдаков Л.А., Калистратова В.С. Радиоактивное излучение и здоровье. – М. : Информ-Атом, 2003. – С.165.*
3. *Современное состояние экологии в Кыргызстане : обзорная информация. – Бишкек, 2004. – С.8–16.*

СОЦИАЛЬНО-ЭКОНОМИЧЕСКИЕ, ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ И ПОЛИТИЧЕСКИЕ АСПЕКТЫ ПЛАНИРУЕМОГО СТРОИТЕЛЬСТВА СЕВЕРСКОЙ АЭС

А.В. Торопов

Сибирское экологическое агентство, Томский Зеленый Крест,
Томск, Россия, altoropov@yandex.ru

SOCIAL, ECONOMIC, ECOLOGICAL AND POLITICAL ASPECTS OF THE PLANNED BUILDING OF SEVERSK NUCLEAR POWER STATION

A.V. Toropov

Siberian Eecological Agency, Tomsk Green Cross,
Tomsk, Russia

В настоящее время в Томской области остро обсуждается вопрос о целесообразности и допустимости размещения в регионе новой атомной электростанции на базе двух реакторов проекта “АЭС 2006”. Для размещения АЭС выбрана площадка в северной части ЗАТО Северск недалеко от села Орловка (рис. 1).

То, как будет решен вопрос о размещении в Томской области атомной электростанции, имеет большое значение для региона в краткосрочной, среднесрочной и долгосрочной перспективе. Лоббисты строительства АЭС перечисляют плюсы его размещения для региона: большие капитальные вложения, налоги, рабочие места для стоящих в очередь на трудоустройство специалистов-атомщиков, абсолютная экологическая и пресловутая энергетическая безопасность. При этом, если разобраться в сути вопроса, то становится понятно, что положительный эффект для региона можно ожидать лишь в краткосрочной перспективе. В долгосрочной перспективе размещение АЭС неминуемо скажется отрицательно на регионе его размещения.

Экономика

До 170 млрд рублей капитальных вложений в строительство Северской АЭС и сопутствующую инфраструк-

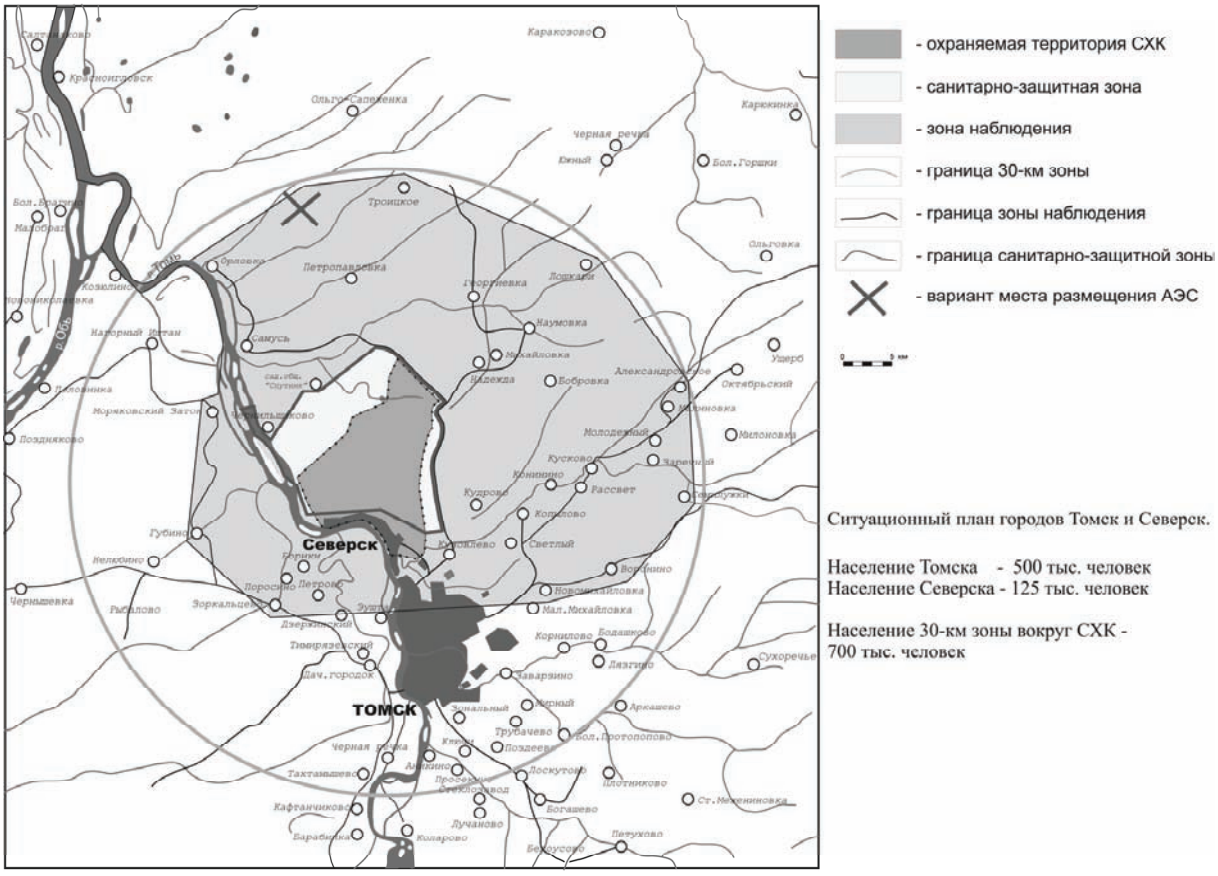


Рис. 1. *Ситуационный план размещения Северской АЭС*

туру обещаны Томской области. Анонсированы цифры отчислений в бюджеты всех уровней при строительстве и эксплуатации АЭС. Что касается целей самих инвестиций, т.е. снабжения Томской области электроэнергией, которая по стоимости сможет конкурировать с другими производителями, а также получения прибыли Государственной корпорацией "Росатом", то здесь все отнюдь не радужно.

Государственные инвестиции в строительство новых энергоблоков российских АЭС не оправдаются даже до уровня нулевой рентабельности. По сути, это закапывание денег в землю с краткосрочным экономическим всплеском во время строительства, но долгосрочными проблемами для регионов размещения АЭС и энергетики страны в целом. Атомные инвестиции в регионы размещения АЭС неминуемо обернутся проблемами обращения с ОЯТ, выводом станции из эксплуатации.

С наибольшими проблемами столкнутся регионы размещения АЭС сразу, как только атомное электричество и тепло будут продаваться за те деньги, которые оно стоит. Когда в цену полученной атомной энергии будут заложены все затраты, включая полную стоимость топлива, расходы на ядерную и радиационную безопасность, обращение с отходами и ОЯТ, вывод станций из эксплуатации с доведением площадки до "зеленой лужайки", плату за выбросы радиоактивных веществ (в настоящее время атомная отрасль – единственная, которая не платит за загрязнение окружающей среды, радионуклиды сбрасываются и выбрасываются в любых количествах бесплатно), атомную энергию просто не будут покупать. В настоящее время существует около 20 схем скрытого субсидирования атомной энергетики России [3]. И это лишь на поддержание отрасли на определенном уровне, а отнюдь не на решение накопившихся проблем.

Причем сказать, сколько реально стоит атомное электричество, весьма затруднительно. Ведь нет точной оценки, во что обойдется полное решение вопроса с ОЯТ и выводом станций из эксплуатации. Конечно, проатомная номенклатура будет максимально оттягивать наступление времени справедливой цены атомной энергии, перекладывая финансирование на плечи госбюджета, но когда это время придет, перед регионами размещения АЭС острейшим образом встанут вопросы перепрофилирования атомградов, трудоустройства специалистов и досрочного выведения станции из эксплуатации. Как будет действовать Администрация Томской области, когда перед ней встанут эти вопросы? Увы, какого-либо плана на этот счет нет.

Экология, безопасность

Безаварийная работа АЭС не принесет существенных дополнительных дозовых нагрузок населению Томской области. Именно существенных, на фоне уже имеющегося влияния пятидесятилетнего функционирования производств СХК [1, 2]. И только безаварийная. Все дело в том, что при тяжелой аварии на АЭС с разрушением корпуса реактора и выходом радиоактивных веществ за пределы промплощадки последствия могут оказаться хуже последствий Чернобыльской катастрофы. Большую роль здесь будут играть метеорологические условия и характер самой аварии.

В презентационных докладах и рекламных буклетах об АЭС можно услышать фразы вроде: "опыт Чернобыля учтен", "реактор имеет повышенную надежность", "до 40% капитальных вложений в безопасность", "реактор с внутренне присущей безопасностью", "вероятность тяжелой аварии один раз в 10 млн лет" и т.д.

На самом деле, принципиально реактор не изменился. Да, это уже не канальный, а легководный реактор, внедрены дополнительные барьеры безопасности. Но это по-прежнему реактор, работающий на принципе избыточной реактивности. Мы не можем перестать подавать топливо в реактор, оно загружается все сразу. Это принципиальное отличие от других источников выработки энергии. Мы сдерживаем и регулируем мощь ядерного топлива, помещенного в активную зону реактора. Сам принцип работы реактора подразумевает "внутренне присущую опасность".

Что касается прогноза вероятности тяжелой аварии с разрушением корпуса реактора и радиоактивным загрязнением окружающей среды, то выполняемость подобных оценок хорошо показала себя 26 апреля 1986 г. Тогда проектировщики давали чуть более пессимистический прогноз: одна авария на реакторе типа РБМК-1000 в 1 млн лет. После Чернобыльской катастрофы прогноз аварий глобального масштаба был статистически изменен: вероятность была повышена на 2 порядка. Только кому от этого стало легче?

И еще об экологической опасности новых АЭС. Пятьдесят лет мировая атомная индустрия обещает решить проблему отработавшего ядерного топлива и, более того, перевести его из разряда проблемы в разряд сырья. Пока что вопрос решен лишь формально и ОЯТ не является отходами де-юре. Переработка ОЯТ остается самым грязным звеном в цепи уранового передела при "безаварийной" работе. А планы сделать экономически эффективный и безопасный реактор на плутониевом топливе (именно из-за содержания плутония атомщики настаивают на статусе ОЯТ как сырья) так и не были осуществлены.

Общественное мнение

В 2008 г. ряд общественных организаций Томска сформулировал ряд условий, при выполнении которых возможно рассматривать вопрос о размещении в Томской области новой АЭС:

1. Необходимо построить и ввести в эксплуатацию объездную железную дорогу для транспортировки опасных химических и радиоактивных материалов в объезд города Томска.
2. В проекте изначально должны быть заложены мероприятия по выводу атомной электростанции из эксплуатации, а также расписаны источники финансирования этих не дешевых работ, составляющих по опыту некоторых стран Запада около половины стоимости капитальных затрат.
3. Все жители 30-километровой зоны вокруг атомной электростанции должны быть застрахованы от возможного ущерба здоровью и утраты имущества в

случае радиационной аварии на АЭС. Страховка должна быть не декларативной, а обеспечивать адекватное возмещение вреда здоровью или материальных потерь.

4. Жители городов Томск и Северск, а также населенных пунктов Томского района, расположенных в 30-километровой зоне вокруг АЭС, должны быть обеспечены современными средствами защиты на случай радиоактивного загрязнения при аварии на АЭС. Примером уровня необходимой защиты может служить система обеспечения индивидуальными средствами защиты населения Израиля.
5. Принятие решения о размещении атомной электростанции может быть реализовано только при условии прямого учета мнения жителей Томска, Северска, Томского района.

По прошествии года эти требования остались без внимания. Администрация Томской области и ГК "Росатом" предпочитают проводить телемосты, ток-шоу по теме строительства АЭС и таким образом создавать видимость работы с общественностью. Вряд ли общественность Томской области долго будет рада такой заботе.

Конечно же, не являются выражением мнения общества результаты общественной экологической экспертизы проекта строительства Северской АЭС, проведенной так называемой "Экологической организацией конкретных дел", известной чередой положительных заключений по ряду экологически опасных проектов.

Выражением мнения общества скорее являются результаты опроса общественного мнения, проведенного "Ромир" в Томске в декабре 2007 г. На вопрос: "Как Вы относитесь к запланированному строительству новой АЭС в Вашем регионе?" – жители Томска ответили так:

- отрицательно – 62%;
- скорее отрицательно – 11%;
- положительно – 12%;
- скорее положительно – 5%;
- затрудняюсь ответить – 10%.

Социальный эффект

Несмотря на абсолютный перевес в информационных ресурсах лоббистов строительства атомной электростанции томичи не верят рекламе светлого будущего с АЭС. Той самой бабе Маше, проживающей в Томске, совершенно безразлично – будет ли энергосистема Томской области энергоизбыточной или энергодефицитной. Также ей безразличны все слоганы о прогрессе.

Бабе Маше важно, сколько ей приходится платить за отопление и освещение ее квартиры или дома. Если вместо 170 млрд рублей, запланированных на строительство АЭС, в энергосбережение Томской области вложить 17 млрд рублей, то квартира бабы Маши станет на 10% менее энергозатратной. Такое решение баба Маша будет приветствовать. Также баба Маша будет приветствовать снижение стоимости электрической и тепловой энергии. Только размещение АЭС ни первого, ни второго не гарантирует.

Скорее наоборот, лоббируя строительство источника энергии с установленной электрической мощностью 2300 МВт, что почти в два раза превышает современное потребление Томской области, чиновники и бизнесмены, лоббировавшие АЭС, будут всячески стараться увеличить энергопотребление и стоимость энергии.

Политика

Что касается политических аспектов, то до определенного времени позиция Администрации Томской области по вопросу строительства Северской АЭС будет способствовать упрочнению связей с федеральным центром. На протяжении 10–20 лет это будет положительно влиять на разрешение вопросов по участию Томской области в различных программах, финансируемых из федерального бюджета.

Со временем экономические реалии слишком очевидно покажут финансовую несостоятельность атомной энергетики России и мира в целом. Томская область не получит обещанного экономического эффекта от строительства АЭС. Напротив, участие в программе строительства новых ядерных энергоблоков уменьшит шансы Томской области на участие в действительно перспективных неядерных проектах развития.

Благоприятный сценарий развития событий

Обсуждаемое сегодня строительство АЭС в Томской области не является самоцелью. Помимо прямого экономического эффекта в виде государственных инвестиций в областную экономику, проект по строительству Северской АЭС должен соответствовать долгосрочным целям устойчивого развития Томской области и России в целом.

Исходя из сложившейся ситуации, одним из наиболее благоприятных для Томской области вариантов развития событий можно считать следующий: положительное решение вопроса по размещению Северской АЭС, освоение части средств, в первую очередь в инфраструктуру для АЭС (дороги, жилье, объекты социальной сферы), но заморозку, а затем и полное прекращение строительства.

Откуда же российские регионы и Томская область в частности будут получать энергию? Основным источником энергии в краткосрочной и долгосрочной перспективе будет природный газ. Для увеличения производства энергии от сжигания газа не обязательно увеличивать его добычу. В первую очередь необходимо модернизировать ТЭЦ, работающие на газе, с увеличением КПД его использования. Сценарий развития энергетики России на основе увеличения эффективности использования природного газа был разработан российскими "зелеными" и передан во все профильные министерства [4]. Также необходимо собирать и использовать весь попутный газ, сжигаемый сегодня при нефтедобыче. В настоящее время в Западной Сибири сжигается природного газа около 9 ГВт установленной мощности в эквиваленте производства электроэнергии.

Для руководства российских регионов эти два предложения кажутся менее привлекательными, т.к. им прямо сейчас не обещают подобной модернизации в тепловой энергетике и нефтедобывающей отрасли, да и

объем возможных к пресловутому освоению инвестиций будет гораздо меньше. Однако современные экономические реалии заставят отказаться от многих планов по освоению миллиардов долларов на новые мега-стройки.

Будущее энергетики стран, желающих построить современную экономику с высоким уровнем жизни человека, – в эффективном использовании ископаемых энергоресурсов, энергосбережении и развитии возобновляемых источников энергии. Очень хочется, чтобы Россия стала одной из таких стран.

Литература

1. *Ильинских Н.Н. Медико-биологическое обследование населения в 30-километровой зоне СХК и оценка дозовых нагрузок методами биодозиметрии // После холодной войны: разоружение, конверсия и безопасность : сб. докл. 2-й Междунар. радиоэкологической конф. – Красноярск, 1995. – С.251–255.*
2. *Ильинских Н.Н., Васильева О.А., Найденова Н.Н. и др. Анализ эксцизионной ДНК-репарации, уровня цитогенетических изменений и интерфероногенеза в крови людей, проживающих в зоне влияния СХК // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. междунар. конф., Томск, 22–24 мая 1996 г. – Томск : Изд-во ТПУ, 1996. – С.321–325.*
3. *Сколько стоит ядерное электричество. – М. : Совет Гринпис, 2004. – 24 с.*
4. *Сокращение потребления природного газа и перспективы электроэнергетики: "атомный" и "парогазовый" сценарии. – М. : Совет Гринпис, 2006. – 24 с.*

ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫЕ РЕЗУЛЬТАТЫ ИЗУЧЕНИЯ БЕЗОПАСНОСТИ ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ НА РЕКЕ ТОМИ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ СХК ПОСЛЕ ОСТАНОВКИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ПЛУТОНИЕВЫХ РЕАКТОРОВ

А.В. Торопов

Сибирское экологическое агентство, Томский Зеленый Крест,
г. Томск, Россия, altoropov@yandex.ru

PRELIMINARY RESULTS OF STUDYING THE SAFETY OF NATURE MANAGING AT THE TOM-RIVER WITHIN THE ZONE OF INFLUENCE OF SIBERIAN CHEMICAL PLANT AFTER STOPPING THE INDUSTRIAL PLUTONIUM REACTORS

A.V. Toropov

Siberian Eecological Agency, Tomsk Green Cross,
Tomsk, Russia

5 июня 2008 г. был остановлен последний промышленный плутониевый реактор на Сибирском химическом комбинате. На СХК нарабатывали оружейный плутоний всего пять промышленных реакторов (в скобках приведены годы работы): И-1 (1955–1990 гг.), ЭИ-2 (1958–1991 гг.), АДЭ-3 (1961–1992 гг.), АДЭ-4 (1964–2009 гг.), АДЭ-5 (1965–2009 гг.). Несмотря на принятое в 1990 г. решение о прекращении наработки оружейного плутония, реакторы АДЭ-4 и АДЭ-5 продолжали работать до 2009 г., т.к. от них зависело теплоснабжение около 25% г. Северска и около 50% теплоснабжения жилого фонда г. Томска.

В 2009 г. в результате модернизации, проведенной благодаря финансовой помощи США, была увеличена мощность ТЭЦ СХК, что позволило закрыть дефицит тепловой энергии для г. Северска. Выбывшая тепловая мощность ядерных реакторов для г. Томска была замещена введенными в эксплуатацию дополнительными мощностями Томского филиала ТГК-11.

Радиоэкологическая ситуация

Сброс техногенных радионуклидов вместе со сточными водами в реку Томь являлся самым значимым путем поступления радионуклидов в окружающую среду, доступную для человека [3]. До 1990 г. основным виновником радиоактивного загрязнения реки Томь техногенными радионуклидами был реактор И-1, имеющий прямоточную систему охлаждения. Начиная с 1990 г., основным источником поступления радиоактивных веществ в открытую гидросеть реки Томи стала сбросная вода прямоточной системы охлаждения стержней управления защитой (СУЗ) северских плутониевых реакторов.

До момента прекращения сброса охлаждающей воды СУЗ основными техногенными радионуклидами, поступающими в р. Томь, были короткоживущие радионуклиды активационной природы: натрий-24, фосфор-32 и нептуний-239, что следовало из официальной информации [1, 8] и подтверждалось нашими исследованиями [3–5]. Помимо этого в различных объектах экосистемы нижней Томи ниже устья сбросов СХК фиксировалось присутствие и других короткоживущих радионуклидов (мышьяк-74, йод-131, железо-59 и др.), отсутствующих в официальных отчетах СХК, однако многократно обнаруженных нами в воде и объектах водной биоты [7]. Кроме того, в донных осадках, пойменной почве, водной биоте и, прежде всего, в гидрофитах фиксировалось присутствие долгоживущих радионуклидов осколочной и активационной природы: цезия-137, цезия-134, европия-152, европия-154, плутония-239, америция-241 и некоторых других [6].

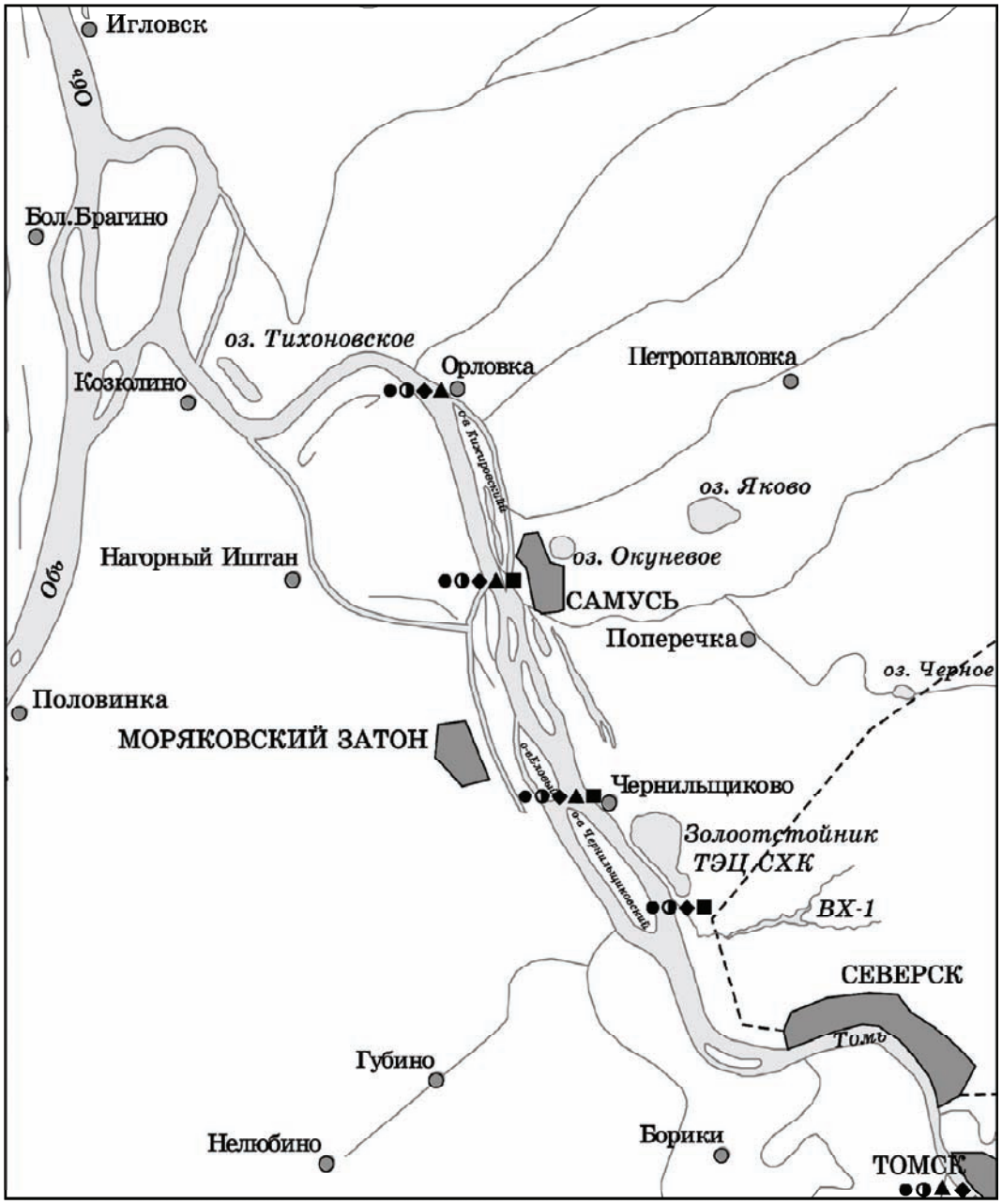
Естественно, что сразу после остановки всех промышленных плутониевых реакторов встал вопрос о том, как изменилась радиоэкологическая ситуация на нижней Томи.

Благодаря финансовой и организационной поддержке Швейцарского Зеленого Креста и Российского Зеленого Креста в 2008 г. были проведены натурные исследования радиоэкологической ситуации в экосистеме нижней Томи.

На участке реке Томи от коммунального моста до села Орловка (рис. 1) были отобраны следующие виды проб:

- вода;
- рыба бентосоядная (карась Carassius auratus, лещ Abramis brama);
- рыба хищная (щука Ezox ezox);
- донные отложения;
- пойменная почва;
- пойменная травянистая растительность (без определения вида).

Определение содержания радионуклидов в объек-



Условные обозначения: ▲ - створ отбора проб воды; ● - проба почвы; ◑ - проба донных осадков; ■ - проба пойменной растительности; ◆ - проба рыбы; [- - -] - граница территории СХК.

Рис. 1. *Схема отбора проб*

Таблица 1. *Содержание трития в воде реки Томи (пробоотбор: ноябрь 2008 года), Бк/л*

Пункт	Содержание трития	Погрешность	Гигиенический норматив (КУ, УВ)
Коммунальный мост (контроль)	9,9	(35%)	МЗУА 10^6 (НРБ-99)
р. Ромашка (устье сбросов)	15,5	(25%)	
пос. Самусь	16,5	(23%)	
с. Орловка	17,0	(23%)	

Таблица 2. *Содержание радионуклидов в мышечной ткани рыб р. Томи, Бк/кг сырой массы*

Пункт	До остановки реакторов, 2002 г.		После остановки реакторов, 2008 г.		
	Sr-90	Zn-65	Sr-90	Zn-65	P-32
Коммунальный мост (контроль)	≤ 0,1	≤ 1	≤ 0,1	≤ 1	≤ 1
р. Ромашка (устье сбросов)	5,5	1650	0,7	162	
с. Чернильщиково	–	867	0,4	103	
с. Орловка	–	378	3	4	

тах среды проводилось в аккредитованных лабораториях:

- общий гамма-спектрометрический анализ – лаборатория радиационной безопасности ОГУ "Облкомприрода" (г. Томск);
- определение содержания трития и фосфора – лаборатория радиоэкологии Института биофизики СО РАН (г. Красноярск);
- определение содержания изотопов плутония и стронция-90 – лаборатория изотопных методов анализа АСИЦ ВИМС (г. Москва).

Таблица 3. *Содержание изотопов плутония в объектах экосистемы р. Томи, Бк/кг*

Объект	Пункт	До остановки реакторов, 2002 г.		После остановки реакторов, 2008 г.	
		$^{239+240}$Pu	^{238}Pu	$^{239+240}$Pu	^{238}Pu
Донные отложения, урез берега (на сырой вес)	устье р. Ромашка	20,6	0,36	452±49	6,1±1,3
	с. Чернильщиково	–	–	0,8±0,5	≤ 0,3
	пос. Самусь	–	–	6,9±1,6	≤ 0,3
Пойменная травяная растительность (зола)	устье р. Ромашка	–	–	106±11	1,5±0,9
	с. Чернильщиково	–	–	≤ 0,5	≤ 0,5
	пос. Самусь	–	–	2,0±1,0	≤ 0,5

Проект был запущен по прошествии четырех месяцев после остановки последнего реактора СХК. Поэтому в биопробах и воде не был обнаружен наиболее важный биогенный радионуклид фосфор-32 (период полураспада равен 14,5 суткам).

Тритий не фигурировал в отчетах официальных органов среди перечня сбрасываемых в реку Томь радионуклидов [3]. В литературных источниках нам также не удалось найти данные независимых исследователей по содержанию трития в зоне сбросов СХК.

Современное содержание трития в воде нижней Томи представлено в таблице 1. И хотя содержание трития в воде ниже устья сбросов СХК превышает таковое в условно фоновом районе почти в два раза, но оно гораздо ниже действующих гигиенических нормативов.

К сожалению, отсутствуют результаты независимых исследований по содержанию в объектах ихтиофауны р. Томи важного биогенного радионуклида фосфора-32. Наши данные по содержанию в рыбах р. Томи стронция-90 в период до остановки реакторов АДЭ-4, АДЭ-5 ограничены участком выпуска сточных вод СХК в р. Томь.

Мы имеем собственные данные по содержанию в рыбах цинка-65 в период до остановки и после остановки северских реакторов. Этот показатель после остановки значительно уменьшился (табл. 2).

Содержание плутония в донных отложениях устья сбросов превышает таковое ниже по течению р. Томи на два порядка (табл. 3). Что, видимо, объясняется усиленной седиментацией в районе устья сбросов и, наоборот, более интенсивной миграцией донных осадков в р. Томи по сравнению с р. Ромашкой. Что касается меньшего содержания изотопов плутония в донных осадках устья сбросов в 2002 г. по сравнению с 2008 г., то это объясняется большой неравномерностью распределения плутония в донных осадках по площади.

В результате остановки последних двухцелевых ядерных реакторов СХК в экосистеме р. Томи радиоэкологическая ситуация объективно улучшилась. Оценку безопасности природопользования в районе нижней Томи можно будет сделать после расчета вклада ТРН из сбросов СХК в формирование дополнительных доз облучения населения прибрежных поселков.

Нерешенными вопросами по настоящее время остаются:

- ретроспективная оценка масштабов и характера сброса радиоактивных веществ в речную систему "р. Томь – р. Обь" в период до 1992 г.;
- оценка дополнительных доз облучения жителей прибрежных населенных пунктов рр. Томь и Обь ниже по течению от устья сбросов СХК в тот период;
- необходимость реабилитационных медицинских мероприятий для населения.

Литература

1. *Зубков Ю.А., Адам А.М., Коняшкин В.А. Об экологических последствиях деятельности Сибирского химического комбината // Экологич. оценка территории ЗАТО Северск и 30-км зоны СХК : мат. научно-практ. конф. – Томск : Изд-во ТГУ, 2000. – С.149–154.*
2. *Леонова Г.А., Бобров В.А., Ковалев С.И. и др. Биомониторинг*

техногенных радионуклидов в ближней зоне влияния Сибирского химического комбината // Экологические проблемы промышленных регионов : сб. науч. статей. – Екатеринбург : Изд-во УрО РАН, 2003. – С.190–192.

3. *Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2001 году : ежегодник. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2002. – 225 с.*
4. *Рихванов Л.П. Радиоэкологическая обстановка на территории бассейна р. Обь // Обской вестник : научно-практ. журн. – Барнаул, 1996. – С.60–69.*
5. *Торопов А.В., Зубков Ю.Г. Радиоактивное загрязнение рек Томь и Ромашка // Экология пойм сибирских рек и Арктики : тр. II совещ., 22–26 ноября 2000 г. – Томск : STT, 2000. – С.143–147.*
6. *Торопов А.В., Зубков Ю.Г., Котова О.П. К вопросу о биогеохимической миграции техногенных радионуклидов в районах сброса сточных вод ПЯТЦ // Медицинские и экологические эффекты ионизирующей конференции (к 15-летию аварии на Чернобыльской АЭС) : мат. I междунар. научно-практ. конф., 21–22 июня 2001 г., Северск-Томск. – Томск, 2001. – С.152–153.*
7. *Торопов А.В., Сухоруков Ф.В., Ковалев С.И. и др. Техногенные радионуклиды в воде и донных отложениях Нижней Томи // Вестн. Том. гос. ун-та / приложение : мат. науч. конф. "Проблемы геологии и географии Сибири" (2–4 апреля 2003 г.). – Томск, 2003. – Т.5, №3. – С.220–222.*
8. *Экологический мониторинг. Состояние окружающей природной среды Томской области в 2004 году : обзор / Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды ; ОГУ "Облкомприрода" Администрации Томской области. – Томск : DisignBand ; Атри 2005. – 180 с.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА

А.В. Трапезников, И.В. Молчанова, Е.Н. Караваева, В.Н. Трапезникова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, BFS_ZAR@mail.RU

RADIOECOLOGICAL INVESTIGATIONS IN THE URALS REGION

A.V. Trapeznikov, I.V. Molchanova, E.N. Karavaeva, V.N. Trapeznikova

Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Sciences,
Urals Division, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *The behaviour of some technogenical long living radionuclides in the freshwater and terrestrial ecosystems of radioactive contaminated areas within Urals region has been investigated. There were examined the Techa River contaminated by radionuclides for all over its stretch, the territory of the Eastern Urals Radioactive Trace and the 30-km zone of regularly operating Beloyarskaya NPP. It was revealed the peculiarities of ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238-240}Pu$ migration, accumulation and transformation in the components of the freshwater and terrestrial ecosystems. With using mathematical modelling the integral inventories of radionuclides for the main links of the investigated ecosystems were calculated.*

В XX в. глобальное радиоактивное загрязнение стало одним из экологических факторов, воздействующих на биоту. В связи с этим весьма актуальны проблемы биогеохимической миграции техногенных радионуклидов, вовлекаемых в биологический круговорот на разных этапах ядерно-топливного цикла. В зонах воздействия ядерно-энергетических предприятий России оказались обширные пространства с различными ландшафтно-климатическими условиями и разнообразными природно-территориальными комплексами. В этом плане особое место занимает Уральский регион; северная его часть испытывает воздействие ядерного полигона на Новой Земле, средняя и южная – производственного объединения "Маяк", где в 50–60-е гг. XX в. имели место крупные радиационные аварии и инциденты. Так, в первые годы реализации ядерной программы СССР (1949–1952 гг.) это предприятие проводило ненормированный сброс жидких радиоактивных отходов в р. Течу. Всего было сброшено 76 млн м^3 сточных вод общей радиоактивностью порядка 10^{17} Бк. Это привело к загрязнению самой реки и ее пойменных ландшафтов; часть радионуклидов поступила в Обь-Иртышскую речную систему, сопряженную с загрязненной рекой общим стоком. Авария 1957 г. на ПО "Маяк" сопровождалась выбросом в атмосферу около 74×10^{15} Бк смеси радиоактивных осколочных элементов. В результате сформировался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), максимальная протяженность которого составила 300 км. Спустя 50 лет после аварии основным загрязнителем экосистем на территории ВУРСа остался ^{90}Sr. В 1967 г. на ПО "Маяк" произошел еще один крупный ядерный инцидент. С берегов оз. Карачай – открытого хранилища высокорадиоактивных отходов – ветровым сдувом с донными отложениями было рассеяно на значительные расстояния около 17×10^{12} Бк преимущественно ^{137}Cs. В настоящее время на Урале функционирует несколько ядерных реакторов и мощных центров по переработке и захоронению ядерных отходов. Одним из крупных промышленных объектов Уральского региона является Белоярская атомная электростанция (БАЭС), расположенная вблизи городов Екатеринбург и Асбест.

Воздействию техногенных радионуклидов различного генезиса в первую очередь подвергаются водные и наземные экосистемы – основные планетарные узлы, обеспечивающие условия проявления жизни. Важнейшим компонентом водных экосистем являются донные отложения, а наземных – почвенно-растительный покров. Именно в них формируются наиболее высокие запасы радионуклидов, в результате чего эти максимально насыщенные жизнью компоненты экосистем на долгое время становятся основным депо радионуклидов. Огромную потенциальную опасность представляет сосредоточение средне- и низкоактивных жидких отходов в открытых водоемах. Наличие таких водоемов-храни-

лищ жидких отходов приводит к поступлению радионуклидов в грунтовые и подземные воды.

Цель настоящей работы заключалась в изучении особенностей поведения ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ в пресноводных экосистемах и почвенно-растительном покрове территорий Уральского региона, загрязненных в результате аварийных ситуаций и штатной работы предприятий ядерно-энергетического комплекса.

Материал и методика

Многолетними радиоэкологическими исследованиями были охвачены р. Теча и ее пойма на всем их протяжении, территория Восточно-Уральского радиоактивного следа, а также в 30-километровая зона наблюдения Белоярской АЭС.

Река Теча, общей протяженностью 240 км, берет начало в оз. Иртяш (Челябинская обл.), в верхнем течении охватывает территорию ядерного предприятия "Маяк" и впадает в р. Исеть (Курганская обл.). Было проведено обследование самой реки, прирусловой и центральной поймы по обоим ее берегам. При этом условились к прирусловой пойме отнести прибрежную зону шириной 10 м, а к центральной – смежную с ней 40-метровую полосу. Результаты многолетних радиоэкологических исследований р. Теча позволили оценить особенности распространения долгоживущих радионуклидов (^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{239,240}Pu$) в трех направлениях: вдоль реки, по ширине затопляемой зоны, а также по глубине донных отложений и почв.

В пределах Восточно-Уральского радиоактивного следа была заложена трансекта, совпадающая с центральной осью следа. Общая ее протяженность составляла 100 км. Исходя из принципа ранжирования [5], трансекта в градиенте загрязнения была условно разделена на импактную и буферную зоны. Первая (протяженностью 30 км) охватывала "головную" часть следа в пределах Восточно-Уральского государственного радиационного заповедника (ВУГЗ), а вторая располагалась вдоль центральной оси ВУРСа от заповедника до северной границы Каменского района Свердловской области. На этой территории расположена группа озер – Тыгиш, Большой Сунгуль и Червяное. Эти мелководные водоемы, со слабо изрезанной береговой линией, загрязнены радионуклидами в различной степени.

Работа Белоярской АЭС в штатном режиме также сопровождается поступлением в окружающую среду с газоаэрозольными выбросами и жидкими сбросами определенного набора радионуклидов и, как следствие, формированием зон с повышенным содержанием загрязнителей. Для оценки вклада газоаэрозольных выбросов БАЭС в загрязнение почвенно-растительного покрова в 30 км зоне наблюдения располагали реперные участки с учетом розы ветров, на разном расстоянии от промплощадки. Кроме того, были проведены радиоэкологические исследования Ольховской болотно-речной экосистемы, в которую длительное время (около 40 лет) ведется контролируемый сброс слаборадиоактивных дебалансных вод АЭС. Эта экосистема, расположенная в 5 км к юго-востоку от Белоярской АЭС, включает в себя Ольховское болото с прилегающими к нему заболоченными участками и вытекающую небольшую речку Ольховку – приток р. Пышмы. Общая площадь болота составляет около 0,3 км^2. В ходе многолетнего (1978–2007 гг.) радиоэкологического мониторинга было установлено, что донные отложения Ольховского болота содержат повышенные количества ^{60}Co, ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{239,240}Pu$ [2, 3]. Расчеты показали, что запас долгоживущих радионуклидов (преимущественно ^{137}Cs) в донных отложениях болота составляет около $3{,}7 \times 10^{12}$ Бк. Отмеченное обстоятельство превращает Ольховское болото в потенциальный источник загрязнения почвенно-растительного покрова сопредельных территорий.

Во всех случаях при проведении радиоэкологических исследований образцы воды из исследуемых пресноводных экосистем отбирали в трех повторностях по 200 литров каждая. Отобранные пробы, после их подкисления, выпаривали до сухого остатка и озоляли. Отбор проб донных отложений осуществляли с помощью пробоотборника. В ходе обследования почвенно-растительного покрова закладывали реперные участки с фиксированными географическими координатами и учетом розы ветров. Такие участки долговременных наблюдений выбирали в различных типах экосистем на разном расстоянии от источника загрязнения. Отбор проб проводили методом "конверта". Образцы почв отбирали из почвенных разрезов 5 см слоями с учетом площади и границ генетических горизонтов. Надземную массу (3–5 кг) разнотравья или отдельных видов травянистых растений срезали в непосредственной близости от почвенных разрезов.

По такой же схеме было проведено опробование водоемов, почв и растений на контрольных участках, которые располагались за пределами воздействия источников загрязнения.

Определение ^{137}Cs в отобранных образцах проводили на многоканальном гамма-анализаторе с германиевым полупроводниковым детектором фирмы "Canberra Packard" (США) с пределом обнаружения 1 Бк/кг. Статистическая ошибка измерений – не более 15%. Содержание ^{90}Sr определяли радиохимическим методом по ^{90}Y. Для радиометрии препаратов использовали установку УФМ-2000 (предел обнаружения 0,2 Бк/кг). Содержание изотопов плутония в пробах также определяли радиохимическим методом, включающим их выделение на ионообменной смоле и электролитическое осаждение. Измерение проводили на спектрометре типа Alpha Analyst с полупроводниковыми детекторами (PIPS) и программным обеспечением GENIE-2000. Нижний предел определения составлял 0,1 Бк/кг. Полное описание методик приведено в работе [5]. При оценке уровней загрязнения использовали следующие параметры: удельная радиоактивность (Бк воздушно-сухой массы); плотность загрязнения (запас) – суммарное содержание радионуклидов в обследованной части стратиграфической колонки донных отложений или почвенного профиля, нормированное на единицу площади (Бк/м^2); интегральный запас – содержание радионуклидов в компонентах водных и наземных экосистем определенной акватории или территории (Бк). Важно отметить, что фактическое фоновое содержание ^{90}Sr в почвах конт-

рольных участков и в целом Уральского региона составляет 1,5–3,0 кБк/м^2, а ^{137}Cs и ^{239,240}Pu – соответственно 6–8 и 80–200 Бк/м^2.

Результаты и их обсуждение

Р. Теча. В результате исследований особенностей поведения ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в р. Теча и ее пойме, проведенных совместно с сотрудниками Уральского научно-практического центра радиационной медицины (г. Челябинск), была получена интегральная картина современной радиоэкологической ситуации в этом регионе [7]. Так, за 40-летний период исследований содержание ^{90}Sr в воде реки в районе с. Муслюмово снизилось от 350 до 5–10 Бк/л, а ^{137}Cs – от 150 до 0,6 Бк/л. Речные грунты загрязнены в большей степени ^{137}Cs, чем ^{90}Sr. В верховьях реки эти различия достигают двух порядков, а в низовьях они сглаживаются. Изменение запасов ^{90}Sr вдоль по течению реки аппроксимируется линейной функцией и в среднем удерживается на уровне 100–250 кБк/м^2. Запасы ^{137}Cs в донных отложениях снижаются по мере удаления от источника загрязнения от 1500 до 50 кБк/м^2. Интегральные запасы радионуклидов в грунтах р. Теча равны 0,3x10^{12} и 6,0x10^{12} Бк для ^{90}Sr и ^{137}Cs соответственно.

Содержание ^{90}Sr в 0–50 см слое почв прирусловой поймы также снижается с расстоянием от 1000 до 100 кБк/м^2. Отмеченная зависимость описывается степенной функцией с коэффициентом детерминации R^2=0,31. В почвах центральной поймы достоверного изменения запасов этого нуклида с расстоянием не обнаружено, что позволило рассчитать среднее значение – 190,5 кБк/м^2. Для менее активного мигранта ^{137}Cs снижение запасов в пойменных почвах с расстоянием выражено более отчетливо (R^2=0,75); в крайних пунктах наблюдения различия в их величинах достигают 5 порядков и составляют 1000000 и 50 кБк/м^2. Максимальный уровень загрязнения почв ^{137}Cs приурочен к прирусловой пойме. Для ^{239,240}Pu отмечена высокая вариабельность его запасов как в прирусловой (0,12–100,0 кБк/м^2), так и в центральной (0,09–24,0 кБк/м^2) пойме. Наибольшая плотность загрязнения наблюдается в почвах верхнего течения реки. По мере удаления от источника загрязнения она постепенно снижается, и на расстоянии 214 км не отличается от фонового уровня

На основании полученных данных, с применением математических моделей [7] рассчитали интегральные запасы радионуклидов в пойменных почвах (табл. 1). Видно, что ^{137}Cs, являясь основным загрязнителем, аккумулируется в прирусловой пойме, ^{90}Sr равномерно распределяется по ширине обследованной полосы, а для ^{239,240}Pu отмечено преимущественное накопление в почвах центральной поймы.

Анализ растительного материала не выявил четко выраженной зависимости изменения содержания радионуклидов с увеличением расстояния от источника загрязнения. Отмечены лишь крайне низкие (12–40 Бк/кг) концентрации ^{137}Cs в растениях, обусловленные тем, что в пойменных почвах этот нуклид находится в малоподвижной, фиксированной форме [5].

Восточно-Уральский радиоактивный след. В пределах ВУРСа, на территории импактной зоны запас ^{90}Sr в 0–40 см почвенном профиле снижается с 29,3 до 0,4 МБк/м^2 с увеличением расстояния от ПО “Маяк”. В почвах буферной зоны на расстоянии 100 км от источника загрязнения он составляет 10–60 кБк/м^2, что в 5–30 раз превышает контрольный уровень. Средняя плотность загрязнения почвенного покрова импактной зоны ^{137}Cs в 20–30 раз меньше чем ^{90}Sr; с расстоянием она изменяется от 858,5 до 22,0 кБк/м^2, а в пределах буферной зоны, как правило, удерживается в диапазоне 6–16 кБк/м^2. В целом подобные закономерности пространственного распределения отмечены и для $^{239, 240}$Pu, однако его содержание в буферной зоне не превышает фонового уровня.

Установленная зависимость между содержанием радионуклидов в почвах и удаленностью от источника загрязнения наилучшим образом описывается экспоненциальными уравнениями при R^2=0,66, 0,60 и 0,61 соответственно для ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu. Используя найденные функции [6], количественно оценили интегральные запасы радионуклидов в почвах обследованной территории (табл. 2). Видно, что в почвах импактной зоны сосредоточено основное количество ^{90}Sr (75%) и изотопов плутония (70%). В то же время большая часть (77%) ^{137}Cs приходится на буферную зону, в загрязнение которой значительный вклад внес Карачаевский инцидент 1967 г.

С использованием собственных и литературных данных были построены математические модели, описывающие изменение концентрации и запасов радионуклидов в воде всех обследованных озер. Эти изменения описываются регрессионными уравнениями с довольно высокими коэффициентами детерминации. Отметим, что в настоящее время содержание ^{90}Sr в воде наиболее загрязненного оз. Тыгиш в 10 раз, а содержание ^{137}Cs в 700 и более раз ниже нормативного уровня для питьевой воды (НРБ-99). То же самое справедливо и для воды двух других озер.

Снижение со временем концентрации нуклидов в воде загрязненных озер в несколько раз превышает уменьшение, обусловленное их естественным распадом. Это является следствием перераспределения заг-

Таблица 1. *Интегральные запасы радионуклидов в пойменных почвах, ТБк*

Пойма р. Течи	^{90}Sr	^{137}Cs	^{239,240}Pu
Прирусловая	1,7	14,7	0,02
Центральная	2,8	8,3	0,04
Вся пойма	4,5	23,0	0,06

Таблица 2. *Интегральные запасы радионуклидов в почвах ВУРСа, ТБк*

Территория	^{90}Sr	^{137}Cs	^{239,240}Pu
Импактная	428,2	15,1	1,2
Буферная	143,0	51,0	0,5
Всего	571,2	66,1	1,7

рязнителей по компонентам озерных экосистем, а именно – их переходом в донные отложения и гидробионты. Проведенный с помощью математического моделирования расчет запасов радионуклидов в донных отложениях водоемов позволил оценить их в широком временном диапазоне и дать прогноз до 2057 г. Ниже приведены интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в донных отложениях озер в 2007 г. (ГБк):

Озеро	^{90}Sr	^{137}Cs
Тыгиш	46,8	2,2
Большой Сунгуль	21,8	1,1
Червяное	11,5	2,4

Они составляют 78–97% от суммарного запаса радионуклидов в водоемах. Таким образом, донные отложения, являющиеся основным депо радионуклидов, выполняют барьерную роль, препятствуя рассеянию излучателей в окружающую среду.

Растения импактной территории аккумулируют ^{90}Sr, как правило, в меньшей степени по сравнению с растениями других участков. В специальных опытах было показано, что в почвах импактной зоны, на фоне относительно низкого содержания водорастворимого ^{90}Sr, формируется пул прочно связанных, менее доступных растениям соединений этого радионуклида [6]. Кроме того, можно предполагать, что особенности накопления ^{90}Sr сформировались у растений в процессе отбора при длительном воздействии радиационного фактора.

Белоярская АЭС. В результате многолетнего радиоэкологического мониторинга наземных экосистем в 30 км зоне наблюдения Белоярской АЭС, установлено отсутствие заметного вклада газоаэрозольных выбросов в загрязнение почвенно-растительного покрова ^{90}Sr и ^{137}Cs [1, 2, 4]. С 1988 г. на БАЭС при эксплуатации БН-600 осуществляется программа перехода на использование смешанного уран-плутониевого топлива (mixed-oxide fuel или МОКС-топливо). Учитывая это, на современном этапе исследований в 30 км зоне БАЭС проводится мониторинг $^{238\text{-}240}$Pu. Результаты исследований показали, что в настоящее время содержание этого нуклида в почвенном покрове удерживается на уровне 8–165 Бк/м, который характерен для Уральского региона.

В программе радиоэкологического мониторинга 30 км зоны Белоярской АЭС, особое внимание уделяется наземным экосистемам, сопредельным с Ольховской болотно-речной экосистемой. Показано, что запас ^{137}Cs в 0–10 см слое приболотных почв, испытывающих периодическое затопление водами болота, составляет 63,7 кБк/м^2, что на порядок выше, чем на участках, удаленных на расстояние 0,5 км, а содержание в них плутония варьирует от 80 до 130 Бк/м^2. Хотя последние значения укладываются в размах колебаний регионального фона, почвенный покров, примыкающий к Ольховской болотно-речной экосистеме, загрязнен плутонием в большей степени, чем почвы контрольных участков.

Известно, что вклад различных источников в загрязнение компонентов природной среды изотопами плутония в первом приближении можно оценить по величине изотопного отношения ^{238}Pu/^{239,240}Pu. В глобальных выпадениях из атмосферы оно составляет 0,02–0,03. Для сбросов станции эта величина была определена на основании многолетних измерений концентраций изотопов плутония в донных отложениях начала Ольховского болота, и в среднем составляла 0,8 [3]. Полагая, что загрязнение обследуемой территории в районе Ольховского болота сформировалось в результате поступления глобальных выпадений и жидких сбросов станции, рассчитали вклад каждого из источников в загрязнение компонентов природных экосистем. Проведенные расчеты показали, что вклад БАЭС в загрязнение донных отложений болота достигает 61,4–96,6%, на расстоянии 25 м от берега он не превышает 3,4%, а на удалении 500 м не обнаружен.

Выводы

1. Проведенные исследования показали, что в обследованном регионе сохраняется напряженная радиоэкологическая ситуация. Интегральные запасы ^{90}Sr и ^{137}Cs в грунтах р. Теча равны 0,3 и 6,0 ТБк соответственно. В пойменных почвах они составляют: 4,5 ТБк для ^{90}Sr, 23 ТБк для ^{137}Cs и 0,06 ТБк для ^{239,240}Pu. Являясь основным загрязнителем пойменных почв, ^{137}Cs аккумулируется в прирусловой части, ^{90}Sr равномерно распределяется по ширине поймы, а ^{239,240}Pu преимущественно накапливается в почвах центральной поймы
2. Интегральные запасы ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu в обследованных почвах ВУРСа соответственно равны 571,2, 66,1 и 1,7 ТБк, а содержание радионуклидов в воде озер, приуроченных к центральной оси следа, в настоящее время в 10 (^{90}Sr) – 700 (^{137}Cs) раз ниже нормативов, установленных для питьевой воды. Запасы радионуклидов в донных отложениях составляют 78–97% от их суммарного содержания в водоемах.
3. Газоаэрозольные выбросы станции не вносят заметного вклада в загрязнение почвенно-растительного покрова сопредельных наземных экосистем. Отмечено загрязнение ^{137}Cs и $^{238\text{-}240}$Pu донных отложений и гидроморфных почв, непосредственно примыкающих к Ольховской болотно-речной экосистеме – месту сброса слаборадиоактивных дебалансных вод БАЭС. Вклад жидких сбросов Белоярской АЭС в загрязнение обследованных почв $^{238–240}$Pu колеблется от 3,4 до 96,6%.
4. На изученных загрязненных территориях концентрация радионуклидов в травянистых растениях, как правило, выше, чем на контрольных участках. Отсутствие прямой зависимости между содержанием радионуклидов в надземной массе растений и почвах связано, прежде всего, с различиями в прочности закрепления излучателей.

Литература

1. *Караваева Е.Н., Куликов Н.В., Молчанова И.В. Радиоэкологические исследования природных экосистем в зоне сбросов жидких отходов Белоярской АЭС на Урале // Экология регионов атомных станций. – М., 1994. – С.105–143.*
2. *Караваева Е.Н., Молчанова И.В. Радиоэкологический мониторинг в зоне влияния жидких сбросов Белоярской АЭС // Дефектоскопия. – 1995. – №4. – С.62–67.*
3. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. Поведе-*

ние плутония в пойменных почвах // Дефектоскопия. – 2005. – №1 – С.74–79.

4. *Молчанова И.В, Караваева Е.Н. Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове. – Екатеринбург : УрО РАН, 2001. – 161 с.*
5. *Молчанова И.В, Караваева Е.Н, Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. – Екатеринбург : УрО РАН, 2006. – 88 с.*
6. *Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. – Екатеринбург : Гощицкий, 2008. – 203 с.*
7. *Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н. и др. Итоги многолетних радиоэкологических исследований реки Теча // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – №3. – С.2б–49.*

ВОЗДУШНЫЙ ПЕРЕНОС РЯДА ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ С ОБЪЕКТОВ ЯДЕРНОГО ТОПЛИВНОГО ЦИКЛА ЧЕЛЯБИНСКОЙ ОБЛАСТИ НА ТЕРРИТОРИЮ СВЕРДЛОВСКОЙ ОБЛАСТИ

А.В. Трапезников, А.В. Коржавин, В.Н. Трапезникова, В.Н. Николкин

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Россия, BFS_zar@mail.ru

THE SERIES OF LONG-LIVED RADIONUCLIDES AERIAL CARRYING FROM FUEL CYCLE OBJECTS OF THE CHELYABINSK REGION TO SVERDLOVSK REGION TERRITORY

A.V. Trapeznikov, A.V. Korzhavin, V.N. Trapeznikova, V.N. Nickolkin

Institute of a plant and animal ecology, the Ural Dpt. of the Rus. Academy of Sciences

Abstract. *The ecological situation in Sverdlovsk region is directly depends to operation of a "MAYAK" Nuclear Corporation. The present study is held for an estimation the magnitude of probable radionuclides transboundary carrying on territory of Sverdlovsk region from "MAYAK" Corporation disposed in the Chelyabinsk region. Definition of the long-lived radionuclides ^{90}Sr, ^{137}Cs and $^{239,240}Pu$ content in snow probes from five reference-point disposed along southern boundary of Sverdlovsk region was held during 2006–2008. Some $^{239,240}Pu$ magnification of a snow surface impurity in overlying strata at Sosnovskoye, Troitskoye, Rybnikovo places of Sverdlovsk region was noted in 2008 compared to previous observation period.*

Радиоэкологическая обстановка в Свердловской области, как и в целом в Уральском регионе, неразрывно связана с деятельностью производственного объединения "Маяк". За период деятельности ПО "Маяк" произошло несколько крупных техногенных катастроф, сопровождающихся поступлением радиоактивных веществ в окружающую среду и загрязнением обширных территорий. Наиболее значимой для Свердловской области является авария 1957 г., когда в результате взрыва емкости для хранения нитроацетатных солей в окружающую среду было выброшено около 740 ПБк радиоактивных веществ, из которых 74 ПБк были рассеяны ветром в северо-восточном направлении, обусловив радиоактивное загрязнение северной части Челябинской, южной части Свердловской и небольшой территории Тюменской областей. Названная Восточно-Уральским радиационным следом (ВУРС), эта территория в границах минимально детектируемых уровней радиоактивного загрязнения – 3,7 ГБк стронция-90 на квадратный километр – имела площадь около 20 тыс. км^2. В Свердловской области наибольшему радиоактивному загрязнению подверглись территории Каменского, Богдановического и Камышловского районов. В настоящий момент территория ВУРСа в пределах Свердловской области включает 267 населенных пунктов, в том числе города Каменск-Уральский, Камышлов, Талицу и поселки городского типа Пышма, Троицкое [3].

В первые годы существования ПО "Маяк" из-за несовершенства используемого газоочистного оборудования существенный дополнительный вклад в облучение населения южной части Свердловской области, проживающего на территории ВУРСа, внесли газоаэрозольные выбросы радионуклидов в атмосферу. Радиационное воздействие на население в результате выбросов включало внешнее облучение за счет γ-излучающих радионуклидов, а также и внутреннее облучение в результате поступления радионуклидов через органы дыхания и с загрязнённой сельскохозяйственной продукцией. Со временем мощность выбросов в атмосферу существенно снизилась в сотни и тысячи раз. В настоящее время выбросы радионуклидов в атмосферу при работе предприятия в штатном режиме не оказывают заметного влияния на формирование радиационной обстановки и облучение населения [1].

Несмотря на существенное снижение газоаэрозольных выбросов, ПО "Маяк" и сегодня продолжает оставаться источником радиоактивного загрязнения прилегающих территорий, сохраняется потенциальная угроза новых крупномасштабных радиационных катастроф. Настоящее исследование проведено для оценки величины возможного воздушного трансграничного переноса радионуклидов при работе предприятия в штатном режиме и с целью выработки прогноза развития радиоэкологической остановки на случай возникновения внештатных ситуаций. Наиболее оперативную информацию о наличии в текущем году аэрозольных выпадений дают результаты количественного определения долгоживущих радионуклидов в снежном покрове. С этой целью

на протяжении 2006–2008 гг. было проведено определение содержания стронция-90, цезия-137 и плутония-239, -240 в пробах снега в пяти реперных участках. Реперные участки контроля располагались вдоль южной границы Свердловской области с таким расчетом, чтобы максимально охватить направление предполагаемого воздушного переноса радионуклидов на территорию Свердловской области со стороны Челябинской области. Территориально они привязаны к населенным пунктам, соответствуют их названиям. Реперные участки контроля на территории Сысертского и Каменского городских округов располагались в районе населенных пунктов Щелкун, Сосновское, Троицкое, Рыбниково и Комарова. Полученные результаты на реперных участках сравнивались с контрольной точкой, расположенной в районе поселка Малышева, севернее предполагаемой зоны влияния трансграничного воздушного переноса. Координаты точек на местности определяли при помощи спутниковой навигационной системы GPS.

Отбор проб снега проводили в намеченных точках в конце зимнего снегостояния (март – начало апреля), по две параллельные пробы с участков размером 3х3 или 4х4 м в зависимости от глубины снежного покрова. Вначале снег растапливали для получения талой воды, а затем выпаривали в специальных котлах до получения концентрата объёмом 1–2 литра, который уже выпаривали до сухого остатка. Сухой остаток доводили до постоянного веса при температуре 450–500 °С и проводили измерение гамма- и бета-активности присутствующих в пробах радионуклидов. Объём талой воды из одной пробы снега в зависимости от толщины снежного покрова составлял от 300 до 700 литров. Измерение активности ^{137}Cs проводили на гамма-спектрометре фирмы “Canberra Packard” (Model S400 Genie-PC Spectroscopy System, США) с германиевым детектором коаксиального типа с рабочим объёмом кристалла 117 см^3 и энергетическим разрешением 1,77 КэВ по гамма-линии радионуклида ^{137}Cs – 661,2 КэВ, с помещением в штатную свинцовую защиту и охлаждением с помощью криостата с жидким азотом. Программное обеспечение OS1/2 при ошибке измерения не более 5–15% и нижнем пределе обнаружения 1 Бк/кг. Содержание ^{90}Sr в снеге определяли непосредственно в образцах сухого остатка или на оксалатных концентратах после радиохимического выделения суммарного осадка оксалатов стронция и кальция. Измерения бета-активности проводили на гамма-бета-спектрометре со сцинтилляционным детектором с программным обеспечением “Прогресс” или на малофоновой установке УМФ-2000. Для определения содержания изотопов плутония в пробах талой воды использовали модификацию методики, разработанную сотрудниками RISØ National Laboratory (Дания) [4]. Она включает: выщелачивание образца смесью кислот; 2-кратную очистку раствора на ионообменной колонке; электролитическое осаждение и альфа-спектрометрию полученных образцов. Измерение содержания изотопов плутония (^{239,240}Pu) проводили с помощью альфа-спектрометра фирмы Canberra-Packard с ошибкой не более 10%. Предел обнаружения составляет 0,1 Бк/кг.

Результаты определения содержания ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{239,240}Pu в снежном покрове за период 2006–2008 гг. представлены на рисунках 1, 2 и 3. Во всех пробах снега

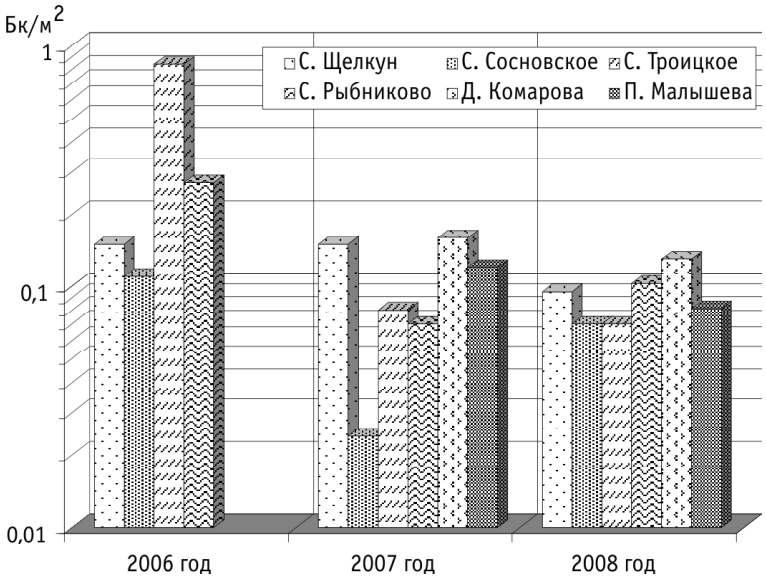


Рис. 1. *Содержание цезия-137 в снежном покрове в 2006–2008 гг.*

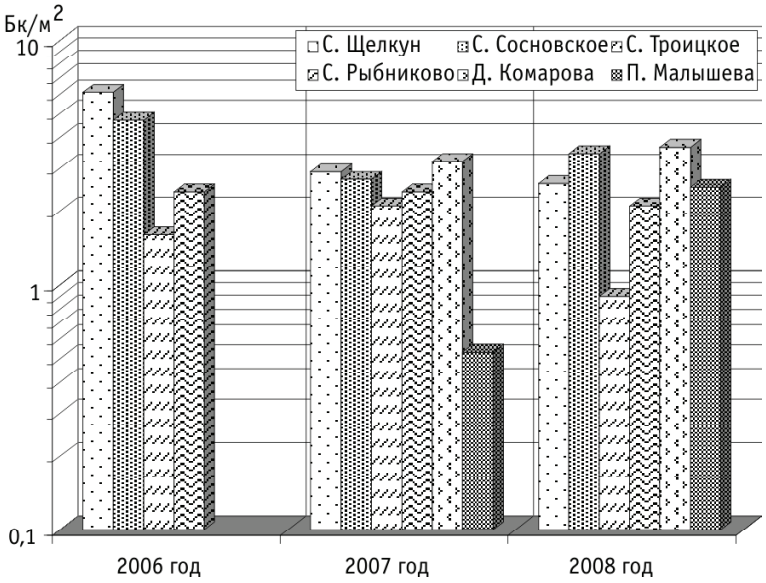


Рис. 2. *Содержание стронция-90 в снежном покрове в 2006–2008 гг.*

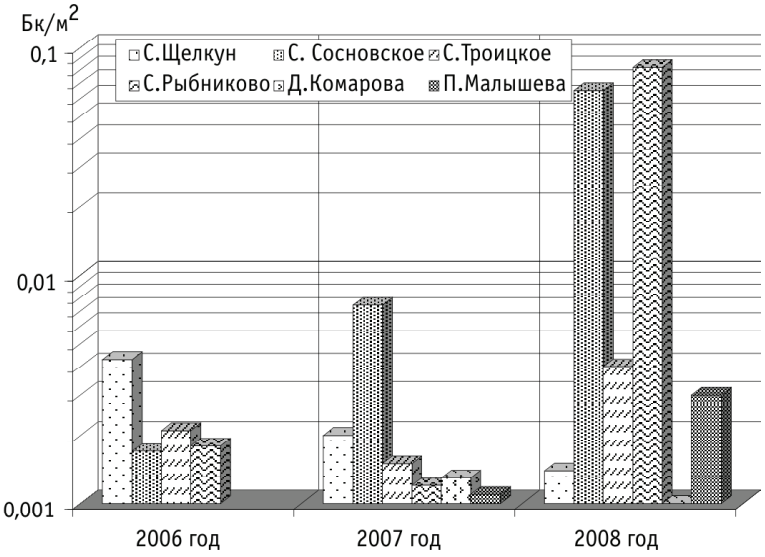


Рис. 3. *Содержание плутония-239, -240 в снежном покрове в 2006–2008 гг.*

содержание ^{90}Sr было выше, чем ^{137}Cs. Величина соотношения $^{90}Sr/^{137}Cs$ в контрольной точке варьировала от 4,4 до 31, на реперных участках соотношение $^{90}Sr/^{137}Cs$ изменялось в более широких пределах – от 8,8 до 112.

Самое высокое содержание ^{137}Cs в пробах снега за наблюдаемый период было отмечено в 2006 г. на участке, расположенном в районе с. Троицкое, оно составило 0,84 Бк/м^2. Но уже на следующий год содержание ^{137}Cs в снежном покрове данного участка снизилось на порядок до величины 0,08 Бк/м^2, что было ниже показателя контрольной точки, равного 0,12 Бк/м^2. Кроме с. Троицкое в 2007 г. еще в двух реперных участках содержание ^{137}Cs в снежном покрове было несколько ниже уровня контрольной точки. В 2008 г. содержание ^{137}Cs в снежном покрове контрольной точки составило 0,081 Бк/м^2, на реперных участках оно варьировало от 0,07 до 0,130 Бк/м^2. В целом, содержание ^{137}Cs в снежном покрове в течение всего наблюдаемого периода удерживалось на уровне десятых, иногда сотых долей Бк в расчете на м^2. Наиболее высокие показатели по содержанию ^{90}Sr в снежном покрове были отмечены в 2006 г. на участках, расположенных в с. Щелкун и с. Сосновское, равные, соответственно, 6,1 и 4,7 Бк/м^2. В 2007 г. содержание ^{90}Sr на всех реперных участках было несколько выше, чем в контрольной точке, и составляло 2,1–3,2 Бк/м^2 при показателе 0,53 Бк/м^2 в контрольной точке. В 2008 г. содержание ^{90}Sr в снежном покрове реперных участков варьировало от 0,9 до 3,66 Бк/м^2, в контрольной точке данный показатель был равен 2,5 Бк/м^2. Содержание $^{239,240}Pu$ в снежном покрове на протяжении 2006–2007 гг. было минимальным и соответствовало тысячным долям Бк в расчете на м^2. В 2008 г. в снежном покрове населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниково было отмечено увеличение содержания данного радионуклида. Так, на участке в районе с. Сосновское содержание $^{239,240}Pu$ в снежном покрове по сравнению с предыдущим годом увеличилось в 8,8 раза, а по отношению к показателю 2006 г. – в 38 раз. В снежном покрове участка с. Рыбниково содержание $^{239,240}Pu$ в 2008 г. выросло в 68 раз. Следует отметить, что в 2008 г. наблюдалось некоторое увеличение содержания $^{239,240}Pu$ и в контрольной точке. По сравнению с предыдущим годом оно возросло в 2,7 раза. Таким образом, изменение содержания долгоживущих радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в снежном покрове в течение 2006–2008 гг. не выявило определенных закономерностей, связанных с влиянием газоаэрозольных выбросов ПО “Маяк”. Временная вариабельность содержания радионуклидов в снежном покрове может быть связана с тем, что рассеивание в атмосфере газоаэрозольных выбросов представляет собой сложный физико-химический процесс, зависящий от многих взаимосвязанных причин: скорости переноса их ветром, турбулентной диффузии, обусловленной наличием в атмосфере беспорядочных завихрений, взаимодействующих между собой и поверхностью Земли [2].

Обращает на себя внимание некоторый рост в 2008 г. содержания $^{239,240}Pu$ на участках, расположенных в районе населенных пунктов Сосновское, Троицкое, Рыбниково. Повышение содержания $^{239,240}Pu$ в снежном покрове данных населенных пунктов также может быть связано с изменениями глобальных выпадений, но в данном случае нельзя исключить и влияния аэрозольных выбросов ПО “Маяк”, поскольку увеличение содержания $^{239,240}Pu$ на участках, расположенных на пути возможного трансграничного воздушного переноса радионуклидов, гораздо выше, чем в контрольной точке.

Вне всякого сомнения, полученные результаты подтверждают значимость и важность проведенных исследований, необходимость организации постоянного радиоэкологического мониторинга на выделенных реперных участках, расширения объектов исследования, включая, кроме исследования снежного покрова, исследования воды природных водоемов, пойменных грунтов, донных отложений.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ № 07-05-00171.

Литература

1. *Бакуров А.С., Шейн Г.П., Аксенов Г.М. и др. Обобщение многолетних результатов радиационного мониторинга в зоне влияния ПО “Маяк” // Опыт преодоления последствий техногенных аварий и развитие атомных технологий : мат. научно-практ. конф., посвященной 50-летию аварии на ПО “МАЯК” (Челябинск, 25–26 сентября 2007 года). – Челябинск : Челяб. ин-т, “Уральская академия государственной службы”, 2007. – С.8–25.*
2. *Колтик И.И. Атомные электростанции и радиационная безопасность. – Екатеринбург, 2001. – 366 с.*
3. *Последствия техногенного радиационного воздействия и проблемы реабилитации Уральского региона / под общ. ред. С.К. Шойгу. – М. : Комтехпринт, 2002. – 287 с.*
4. *Chen Q., Aarkrog A., Nielsen S. P. et al. Determination of Plutonium in environmental samples by controlled valence in anion exchange // J. Radioanalyt. and Nuclear Chem. – 1993. – Vol.172, №2. – P.281–288.*

КЛИНИЧЕСКИЕ И БИОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОСТРОГО ОТРАВЛЕНИЯ ОРГАНИЗМА РАСТВОРАМИ, СОДЕРЖАЩИМИ УРАН

С.Т. Тусупбекова, Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, Г.А. Султанбеков, Г.Б. Бахмагамбетова, А.С. Свамбаев, С.К. Кауашев

ТОО FTB "Company", г. Алматы, Казахстан, svaman@ok.kz, svaman1@rambler.ru

CLINICAL AND BIOCHEMICAL FEATURES OF A SHARP POISONING OF AN ORGANISM SOLUTIONS CONTAINING URANIUM

S.T. Tusupbekova, Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, G.A. Sultanbekov, G.B. Bahmagambetova, A.S. Svambaev, S.K. Kauashev

Open Company FTB "Company", Almaty

Abstract. *In work authors inform some results clinical and biochemical features of a sharp poisoning of an organism solutions containing uranium.*

В недрах Республики Казахстан сосредоточено около 19% достоверно разведанных запасов урана в мире – это составляет порядка 1,5 млн т. Многие десятки месторождений урана, выявленные на территории Казахстана, различны по условиям формирования и практическому значению. Месторождения урана условно рассматриваются в составе шести урановорудных провинций: Шу-Сарысуйская, Сырдарьинская, Северо-Казахстанская (Кокшетауская), Мангышлакская (Прикаспийская), Кендыктас-Чуили-Бетпакдалинская (Прибалхашская), Илийская. В указанных провинциях по состоянию на 2006 г. (рис. 1) добыто 4020 т урана, и Казахстан по этому показателю находится в первой тройке в мире. К 2015 г. запланирована его добыча 25000 т в год.

Известно, что уран в микроколичествах (10^{-5}–10^{-8}%) обнаруживается в тканях растений, животных и человека. В наибольшей степени накапливается некоторыми грибами и водорослями.

Уран и его соединения токсичны, всасываются в желудочно-кишечном тракте (около 1%), в легких (50%). Основные депо в организме: селезенка, почки, скелет, печень, легкие и бронхо-легочные лимфатические узлы. Содержание в органах и тканях человека и животных не превышает 10^{-7} г.

Особенно опасны аэрозоли урана и его соединения. Для аэрозолей растворимых в воде соединений урана ПДК в воздухе 0,015 мг/м^3, для нерастворимых форм урана ПДК 0,075 мг/м^3. При попадании в организм уран действует на все органы, являясь общеклеточным ядом [1–3]. Молекулярный механизм действия урана связан с его способностью подавлять активность ферментов. В первую очередь поражаются почки (появляются белок и сахар в моче, олигурия). При хронической интоксикации возможны нарушения кроветворения и нервной системы [4–7].

В Республике Казахстан в основном уран добывают способом подземного скважинного выщелачивания. Такое производство урана технологи считают безопасным производством.

Для оценки влияния предприятий подземного выщелачивания урана на здоровье населения, проживающего в уранодобывающих областях, и социально-демографических последствий эксплуатации месторождений были проанализированы демографические показатели за период 1989 и 1999 гг.

Результаты анализа показали, что в исследуемых областях складывается довольно сложная социально-демографическая обстановка. Наблюдаются опасные тенденции в росте мужского населения на фоне постоянно сокращающейся численности женского населения и резкого сокращения численности детей младенческого возраста. Намечены негативные тенденции в уменьшении численности людей предпенсионного возраста, обеспечивающих социальную стабильность общества.

Уровень заболеваемости, сформировавшийся в конкретном регионе, является результатом воздействия целого ряда факторов, главным из которых является разработка месторождений урана.

Следует заметить, что население почти не имеет представления об основных источниках радиоактивности и их вредном влиянии, а также о токсичности примесей, выделяемых при получении урана (рис. 2). Уровень гамма-фона возле насосных станций и их труб, по которым перекачивают обогащенные ураном растворы, составляет до 1,5–2,5 МкЗв/час. Радиоактивное загряз-

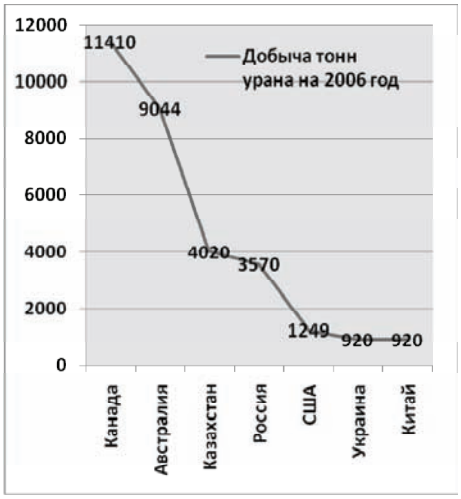


Рис. 1. *Добыча по странам в тоннах по содержанию U на 2006 г.*

нение местности от розлива продуктивного раствора и распространение во внешней среде альфа-радионуклидов особо не контролируются, о чем свидетельствует отсутствие результатов записи показателей по указанному радионуклиду.

На местах проводится рекультивация грунта, однако нет данных по миграции радионуклидов в почве, так как кроме урана во внешнюю среду попадает большое количество токсических и радиоактивных примесей (рис. 2).

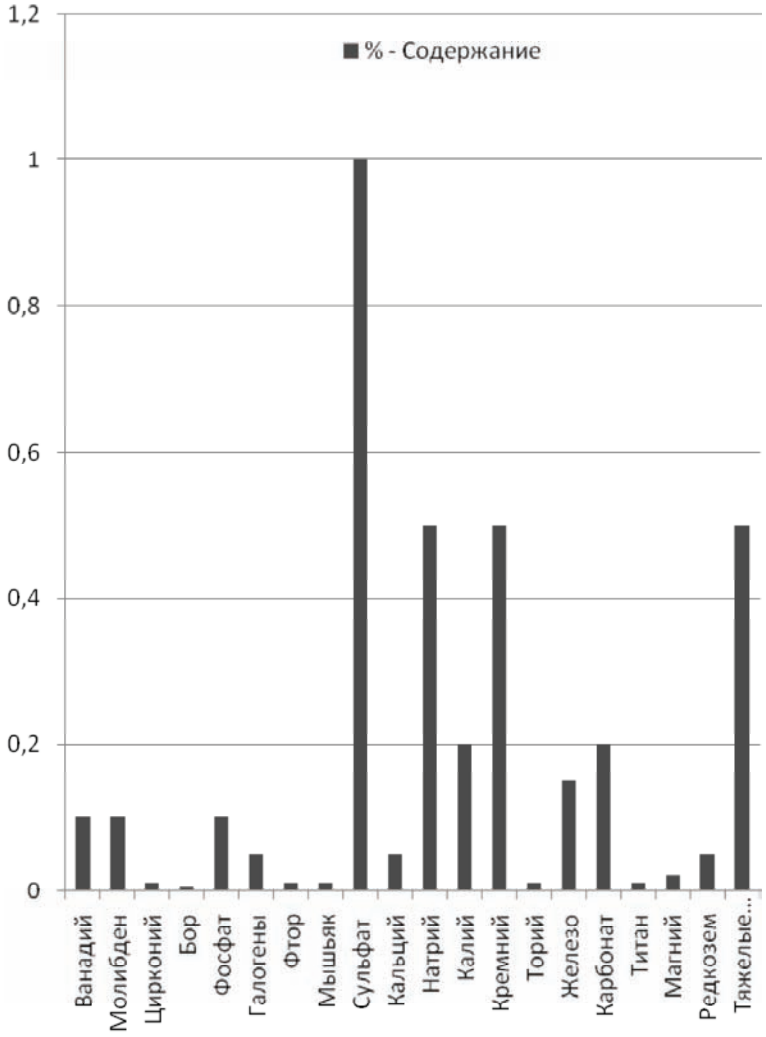


Рис. 2. *Массовые доли примесей, % к урану*

В настоящее время радиоактивное загрязнение, связанное с добычей нефти, урана в частности и горнорудными работами вообще, становится заметной частью проблемы антропогенной стимуляции неблагоприятных для всего живого и в том числе и для человека изменений среды его обитания. Сегодня определен перечень основных радиоактивных изотопов, которые представляют существенный интерес для экологии человека и животных. В него входят радиоизотопы элементов, составляющих основу живого вещества (углерод-14, тритий-3, фосфор-32, сера-35, кальций-45, натрий-24, калий-42, калий-40, железо-59, марганец-54, йод-131); элементы в радиоактивных выбросах при ядерных взрывах и авариях реакторов (стронций-90, цезий-137, церий-144, рутений-106, иттрий-91, плутоний-239); инертные газы, образующиеся в мощных реакторах или при ядерных взрывах (аргон-41, криптон-85, ксенон-133); радиоактивные вещества, образующиеся при распаде урана-238, среди которых радон-220 и -222.

Персонал, непосредственно связанный в работе по закачке и откачке продуктивного раствора, в прямом смысле подвержен токсикологической опасности. Необходимо заметить, что острое отравление встречается редко, но часто наблюдается хронический токсикоз, который проявляется в виде спонтанных заболеваний простудного характера.

Клинические на вид здоровые сотрудники часто страдают спонтанными болезнями.

Наши наблюдения показали, что у персонала, работавшего по очистке отстойника, в результате перекутанного воздействия радионуклидов были регистрированы легкие отравления. После работы клинически они чувствовали себя вялыми, быстро уставали. А у некоторых регистрировались тошнота и рвота, последующие дни наблюдались клинические симптомы в виде боли в поясницах, частые головокружения, а в моче были обнаружены следы крови, белка и сахара.

Биохимические анализы крови мочи показали отклонения от нормы. Например, в крови рабочих, выполнявших работу по очистке отстойника, содержание витамина $Д_3$ вначале увеличилось, через неделю этот показатель уменьшился вдвое.

Исследованиями морфологического и биохимического составов крови были установлены отклонения от нормы, подтверждающие отравление организма растворами, содержащими уран.

Среди подопытных цыплят через 7–9 дней после введения урана в организм наблюдались частые конвульсионные судорожные движения конечностей и шеи с последующими переходами в парезы и параличи.

Смерть среди цыплят наступала в основном от кардиотоксического эффекта препарата.

Литература

1. *Свамбаев Ж.А. Обеспечение охраны труда при получении пероксида урана // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов ; Москва, 02–04 марта 2009 г. – [М., 2009].*
2. *Тусупбекова С.Т., Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А. и др. Влияние токсической дозы урана на содержание DL-α-токоферола и селена в организме // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов ; Москва, 02–04 марта 2009 г. – [М., 2009].*
3. *Свамбаев Ж.А., Свамбаев Е.А., Султанбеков Г.А. и др. Значение горнорудного производства в распространении токси-*

ческих элементов // Докл. V Междунар. научно-практич. конфер. "Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде" (5–18 октября 2008 г.). – Т.2. – Семей, 2008. – С.366–370.

5. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Промышленно-токсикологическая опасность добычи урана методом подземного выщелачивания // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов. – М., 2007.*
6. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Токсикологические значения отходов при добыче и переработке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов. – М., 2007.*
7. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Особенность обеспечения радиационно-токсикологического контроля при транспортировке урана // Мат. VI Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов. – М., 2007.*
8. *Свамбаев А. Основы токсикологии : учебник для вузов. – Алма-Ата, 2004.*

ВЛИЯНИЕ ТОКСИЧЕСКОЙ ДОЗЫ УРАНА НА СОДЕРЖАНИЯ РЕТИНОЛА В ПЕЧЕНИ

С.Т. Тусупбекова, Ж.А. Свамбаев, Е.А. Свамбаев, Г.А. Султанбеков, А.С. Свамбаев

ТОО FTB "Company", г. Алматы, Казахстан, svaman@ok.kz, svaman1@rambler.ru

INFLUENCE OF A TOXIC DOZE OF URANIUM ON MAINTENANCES RETINOLUM IN A LIVER

S.T. Tusupbekova, Z.A. Svambaev, E.A. Svambaev, G.A. Sultanbekov, A.S. Svambaev

Open Company FTB " Company ", Almaty

Abstract. *Authors in work inform results of toxicity of various solutions containing uranium. Are given a medical and biological estimation of toxicity of various products of uranium at processing productive solutions.*

Известно, что ионизирующее действие излучения на вещество проявляется в ионизации атомов и молекул, входящих в состав данного вещества. Поэтому любой радиоактивный источник представляет потенциальную опасность для окружающих.

В настоящее время установлены четыре ряда радиоактивных изотопов, такие как ряд радия-231, тория-232, урана-235, 238 и нептуния-237.

Необходимо заметить, что при добыче урана методом скважинного подземного выщелачивания под действием выщелачивающего раствора идут не только химические процессы по растворению урана, но и одновременно происходит процесс распада и превращения его. Видимо, этот процесс происходит с образованием всех известных четырех рядов радиоактивных изотопов. Свидетельством служит образование прямых продуктов распада урана в желтом кеке – радона, террона и других радиоактивных веществ.

На организм радиационно-токсическим действием обладает не только уран, но и продукты его распада [1–4].

В природном уране гамма-поток радиации очень низкий и зависит от содержания в нем 234 и 235 изотопа урана. Показатель радиоактивности колеблется около 230–280 мкР/ч. Концентрат природного урана является высокотоксичным продуктом, характеризующим острую, хроническую токсичность и обладающим отдаленными последствиями, негативно влияющими на виды обмена веществ [3–5].

В настоящей работе мы поставили задачу изучить влияние токсической дозы урана на обмен витамина А в организме.

Из известных витаминов важная роль принадлежит витамину А, который участвует в обмене белков, жиров и углеводов. Кроме того, под влиянием витамина А повышается аппетит, усиливается рост животного, повышается сопротивляемость организма к различным инфекциям, уменьшается утомляемость и т.д.

В эксперименте был использован концентрат природного урана желтый кек с содержанием урана от 36 до 56 процентов.

Для затравки использовали дозу урана внутрь 500 мг на 1 кг массу тела.

В природном концентрате урана определяли содержание сухого вещества и содержания изотопов урана (общепринятыми методами исследований).

Изучение влияния токсической дозы урана на обмен витамина А в организме проводили на цыплятах-бройлерах, которых с суточного возраста выращивали на клеточных батареях в сообществах по 50 голов в условиях, отвечающих требованию.

Кормили цыплят вволю сухими кормо-смесями, приготовленными в соответствии с "Рекомендациями по нормированному кормлению сельскохозяйственной птицы" (1974), рецепты №ПК 5-2; №ПК 6-1. Поили цыплят вволю водопроводной водой из автопоилок. Условия микроклимата соответствовали зоогигиеническим требованиям.

При проведении опытов изучали следующие показатели:

- сохранение поголовья, причины отхода, массу тела – еженедельно до конца опыта, потребление корма, затраты корма на 1 кг прироста массы тела определяли общепринятыми в птицеводстве методами;
- в печени определяли содержание витаминов А и Д методом тонкослойной хроматографии.

Химическим анализом состава природного урана установлено, что содержание гигроскопической влаги – около 35%, и в продукте содержится около 98,8% урана-238, 0,7% урана-235 и 0,3% урана-234.

Цыплята-бройлеры, получившие уран в рационе, заметно отставали в росте уже после недельного возраста, в четырехнедельном возрасте цыплята опытной группы отставали в росте и развитии в сравнении с контрольной группой на 60%, и в конце опытного периода опытные отстали в росте и развитии на 42% (рис. 1). Среди поголовья цыплят опытной группы падежа было больше на 33% по сравнению с контролем. У цыплят наблюдались истощение, понос. Цыплята опытной группы пали при клинических симптомах отравления. При вскрытии трупов павших цыплят было обнаружено геморрагическое кровоизлияние в слизистых оболочках желудочно-кишечного тракта. У цыплят в трубчатых костях в диафизарных и эпифизарных концах были обнаружены утолщения с водянистым консистенциями.

Исследованием печени на содержание витамина А было установлено, что у опытных цыплят, получавших уран, содержание в депо витамина А было намного ниже, чем в контрольных группах (рис. 2).

Разовая токсическая доза урана влияет токсично, при этом развивается хронический токсикоз, что подтверждается высоким расходом ретинола, находящегося в депо – в печени – у цыплят-бройлеров. В контрольной группе цыплят этот показатель в конце опыта был в два раза выше, чем у опытных.

Таким образом, токсическая доза урана приводит в организме к большому расходу витамина А, впоследствии развиваются спонтанные болезни в результате нарушения защитных функций организма.

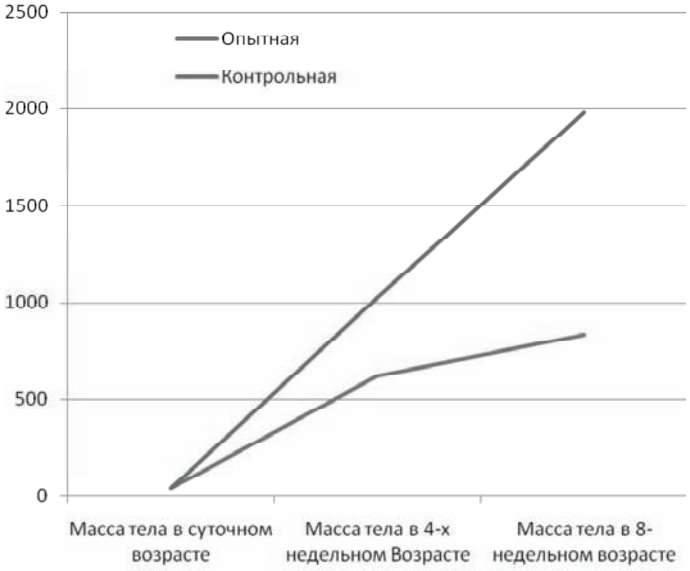


Рис. 1. *Рост развития цыплят в эксперименте (г)*

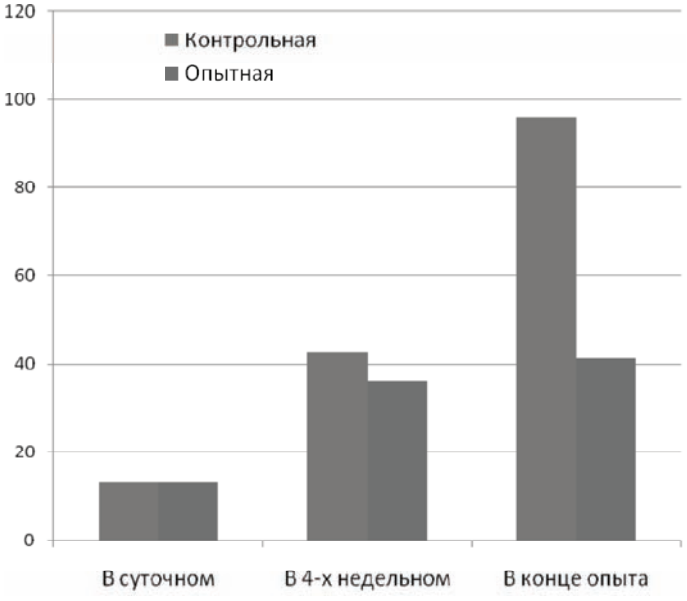


Рис. 2. *Содержание витамина А в организме цыплят-бройлеров, мкг/г*

Литература

1. *Тусупбекова С.Т., Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А. и др. Влияние токсической дозы урана на содержание DL-α-токоферола и селена в организме // Мат. VII Конгресса обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов ; Москва, 02–04 марта 2009 г. – [М., 2009].*
2. *2.Свамбаев Ж.А. Обеспечение охраны труда при получении пероксида урана // Мат. VII Конгресс обогатителей стран СНГ / Моск. гос. ин-т стали и сплавов ; Москва, 02-04 марта 2009 г. – [М., 2009].*
3. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Экономическая эффективность проведения экотоксикологических работ по обеспечению предельно допустимых выбросов в хвостхранилищем // Мат. междунар. научно-практ. конфер. / МОиН РК, КазНТУ им. К.И. Сатпаева ; Ин-т экономики и бизнеса. – Ч.2. – Алма-ата, 2007.*
4. *Свамбаев Е.А., Свамбаев Ж.А., Султанбеков Г.А. и др. Управление экологической безопасностью при разработке горнорудных месторождений // Вестник КазНПУ им. Абая. – Алматы, 2008. – №3.*
5. *Свамбаев Ж.А., Свамбаев Е.А., Султанбеков Г.А. и др. Радиоактивность природных вод горнорудных месторождений // Инновационные и наукоемкие технологии в строительной индустрии : сб. мат. Междунар. научно-практ. конф., 28–29 февраля 2008 г. МОиН РК Казахская головная архитектурно-строительная академия. – Алма-Ата, 2008. – С.207–209.*

ОТРАБОТАННОЕ ЯДЕРНОЕ ТОПЛИВО КАК ПЕРСПЕКТИВНЫЙ ОБЪЕКТ ДЛЯ ИЗВЛЕЧЕНИЯ МЕТАЛЛОВ ПЛАТИНОВОЙ ГРУППЫ

Т.В. Усманова

Томский политехнический университет, Томск, Россия, usmanova@tpu.ru

THE FULFILLED NUCLEAR FUEL AS PERSPECTIVE OBJECT FOR EXTRACTION OF METALS OF PLATINUM GROUP

T.V. Usmanova

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *In report presented of the genetic type on technogenic deposits formed in a nuclear fuel cycle at processing of fulfilled nuclear fuel is described. The present data about accumulation of elements of platinum group in highly active radioactive waste and in the insoluble rests, and also the review of methods of their extraction are cited.*

В результате промышленного производства образуется огромное количество отходов, которые зачастую, в силу кондиционных содержаний в них полезных компонентов, могут быть отнесены к месторождениям полезных ископаемых, такие месторождения принято называть техногенными. Нами была предложена генетическая классификация таких объектов [15, 18]. В качестве примера образования объектов с высоким содержанием ценных компонентов можно привести отходы, образующиеся в результате ядерных превращений и захораниваемые в виде отходов производств ядерно-топливного цикла [21].

О полном химическом, и прежде всего микроэлементном, составе ОЯТ в открытой печати имеется мало информации. Но аналогом промышленных ядерных реакторов могут являться природные ядерные реакторы (ПЯР), и ранее на примере таких объектов мы показывали, что в отработанном ядерном топливе образуются и накапливаются ценные компоненты: благородные металлы, концентрация которых составляет: Rh – от 14 до 50,5 г/т; Ru – от 71,6 до 306 г/т; Pd – от 11,1 до 37,2 г/т; а также редкоземельные элементы (La, Cs, Th и др.) [14, 20].

Ф.Н. Крюковым с соавторами изучалось распределение продуктов деления в оксидном U-Pu топливе после облучения в быстрых реакторах [6]. Ими было установлено, что расчетная (на 1% выгорания) средняя массовая доля основных продуктов деления в ТВЭЛах с виброуплотненным U-Pu топливом после облучения в БН-600 на момент послереакторных исследований составляет (в %): Sr – 0,011, Zr – 0,063, Mo – 0,08, Tc – 0,022, Ru – 0,075, Rh – 0,026, Pd – 0,061, Te – 0,016, Xe – 0,116, Cs – 0,104, Ba – 0,032, La – 0,029, Ce – 0,053, Pr+La – 0,056, Nd – 0,086 [6].

Оказалось, что такие продукты деления, как Mo, Tc, Ru, Rh и Pd, могут находиться в виде [6]:

1) металлических включений в области столбчатых и равноосных кристаллов, в них присутствуют пять металлов – продуктов деления: Mo, Tc, Ru, Pd и Rh;
2) металлических включений в периферийной области топливного сердечника, их основу составляют палладий и олово. По результатам микроанализа массовая доля химических элементов в таком включении составляет (в %): Pd – 61,7±0,2, Sn – 33,1±0,1, U – 4,6±0,3, Pu – 0,2±0,4, Ga – 0,4±0,1;
3) металлических включений в оксидной матрице топлива;
4) интерметаллидов с основой $PuPd_3$, их состав приведен в таблице 1. Подобные соединения были обнаружены только в ТВЭЛах БН-600, где основным компонентом топлива был Pu^{239}, при делении которого суммарный выход изотопов палладия в 6,5 раз больше, чем при делении U^{235}.

Таблица 1. *Результаты микроанализа интерметаллидного включения [6]*

Элемент	Массовая доля, %	Элемент	Массовая доля, %
Pd	56,68–58,21	Ba	0,28–0,33
Pu	35,38–39,35	La	0,01–0,05
U	1,85–5,66	Ce	0,46–0,54
Mo	0,13–0,19	Nd	0,39–0,48

Таблица 2. *Динамика накопления отработавшего топлива и содержания в нем платиновых металлов в сопоставлении с изменениями мировых запасов по оценкам специалистов МАГАТЭ [13]*

Год	Количество облученного топлива, т	Накопление платиновых металлов в облученном топливе, т	Мировые запасы платиновых металлов, т
1990	~ 70000	Ru, –	Ru, 3220 (1987 г.)
		Rh, –	Rh, 770 (1987 г.)
		Pd, –	Pd, 8520 (1987 г.)
2000	173000–181000	Ru, 364–381	Ru, 3090
		Rh, 71–75	Rh, 620
		Pd, 218–228	Pd, 6870
2030	676000–832000	Ru, 1423–1752	Ru, 2870
		Rh, 280–344	Rh, 370
		Pd, 850–1047	Pd, 4100

Специалистами МАГАТЭ были составлены прогнозы накопления отработавшего топлива и содержания в нем платиновых металлов (табл. 2) в соответствии с имеющимися ядерными энергетическими программами, а также изменения мировых запасов природных платиновых металлов при условии сохранения ежегодного их потребления на уровне 1986 г.: Ru – 7,4 т, Rh – 8,4 т, Pd – 91,8 т [13]. Приведенные в таблице 2 прогнозы накопления МПГ сделаны для топлива реакторов на тепловых нейтронах, в случае использования РБН накопление может быть гораздо большим.

Представленные результаты, несмотря на заложенные в основу расчетов допущения и усредненные величины, показывают динамику сокращения природных запасов платиновых металлов и, в то же время, накопления техногенных металлов в ОЯТ до объемов, сопоставимых с природными источниками. На совещании консультантов МАГАТЭ в 1988 г. был сделан вывод, что отработавшее топливо АЭС является важным стратегическим ресурсом металлов платиновой группы.

Количество платиновых металлов в отработавшем топливе зависит от вида топлива, глубины его выгорания и продолжительности последующей выдержки. Их накопление может изменяться пропорционально глубине выгорания топлива и достигает наибольших величин в топливе реакторов на быстрых нейтронах (РБН). В [13] приводятся расчетные данные о содержании техногенных платиновых металлов в ОЯТ различных реакторов.

Концепция выделения отдельных продуктов деления из ОЯТ впервые появилась в конце 50-х гг. прошлого века, и интерес к этой проблеме сохраняется: в настоящее время изобретено множество технологий извлечения из ОЯТ ценных компонентов. Некоторые из них приводились в ранее опубликованной нами статье [19].

При переработке ОЯТ на первой стадии Пурекс-процесса часть металлов платиновой группы (МПГ) переходит в раствор (причем Pd, как правило, почти полностью переходит в раствор при растворении ОЯТ в HNO_3 [4]). Жидкие высокоактивные отходы (ВАО) также содержат продукты коррозии конструкционных элементов отработавших ТВЭЛов и радиохимической аппаратуры (Fe, Cr, Ni, Ti, Mn и др.). Суммарная концентрация этих элементов может достигать 10 г/л, содержание в них Ru, Pd, и Rh составляет сотни мг/л [2].

Значительная же часть МПГ накапливается в нерастворимых остатках (НО), представляющих сложную смесь актинидов, продуктов деления и продуктов коррозии. Они остаются в аппаратах для растворения и впоследствии накапливаются в жидких радиоактивных отходах [12]. Содержание в ОЯТ нерастворимых остатков составляет 3–5 кг/т, массовая доля металлов платиновой группы (МПГ) в них может достигать 35–40%. По другим данным, НО составляют 0,19–0,65 мас.% топлива и содержат 44–68,7 мас.% платиновых металлов [2]. Указанные металлы находятся в форме оксидов, интерметаллидов и, возможно, других соединений [10]. Таким образом, можно сделать вывод, что в жидких РАО от переработки ОЯТ как в растворенном виде, так и в виде нерастворимых остатков накапливаются ценные компоненты.

Первой стадией выделения МПГ из НО является их растворение в HNO_3, следовательно необходимо учитывать особенности растворения элементов платиновой группы, а также химическое состояние продуктов, образующихся при их растворении. В [10] представлен метод, обеспечивающий практически полное (около 99,2%) окисление Ru с отгонкой RuO_4, свободного от других γ-активных примесей.

Также идее извлечения палладия из ОЯТ посвящен Проект 1052-98 МНТЦ “Разработка научных основ технологии выделения осколочных платиноидов из отработавших материалов” [9]. В его рамках ГНЦ РФ ВНИИ неорганических материалов им. А.А. Бочвара (г. Москва) была разработана технологическая схема для извлечения осколочного палладия и его очистки от продуктов деления из жидких РАО АЭС. Отходы представляли собой смесь продуктов деления и коррозии в виде раствора в ~3 моль/л HNO_3, концентрация Pd в котором достигала 0,5 г/л. В результате было достигнуто 97–98%-ное извлечение палладия из данных отходов [8]. В [1, 3–5, 12, 16] также приводится описание различных методов извлечения Pd из разных по составу растворов и твердых продуктов. Имеется множество других разработок по извлечению платиноидов из подобного рода отходов.

Необходимо отметить, что “реакторные” Ru и Rh содержат сравнительно короткоживущие радионуклиды (период полураспада Ru^{106} – 376 сут., Rh^{102} – 2,9 г.), и после соответствующей выдержки (50–60 лет) они будут практически нерадиоактивными. Их удельная радиотоксичность со временем быстро убывает до уровня, при котором специальный радиационный контроль уже не требуется [11], что позволит использовать их без ограничений наряду с металлами природного происхождения.

В отличие от них, “реакторный” Pd содержит долгоживущий радиоактивный изотоп (Pd^{107} с периодом полураспада $6{,}5 \cdot 10^5$ лет), и он будет постоянно радиоактивен, что, естественно, ограничивает возможные области его использования [13]. Вместе с тем, использование “реакторного” палладия в синтезе устойчивых материалов, используемых для иммобилизации I^{129} или трансплутониевых элементов, поступающих на захоронение или операцию трансмутации, может сыграть решающую роль в формировании спроса на него [22]. Возможна также эффективная трансмутация Pd^{107} в термоядерном реакторе, при этом он переводится в стабильное серебро [7].

Соответственно, продукты деления из ОЯТ могут иметь спрос в будущем, в [11] предлагается концепция энергетической системы, при которой предлагается использовать выделенные продукты деления в соответствии с их химическими и радиохимическими характеристиками (рис. 1). Развивающиеся в последние годы технологии фракционирования ВАО создают предпосылки для использования в качестве источника для выделения Pd и Rh менее активных и простых по составу растворов по сравнению с рафинатами I цикла, содержащими всю сумму продуктов деления [12].

Таким образом, как и азотнокислые растворы, так и нерастворимые в них остатки ОЯТ могут быть исполь-

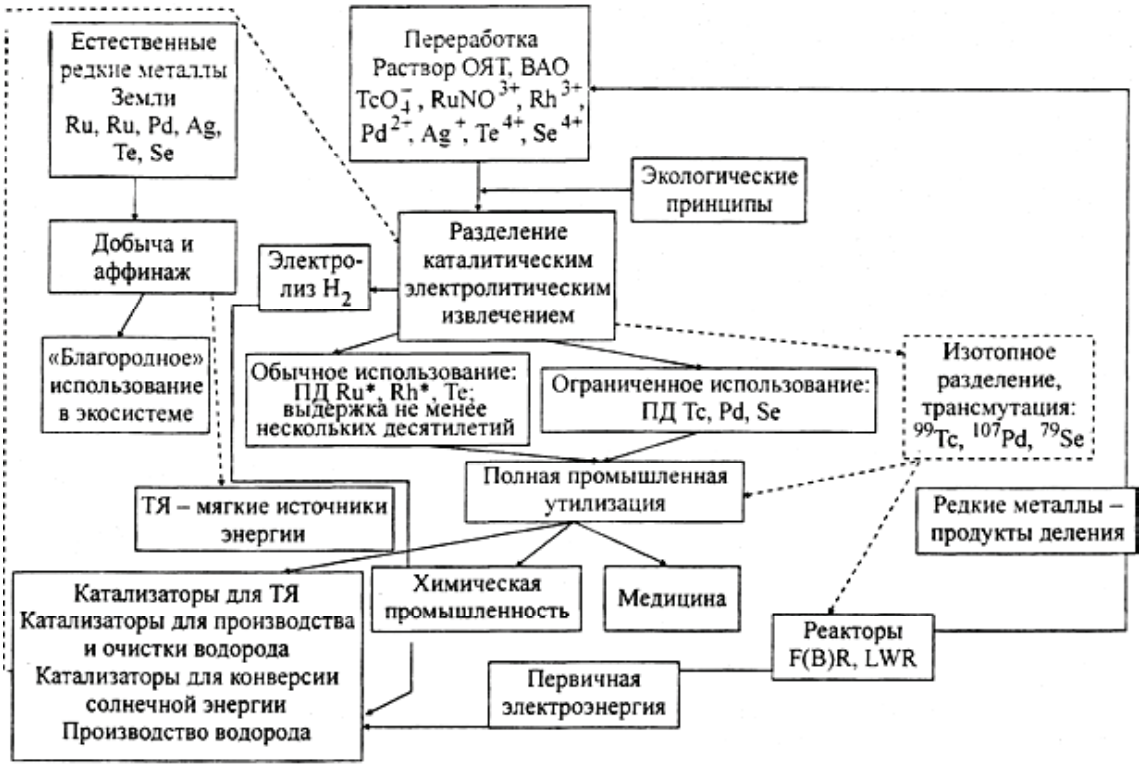


Рис. 1

зованы для извлечения ценных компонентов, а следовательно, могут являться специфическими техногенными месторождениями благородных металлов.

Литература

1. *Гевирц В.Б., Зеленцова Л.А., Козлов А.Е. Выделение палладия из облученного топлива. – 4. Осаждение палладия из азотнокислых растворов с использованием гидразина и CO // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №4. – С.347–350;*
2. *Григорьева М.Г. Методы определения легких платиновых металлов и возможности прецизионного спектрофотометрического метода с внутренней стандартизацией для анализа элементов // Радиохимия. – 2007. – Т.49, №4. – С.289–295;*
3. *Зайцев Б.Н., Квасницкий И.Б., Королев В.А. Выделение палладия из облученного топлива. 3. Извлечение палладия из азотнокислых растворов с использованием карбамоилфосфиноксидов // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №4. – С.343–346.*
4. *Киршин М.Ю., Похитонов Ю.А. Выделение палладия из облученного топлива. 1. Исследование процесса электрохимического выделения палладия из азотнокислых растворов // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №4. – С.334–338.*
5. *Королев В.А., Похитонов Ю.А., Гелис В.М. Выделение палладия из облученного топлива. – 2. Сорбционное извлечение палладия из азотнокислых растворов на анионообменных смолах // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №4. – С.339–342.*
6. *Крюков Ф.Н., Кислый В.А., Кормилицын М.В. Распределение продуктов деления в облученном виброуплотненном оксидном топливе // Атомная энергия. – 2005. – Т.99, Вып.5. – С.380–387.*
7. *Крючков Э., Глебов В., Синцов А и др. Отработанное топливо – неразрешимая проблема? // Ядерный контроль. – 2000. – №3. – С.75–79.*
8. *Межов Э.А., Друженков В.В., Сиротинин А.Н. Исследование экстракции палладия из азотнокислых растворов азотсодержащими соединениями применительно к извлечению осколочного палладия из отработанного ядерного топлива АЭС. 3. Отработка режимов экстракционного цикла для извлечения и очистки палладия // Радиохимия. – 2002. – Т.44, №2. – С.136–139.*
9. *Межов Э.А., Кучумов В.А., Друженков В.В. Исследование экстракции палладия из азотнокислых растворов азотсодержащими соединениями применительно к извлечению осколочного палладия из отработанного ядерного топлива АЭС. 1. Изучение условий экстракции и реэкстракции // Радиохимия. – 2002. – Т.44, №2. – С.126–130.*
10. *Никитина Г.П., Рэнс П.Д.У., Киршин М.Ю. Особенности поведения рутения и палладия в условиях электрохимического растворения с Ag(II) // Радиохимия. – 2006. – Т.48, №1. – С.37–42.*
11. *Озава М., Исида М., Сано Ю. Стратегия отделения технеция и редких металлов от других продуктов деления при переработке облученного ядерного топлива. Экстракционное поведение и выделение путем каталитического электролитического извлечения // Радиохимия. – 2003. – Т.45, №3. – С.205–212.*
12. *Похитонов Ю.А., Романовский В.Н. Палладий в отработавшем топливе АЭС. Есть ли перспективы выделения и использования? // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №1. – С.3–14.*
13. *Ренард Э.В., Величко А.В. Труднорастворимые остатки и осадки водно-экстракционной технологии регенерации отработавшего топлива АЭС (Пурекс-процесс) как стратегический источник техногенных (осколочных) благородных металлов // Атомная техника за рубежом. – 1993. – №9. – С.3–9.*
14. *Рихванов Л.П., Готье-Ляфей Ф., Раскошная Т.В. Что подсказывает природа человеку на примере изучения естественных ядерных реакторов в Африке? // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.506–511.*
15. *Рихванов Л.П., Усманова Т.В. К проблеме техногенных месторождений Сибири // Мат. регион. конф. геологов Сибири, Дальнего Востока и северо-востока России. – Т.2. – Томск, 2000 – С.61–63.*
16. *Татарчук В.В., Дружинина И.А., Корда Т.М. Апробация экст-*

ракционного процесса извлечения и аффинажа осколочного палладия из имитационных нитратно-нитритных растворов // Химия в интересах устойчивого развития. – 2003. – №4. – С.659–666.

17. *Торгов В.Г., Шульман Р.С., Ус Т.В. и др. Экстракция осколочного рутения из нитратно-нитритных комплексов // Химия в интересах устойчивого развития. – 2004. – №2. – С.217–224.*
18. *Усманова Т.В. К вопросу о генезисе техногенных месторождений // Проблемы разведки, добычи и обогащения руд благородных металлов и техногенного сырья : тр. междунар. конф. – Екатеринбург : УГГГА, 2000. – С.44–46.*
19. *Усманова Т.В. Техногенные месторождения, формирующиеся на предприятиях ядерно-топливного цикла // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.634–639.*
20. *Усманова Т.В., Рихванов Л.П. Отходы предприятий ядерно-топливного комплекса как возможные техногенные месторождения // Вестник ТГУ : мат. науч. конф. "Проблемы геологии и географии Сибири". – 2003. – №3(V). – С.223–224.*
21. *Усманова Т.В., Рихванов Л.П. Техногенные месторождения отходов горнорудных производств Южной Сибири // Горный журнал : спец. выпуск. Цветные металлы. – 2006. – №4. – С.29–31.*
22. *http://tech-db.istc.ru/ISTC/sc.nsf/html/projects.htm?open&id=2730&lang=ru.*

ИЗУЧЕНИЕ ДИНАМИКИ ФОРМ НАХОЖДЕНИЯ ^{65}Zn, ^{60}Co, ^{137}Cs В ПОЧВАХ И НАКОПЛЕНИЯ ИХ ПРОРОСТКАМИ ЯЧМЕНЯ

Р.А. Фригидов, В.С. Анисимов, Л.М. Фригидова

ГНУ ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН,
г. Обнинск, Россия, rus-frigidov@yandex.ru, vsanisimov@list.ru

THE STUDY OF ^{65}Zn, ^{60}Co, ^{137}Cs SOIL FORMS DYNAMICS AND BIOAVAILABILITY IN DIFFERENT SOILS

R.A. Frigidov, V.S. Anisimov, L.M. Frigidova

RIARAE RAAS, Obninsk, Russia

Abstract. *The dynamics of radionuclides (^{65}Zn, ^{60}Co and ^{137}Cs) mobility were studied for mineral soddy-podzolic soil and turf (HSs). For achievement of this purpose there were used well known (for heavy metals) techniques of parallel soil extraction with different reagents. Dynamics data on radionuclide uptake by barley springs have been analyzed and roles of different HM in plants, based on these data were revealed.*

Для исследования механизмов взаимодействия РН и ТМ с почвенными компонентами, их последующей трансформации, способности к миграции и биологической доступности широкое распространение получили методы изучения фракционного состава вышеуказанных загрязняющих веществ (ЗВ) в почвах. Изучение форм нахождения в почвах позволяет в значительной степени ответить на вопросы, связанные со способностью РН и ТМ техногенного происхождения мигрировать в почве и переходить в сопредельные среды (подвижность), а также накапливаться в растениях (биологическая доступность). При этом главной задачей ученых, занятых в области агрохимии и охраны окружающей среды, является разработка таких методов и схем фракционирования техногенно загрязненных почв, которые бы позволили установить наиболее тесные корреляционные взаимосвязи между подвижностью вышеуказанных ЗВ в почве и их биологической доступностью.

К настоящему времени разработано большое количество методов определения фракционного состава РН и ТМ в почвах. При всем своем разнообразии данные методы позволяют выделить следующие основные формы нахождения элементов в почвах: водорастворимую, обменную, подвижную, кислоторастворимую и общее (валовое) содержание ЗВ (степень прочности связи с почвенными компонентами в данном ряду возрастает). Подобное разделение форм ЗВ очень удобно для целей сельскохозяйственной науки и практики, поскольку позволяет говорить о степени биологической доступности соответствующих форм ЗВ растениям: легкодоступная = (водорастворимая + обменная), доступная = (подвижная – (водорастворимая + обменная)), потенциально доступная = (кислоторастворимая – подвижная), потенциальный резерв = (валовое количество – кислоторастворимая). Целью данной работы было исследование динамики изменения подвижности РН с использованием методов параллельной экстракции, получивших широкое распространение при изучении состояния в почвах ТМ, а также биологической доступности радионуклидов ^{65}Zn, ^{60}Co и ^{137}Cs.

Методика исследований

Объектами исследований служили контрастные по плодородию почвы разного генезиса (дерново-подзолистая супесчаная и торфяная низинная болотная), отобранные из пахотного горизонта сельскохозяйственных угодий Жуковского района и Спас-Деменского месторождения Калужской области. Предварительная подготовка состояла из доведения почв до воздушно-сухого состояния, измельчения и просеивания через сито с диаметром отверстий 2 мм, определения исходных физико-химических характеристик и анализа на содержание интересующих элементов.

В таблице 1 приведены основные характеристики почв, установленные с использованием общепринятых методик [1]. В качестве тест-культуры использовался ячмень сорта "Зазерский-85", районированный для Нечерноземной зоны Российской Федерации.

Таблица 1. *Физико-химические характеристики используемых типов почв*

Показатель	Дерново-подзолистая супесчаная	Торфяная болотная низинная
pH солевой вытяжки	5,23±0,01	5,55±0,02
Подвижный K_2O мг/100 г по Масловой	11,05±0,39	58,25±0,39
Подвижный P_2O_5 мг/100 г почвы по Кирсанову	18,84±1,74	9,0±1,06
Гумус, %	1,33±0,03	21,3*±0,92
Сумма поглощенных оснований, мг-экв/100 г почвы	5,37±0,12	62,0±1,0
Нг, мг-экв/100 г почвы	1,76±0,01	32,65±1,17

* – зольность торфа, %.

Таблица 2. *Схема модельного эксперимента с внесением в почву радионуклидов ^{65}Zn, ^{60}Co и ^{137}Cs*

Тип почвы	Масса в/с почвы на вариант, кг	Масса в/с почвы на сосуд, кг	Радионуклид	МБк/вариант	кБк/кг
Дерново-подзолистая	10	3,3	Co-60	1	100
	10	3,3	Cs-137	1	100
	10	3,3	Zn-65	1,4	140
Болотная торфяная низинная	2,4	0,8	Co-60	0,24	100
	2,4	0,8	Cs-137	0,24	100
	2,4	0,8	Zn-65	0,336	140

Отбор растений в трех повторностях проводился на 7, 10, 14, 20, 25, 30 и 40-е сутки после посева. Весной 2008 года был заложен лабораторный модельный опыт с загрязнением почв РН (^{60}Co, ^{65}Zn, ^{137}Cs) (табл. 2). РН вносили в виде водных растворов в увлажненную до 60% ПВ почву в количестве 100 кБк/кг для ^{60}Co и ^{137}Cs и 140 кБк/кг для ^{65}Zn (табл. 2) при перемешивании вручную. Необходимый объем вносимого раствора с РН определялся исходя из полной влагоемкости почвы (ПВ). Для отбора почвенных растворов использовали центрифужные стаканы с пористым дном, изготовленные из тефлона. Методика выделения почвенных растворов из образцов, имеющих влажность 60% ПВ, подробно изложена в работе [2].

Относительное содержание (%) форм нахождения РН ^{65}Zn, ^{60}Co и ^{137}Cs в почвах определяли в параллельных вытяжках (табл. 3).

В агрохимических исследованиях наиболее информативным показателем состояния микроэлементов является содержание их подвижных форм. Именно на основании данных о количестве подвижных форм судят об обеспеченности почв и сельскохозяйственных культур микроэлементами. В зависимости от типа почвы разработаны и применяются разные методы извлечения подвижных форм элементов. Подвижные формы ТМ в параллельных вытяжках определяли в двух повторностях на 1, 7, 15, 30, 60, 90, 130 и 180-е сутки опыта с использованием 1 М раствора ацетатно-аммонийного буфера с pH 4,8 и 1 М раствора HCl [3].

Обсуждение полученных результатов

На основании полученных данных (табл. 3) следует, что содержание ^{65}Zn в почвенных растворах (водная вытяжка) в торфяной почве очень незначительно (варьирует от 0,02 до 0,13% от общего содержания радионуклида в почве) и практически не изменяется со временем.

Содержание РН в подвижной и кислоторастворимой формах, напротив, демонстрирует устойчивую тенденцию к снижению (с 28 до 12% и с 86 до 35%, соответственно). Аналогичная тенденция наблюдается и для дерново-подзолистой почвы, хотя в этом случае снижение подвижной формы нахождения РН более существенно (3 раза), а кислоторастворимой не столь значительно (менее 2 раз).

Анализ динамики форм нахождения ^{60}Co приводит к выводу, что содержание РН в почвенных растворах в торфяной почве демонстрирует тенденцию к очень существенному снижению (почти на порядок) количества РН в водорастворимой форме. Здесь, так же как и в предыдущем случае, наблюдается значительное варьирование количества РН, находящегося в водорастворимой форме. Содержание РН в подвижной и кислоторастворимой формах, подобно ^{65}Zn, также снижается (с 16 до 2% и с 86 до 35% соответственно). Для дерново-подзолистой почвы отмечается более выраженное по сравнению с торфом снижение подвижной формы ^{60}Co (32 раза против 8), и аналогичное – для кислоторастворимой формы РН.

Содержание ^{137}Cs в почвенных растворах (водная вытяжка) в торфяной почве со временем снижается очень сильно (в 60 раз), что, по-видимому, обусловлено процессами фиксации РН глинистыми минералами всегда, пусть даже в очень небольших количествах, присутствующими в торфяных низинных почвах. Содержание РН в подвижной и кислоторастворимой формах также снижается намного интенсивнее, чем двух вышеприведенных РН. Причина столь серьезного уменьшения концентрации ^{137}Cs в торфяной низинной почве – фиксация микроколичеств ионов РН глинистыми минералами.

Переход радионуклидов из почвы в растения оценивали по коэффициенту накопления (КН), который определялся как отношение концентрации радионуклидов в растениях к их концентрации в почвах. На рисунке 1 (а, б, в) представлены значения КН радионуклидов ^{65}Zn, ^{60}Co и ^{137}Cs в динамике роста при выращивании растений на торфяной низинной болотной и дерново-подзолистой супесчаной почвах.

Исходя из зависимостей “КН ^{65}Zn – время (сут.)” (рис. 1, а), можно сделать следующие выводы:

– накопление ^{65}Zn в начальный период развития растений ячменя (30 сут. – для дерново-подзолистой почвы и 40 сут. – для торфяной) подчиняется экспоненциальному закону с положительным коэффициентом при аргументе t (сут.);
– увеличение содержания ^{65}Zn в растениях, выраща-

Таблица 3. *Относительное содержание форм нахождения ^{65}Zn, ^{60}Co и ^{137}Cs в почвах (параллельные вытяжки), %*

Вытяжка	**Сутки**							
	1	7	15	30	60	90	130	180
Цинк-65								
Торф								
Почвенный раствор	0,104±0,009	0,064±0,001	0,023±0,019	0,046	0,123±0,08	0,050	0,133	0,042±0,018
1 M NH4OAc, pH 4,8	28,4±0,4	27,8±3,7	–	24,9±0,2	29,2±0,3	23,7	15,2	12,3±2,4
1 M HCl	86,2±6,8		–	75,1±4,6		72,7	59,3	35,3±3,6
Дерново–подзолистая супесчаная почва								
Почвенный раствор	1,66±0,99	0,061±0,001	0,077±0,001	0,061±0,003	1,31±0,23	0,79±0,41	0,99±0,39	0,88±0,62
1 M NH4OAc, pH 4,8	40,99±4,38	–	32,80±0,71	19,25±10,28	18,73±1,75	11,88±2,36	9,35±3,65	12,90±0,20
1 M HCl	79,57±1,43	–	59,83±1,48	52,10±2,10	–	49,05±5,25	44,16±1,63	46,19±064
Кобальт-60								
Торф								
Почвенный раствор	0,122±0,021	0,235	0,038±0,005	0,052	0,030±0,003	0,020	0,051	0,018±0,006
1 M NH4OAc, pH 4,8	16,3±0,5	13,4±2,1		13,3±0,2	11,8±0,2	5,6	4,7	1,9±0,4
1 M HCl	85,7±3,9	–	–	78,2±2,9	–	70,4	59,1	34,9±1,4
Дерново–подзолистая супесчаная почва								
Почвенный раствор	4,66±1,60	0,88±0,18	0,54±0,05	0,53±0,01	0,08±0,02	0,05±0,03	0,02±0,01	0,02±0,01
1 M NH4OAc, pH 4,8	15,90±0,86	7,29±1,78	8,12±0,46	11,07±0,29	–	0,48±0,26	0,34±0,12	0,52±0,07
1 M HCl	65,30±3,73	–	60,70±0,34	54,07±0,69	–	34,05±2,30	28,47±3,14	–
Цезий-137								
Торф								
Почвенный раствор	3,94±0,23	2,96±0,21	1,16±0,02	1,04	0,38±0,10	0,11	0,13	0,07±0,002
1 M NH4OAc, pH 4,8	63,3±1,0	61,3±3,7	–	42,2±0,2	35,9±2,2	20,8	14,0	7,4±0,4
1 M HCl	52,6±3,9	–	–	38,3±2,8	–	16,5	23,4	11,7±0,3
Дерново-подзолистая супесчаная почва								
Почвенный раствор	4,77±1,71	2,17±0,25	0,90±0,06	0,68±0,04	0,08±0,01	0,06±0,02	0,16±0,08	0,03±0,01
1 M NH4OAc, pH 4,8	43,46±2,23	–	38,94±0,04	25,32±0,32	14,76±0,61	14,57±1,12	10,46±2,84	17,90±0,10
1 M HCl	11,47±2,38	–	8,45±0,11	8,52±0,13	–	3,34±2,18	4,95±0,99	3,43±0,42

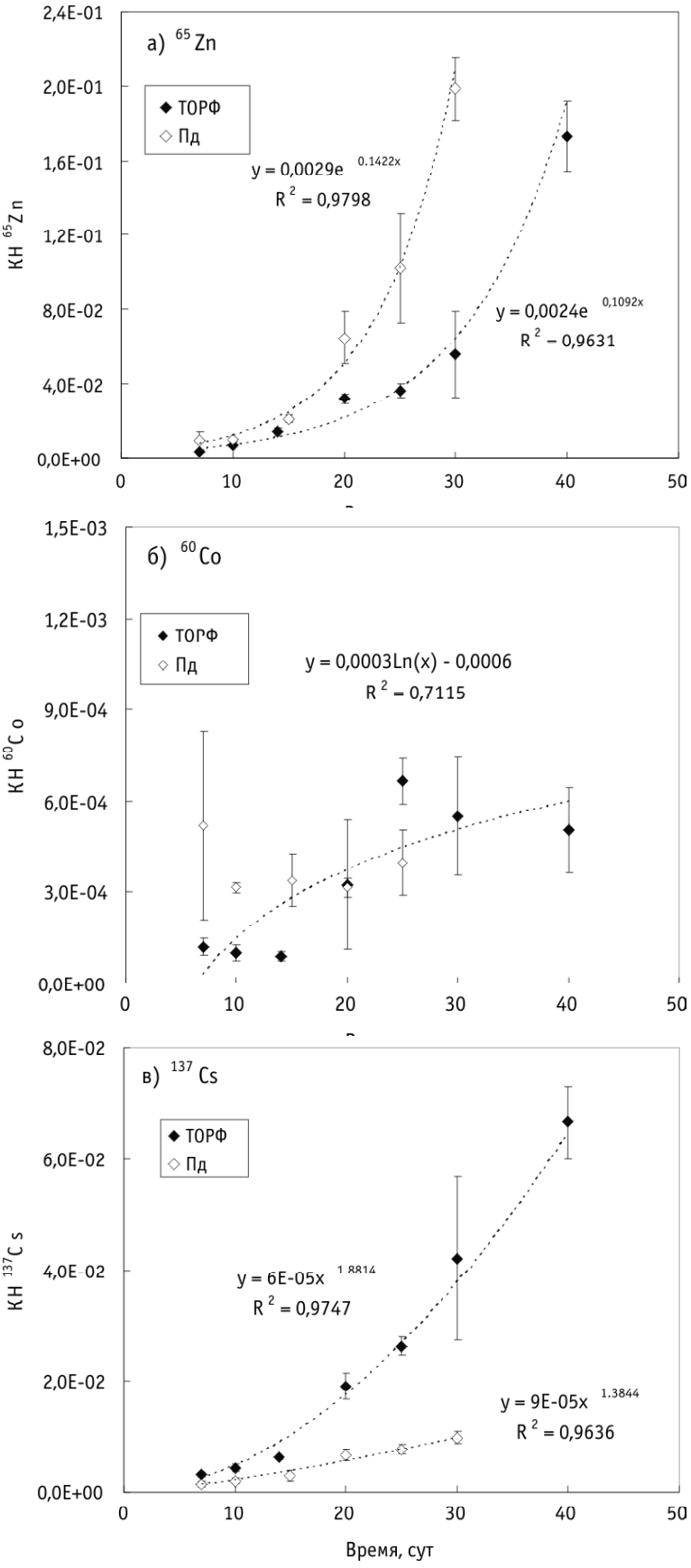


Рис. 1. *Значения коэффициентов накопления ^{65}Zn (а), ^{60}Co (б) и ^{137}Cs (в) растениями ячменя в динамике роста на торфяной болотной низинной и дерново-подзолистой супесчаной почвах*

ваемых на дерново-подзолистой почве, происходит гораздо интенсивнее, чем на торфяной почве.

Учитывая форму зависимостей кривых накопления данного РН в растениях от времени, можно сделать однозначный вывод: поведение цинка в системе "нативная почва (без внесения стабильного изотопа) – растение" характерно для микроэлементов, в отношении которых растения испытывают голодание.

Кривые накопления ^{60}Co (рис. 1, б), в отличие от ^{65}Zn, не удалось аппроксимировать никаким законом (значения КН ^{60}Co варьировали в пределах чрезвычайно низких значений – $nx10^{-4}$ вне зависимости от возраста проростков). Подобное поведение РН в нативных почвах не присуще микро- и макроэлементам и может свидетельствовать только в пользу вывода о фитотоксических свойствах Co.

Динамика накопления ^{137}Cs проростками ячменя в начальный период развития (рис. 1, в) может быть аппроксимирована степенной функцией. Значения КН ^{137}Cs возрастали от $1x10^{-3}$ до $1x10^{-2}$ (дерново-подзолистая почва) и от $3x10^{-3}$ до $7x10^{-2}$ (торфяная болотная низинная почва). Как и в случае с ^{65}Zn, накопление ^{137}Cs происходило во много раз интенсивнее на торфяной почве, чем на минеральной дерново-подзолистой. Форма зависимостей "КН ^{137}Cs – время (сут.)" характерна для макроэлементов, являющихся для растений элементами питания.

Литература

1. *Агрохимические методы исследования почв. – М. : Наука, 1975. – 656 с.*
2. *Анисимов В.С., Круглов С.В., Алексахин Р.М. и др. Влияние калия и кислотности на состояние ^{137}Cs в почвах и его накопление проростками ячменя в вегетационном опыте // Почвоведение. – 2002. – №11. – С.1323–1332.*
3. *Практикум по агрохимии / под ред. В.Г. Минеева. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 2001. – 688 с.*

О ХРАНИЛИЩАХ РАДИОАКТИВНЫХ ВЕЩЕСТВ В ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ

И.Б. Хаджамбердиев[1], Р.Р. Тухватшин[1], Н.Ш. Мамбетов[2]

[1]Антитоксическая сеть Центральной Азии, г. Бишкек, Кыргызстан, igorho@mail.ru
[2]Центр санэпидназора, г. Майлуу-Суу, Кыргызстан, majlisaj_g@ktnet.kg

ABOUT RADIOACTIVE TAILINGS IN CENTRAL ASIA

I.B. Hadjamberdiev[1], R.R. Tukhvatshin[1], N.Sh. Mambetov[2]

[1]Toxic Action network Central Asia
[2]Sanitary Control Centre of Mailuu-Suu town

Abstract. *Review of old radioactive tailings in Uzbekistan, Tadjikistan, Kazakhstan, and Kyrgyzstan. Last country area Mailuu-Suu was a target of study and health security improvement – drinking water filtration (funding by Blachsmith Inst).*

С начала 2000-х гг. в регионе возобновилась и расширилась добыча урана национальными предприятиями совместно с российскими кампаниями (в Казахстане и Узбекистане), однако действующие хранилища (Кара-Балты в Кыргызстане и др.) построены по современным технологиям и не представляют непосредственной опасности. Наряду с ними на территории Центральной Азии остались многочисленные старые хранилища, содержащие радиоактивные элементы, зачастую одновременно также тяжелые редкоземельные металлы, биоматериал и др. Так, в Казахстане всего более 6,7 млрд токсичных отходов, в Кыргызстане – 110 млн м^3. Большая часть всех перечисленных старых отходов в странах региона находится в неудовлетворительном состоянии – и в отношении доступа диггеров, и в отношении естественного распространения токсикантов из-за эрозии дамб и ложа, инфильтрации в подземные воды. Технологии обогащения урана 50–60-х гг. была несовершенна, поэтому урановые отходы могут стать источником массивного загрязнения территорий и даже объектом изготовления грязной бомбы.

1. На севере Кыргызстана в верховьях реки Кичи-Кемин, в 2 км от пгт. Ак-Тюз был размещен склад концентрата руды Актюзской обогатительной фабрики. Всего в 4 объектах захоронены 4,7 млн м^3 отходов переработки полиметаллических руд и радиоактивных элементов. Они представляют собой опасность радиоактивного загрязнения в долине р. Кичи-Кемин (ограниченный прорыв ториевой пульпы уже имел место в 1965 г.). На юго-востоке Кыргызстана находился крупнейший в бывшем СССР комплекс урановых рудников – Майлуу-Суу: 23 хвостохранилища и 13 отвалов (общий объем 2 млн м^3 или по массе – более 4 млн т). Оползневая активность, усилившаяся в последние три года, может привести к разрушению хвостохранилищ в Майлуу-Суу, в результате возможно загрязнение территории соседнего Узбекистана площадью до 300 км^2. Оползнеопасные хвостохранилища №№3, 7, 10 содержат материал в пастообразном состоянии. Химический состав отходов соответствует начальному составу урановой руды со значительной примесью тория-230. Начаты работы по перезахоронению хранилища №3, проводится перенос грунта хранилища №1 в №2 и укрепление берегов реки Майлуу-Суу (при поддержке World Bank). В грунтовых водах в непосредственной близости от хвостохранилищ №№3, 5, 7 определяется уран в объемах 1200–1700 мкг/л. По оценке местных медицинских работников, высокий уровень эндемического зоба и онкологических заболеваний в регионе обусловлен действием урановых отходов. Нами проведены исследования источников облучения и путей поступления радиоактивных соединений в организм, которые показали, что наиболее значимым является поступление урана с питьевой водой и облучение внутри помещения (стены из местного камня и эманация радона). В связи с чем (при поддержке фонда Blacksmith Institute) в школах установлены российско-германские водные фильтры и сделана защитная штукатурка стен помещений. Мониторинг в течение нескольких месяцев после этих мер показал, что указанные величины упали соответственно в 8 и 4 раза, расчетная экспозиционная доза организма детей и подростков в снизилась в 3–4 раза, показатели белкового иммунитета у них нормализовались.
2. На территории Узбекистана, помимо действующих, имеются и законсервированные урановые рудники (Учкудук, Сугралы, Сабырсай и др.), а также хвостохранилища и отвалы, содержащие пульпу переработанных урановых и смешанных руд. Крупнейшее из последних, в 15 млн т и площадью 630 га, содержит различные, в том числе радиоактивные, отходы и находится на левобережье р. Зеравшан вблизи г. Навои (Навоийская область); где на дамбе высотой 13–15 м регистрируют гамма-поле 300–500 мкР/ч. В другой точке, вблизи одного из поселков Наманганской области, после разработок (которые проводились и обычной переработкой руды, и подземным выщелачиванием) также регистрируется высокая общая активность радионуклидов.
3. На западе Казахстана, в Мангистаусской области вблизи г. Актау в зоне Кошкар-Ата ранее находились два завода Прикаспийского горно-обогатительного комбината по переработке урановой руды и атомный реактор БН-350. Захоронение (общий объем по некоторым оценкам – свыше 50 млн т) содержит радиационно-опасные отходы (U-238, Ra-226, Th-230 и тяжелые редкоземельные металлы). Значительное количество стройматериалов и захороненного обо-

рудования (в трех ямах) расхищено. В декабре 2007 г. специализированное предприятие "УранБеркутРудник" приступило к рекультивации первого участка и к сентябрю 2008 г. его закрыли бетонными плитами площадью 24 гектара, в дальнейшем предполагается закрыть бетоном или грунтом все опасные площади – свыше 30 га. На востоке Казахстана вблизи Усть-Каменогорска также имеется много радиоактивных зон, где источником излучения являются заброшенные шахты и рудники с ураном и торием, радиационный фон на поверхности 300 мкР, под поверхностью – свыше 1000.

4. На территории Северного Таджикистана в советское время образовались десятки хвостохранилищ и отвалов предприятий по добыче и переработке урана. Особенное беспокойство экологов вызывают хвостохранилища близи пос. Адрасман. В 1993 г. министерством охраны природы был разработан проект консервации и проведена экологическая экспертиза (№12 от 14.07). Предусматривалась перевозка хвостов и загрязненного грунта на одно из хвостохранилищ, покрытие площадок ликвидируемых хвостохранилищ нейтральным грунтом; далее – рекультивация территории пос. Адрасман. Однако работы в связи с социальными потрясениями не были закончены. Произведено перезахоронение основной массы пяти хвостохранилищ в одно. Величина гамма-излучения местами в ареале (в связи с частичным размывом поверхностными водами) достигает 160 мкр/ч. Проблема осложняется нелегальными раскопками (диггерством) захороненного оборудования для сдачи в качестве металла. Материалы собираются в жилых домах, а затем вывозятся перекупщиками. Таким образом образуются новые источники радиоактивного излучения как за счет вскрытия захоронения, где его величина достигает 200–230 мкр/ч, так и в жилых домах – местах их хранения. Количество последних с трудом подлежит учету.

Заключение: наряду с проводимыми перезахоронениями опасных старых хвостохранилищ (что требует длительного времени и больших затрат), необходимы неотложные меры по защите иммунного и генетического статусов жителей этих ареалов, в частности, путем фильтрации питьевой воды.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ МИКРОКОЛИЧЕСТВА Sr И Cs В ПИЩЕВЫХ ПРОДУКТАХ

С. Ходжиев, Х. Муртазаев

Худжандский государственный университет, Худжанд, Таджикистан,
khatam.murtazaev@mail.ru

DETERMINATION OF THE MICROQUANTITY OF Sr AND Cs IN FOOD PRODUCTS

S. Khodjiev, Kh. Murtazaev

Khudjand State University, Khudjand, Tajikistan

Abstract. *The article deals with the determination of the microquantity Sr and Cs food products of North Tajikistan. It marks hat in products we have reseeded the quantity of Sr and Cs beside two positions is under sanitary allowed norms.*

Вредное воздействие ионизирующего излучения радионуклидов на организм человека требует постоянного контроля их наличия в биосфере. Очень тревожно, если микроколичество радионуклидов превышает санитарно допустимую дозу в пищевых продуктах. Для определения наличия некоторых тяжелых бета-радионуклидов Sr и Cs нами проведена регулярная проверка в употребляемых каждодневных продуктах питания населения Северного Таджикистана. По результатам измерений можно сказать, что вклады элементов Sr и Cs в пищевых продуктах находятся в пределах допустимой нормы.

В последние два десятилетия на рынках Северного Таджикистана продают привозные из других стран и регионов продукты питания, часто без проверки со стороны санитарно-эпидемиологической службы (СЭС) на наличие бета-радионуклидов стронция, цезия, церия, рутения, кобальта. Это вызывает беспокойство ученых, общественных деятелей, экологов и населения, так как последствия из-за превышения содержания от санитарно-допустимой нормы вышеназванных радионуклидов для здоровья населения может быть непредсказуемыми. С целью проверки наличия Sr и Cs в отдельных продуктах питания нами были отобраны из различных рынков Северного Таджикистана хлеб и хлебобулочные изделия, мясо и мясопродукты, рыба, бахчевые культуры, фрукты, чай и молоко. Отобранные образцы проб продуктов (кроме жидких) сначала размельчали, затем упаковали в емкости для измерения. Подготовленные пробы исследовали бета-радиометром РКБ4-1еМ [1].

Радиометр РКБ4-1еМ измеряет удельную и объемную активность нуклидов $^{90}Sr+^{90}Y$, ^{137}Cs, $^{144}Ce+^{144}Pr$, $^{106}Ru+^{106}Rh$, ^{60}Co во внешней среде, молоке, почве, донных отложениях, растительности. Бета-радиометр с двумя блоками детектирования предназначен для экспрессных измерений методом непосредственной оценки удельной и объемной активности бета-излучающих радионуклидов проб объектов внешней среды в поле-

вых и лабораторных условиях в диапазоне (1,9–4,7)x10^7 Бк/л.

До начала чистовых измерений была проверена работоспособность прибора, а также функционирование блоков детектирования от стандартных источников ^{137}Cs с интенсивностью I=1186 $с^{-1}$ и $^{90}Sr+^{90}Y$ с I=260 $с^{-1}$, соответственно. При каждом измерении вначале был определен фон $N_Ф$ емкости для проб. Затем в емкость упаковали измеряемую пробу и определили количество счетов эффекта плюс фон – $N_{ЭФФ+Ф}$. После этого была вычислена величина эффекта:

$$N_{ФФ} = N_{ЭФФ+Ф} - N_Ф.$$

Необходимо отметить, что измеряемая величина есть суммарный эффект от всех радионуклидов, содержащихся в пробе. Прибор обладает различной чувствительностью для разных элементов. С учетом этого различия подсчитали количества счетов для каждого интересующего нас элемента: Sr и Cs. В завершение количество счетов каждой измеряемой пробы было переведено на Ки/кг или Ки/л. Результаты измерений приведены в таблице 1. В последней колонке таблицы в качестве санитарно-допустимой дозы дается норма по цезию [2]. Как правило, соблюдение санитарно-допустимой дозы по цезию обеспечивает соблюдение нормы по стронцию.

Как видно из таблицы, микроколичество Sr и Cs почти во всех продуктах не превышает санитарно-допустимую норму. Однако есть некоторые пробы, например компоты и лук, где бета-активность по Cs превышает санитарно-допустимую норму на 10–20%.

Данная работа важна для нашей страны, так как в настоящее время из-за становления республики после гражданской войны многие службы, в том числе санитарные, не работают в полном объеме. С другой стороны, параллельная или независимая проверка продуктов питания на наличие радионуклидов, входящих в основной пищевой рацион населения, дополняет госпроверку и способствует предотвращению заболеваний, связанных с радионуклидами. Что касается превышения уровня микроколичества Sr и Cs в названных продуктах, то по нашей рекомендации и дополнительной проверке СЭС предотвращена их продажа и распространение среди населения.

Таблица 1. *Результаты измерений микроколичества Sr и Cs в продуктах питания*

Наименование продуктов	Микроколичество $\cdot 10^{-8}$ Ки/кг или Ки/л		Санитарно-допустимая доза по *Cs* $\cdot 10^{-8}$Ки/кг или Ки/л
	Sr	*Cs*	
Жерех	0,15	0,27	2,8
Лещь	0,46	0,84	2,8
Мука I с	0,37	0,67	1,0
Мука в/с	0,06	0,11	1,0
Пшеница	0,43	0,78	1,0
Рис	0,21	0,38	1,0
Вода питьевая	0,0096	0,0129	0,05
Чай зелёный	0,07	0,13	20,0
Картошка	0,21	0,38	1,6
Морковь	0,08	0,14	1,6
Арахис	0,4	0,731	1,6
Хлеб	0,1	0,15	1,0
Капуста	0,006	0,013	1,6
Компот абрикосовый	0,3	0,5	0,5
Сок абрикосовый	0,58	0,44	0,5
Компот сливовый	0,32	0,5	0,5
Чай чёрный	0,25	0,45	20,0
Перец болгарский	0,58	1,2	1,6
Помидоры	0,26	0,47	1,6
Груши	0,031	0,056	1,6
Свекла	0,12	0,21	1,6
Баклажаны	0,26	0,47	1,6
Яблоки	0,28	0,45	1,6
Виноград	0,15	0,28	1,6
Лук репчатый	1,3	1,9	1,6
Соль	5,9	10,2	–
Сухофрукты	1,5	2,7	20,0

Литература

1. *Бета-радиометр РКБ4-1еМ. Техническое описание и инструкция по эксплуатации. – Пятигорск, 1977.*
2. *Нормы радиационной безопасности (НРБ-06) СП 2.6.1.001-06. – Душанбе : Дониш, 2006.*

АДАПТАЦИЯ РАСТЕНИЙ В УСЛОВИЯХ РАДИАЦИОННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Е.П. Храмова

Центральный сибирский ботанический сад СО РАН, г. Новосибирск, Россия, khramova@ ngs.ru

ADAPTATION OF PLANTS IN CONDITIONS OF RADIOACTIVE CONTAMINATION

E.P. Khramova

Central Siberian Botanical Garden SB RAS

Abstract. *It is experimentally demonstrated that radiation affects the biosynthesis of the total amount of flavonoids in the leaves of* Pentaphylloides fruticosa *(bush cinquefoil). The content of flavonols in* P.fruticosa *is revealed to increase (in aggregate and in groups) 2.3 times. In this case, the variation from control tests increases with increasing contamination. Individual flavonoid components form the differently directed types of organism response to radiation. The content of hyperoside, quercitrin and kaempferol decreases with increasing radiation contamination. On the contrary, the content of other flavonoid components increases. A qualitative content of flavonoids in the leaves of irradiated and control plants remains constant. We have established a reduction of leaf surface, a decrease in the growth of annual shoots and leaf stem in length, and an increase in the number of leaves on annual shoots. In this case, as radiation increases by most criteria, distinctions from control tests also increase. The various organs of bush cinquefoil display a different ability to accumulate radionuclides: the content of ^{90}Sr in leaves is higher than that in annual shoots despite the dependence on contamination. For ^{137}Cs, this relation was not revealed.*

Важнейшими ответными реакциями растений на воздействие антропогенного фактора, в том числе и радиации, являются изменения процессов роста, развития, воспроизводства и выживаемости растений, физиолого-биохимическая перестройка метаболических процессов, определяющие существование популяции в пространстве [4, 8].

Анализ литературных данных показал, что для изучения изменений, происходящих в растительном организме под воздействием неблагоприятных факторов, в основном используются многочисленные морфологические характеристики. Фенольные соединения, в том числе флавоноиды, используют гораздо реже. Между тем флавоноиды, представляющие собой наиболее распространенную группу фенольных соединений, являются высокоэффективными природными адаптогенами и играют значимую роль в адаптации растений к различным окислителям [5, 7]. Их накопление представляется механизмом защиты от обширного окислительного повреждения фотосинтетического аппарата в ответ на воздействие на растение неблагоприятных либо необычных факторов [5, 10]. Кроме того, анализируя биохимические реакции на определенные антропогенные или природные стрессы и сравнивая их с правильно подобранным контролем, можно сделать важные выводы о состоянии среды даже при отсутствии внешних симптомов повреждения.

В результате радиационной аварии на Южном Урале (ПО “Маяк”) в 1957 г. сформировался Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС), который уже 50 лет является уникальным полигоном для проведения экспериментальных работ в природе. Представляло интерес исследование биологических эффектов малых доз ионизирующей радиации у растений.

В качестве модельного объекта выбран *Pentaphylloides fruticosa* (L.) O. Schwarz – пятилистник кустарниковый или курильский чай кустарниковый из сем. Rosaceae.

Известно, что *P. fruticosa* продуцирует значительное количество флавоноидов (по сведениям разных авторов – от 2 до 14%). Установлено, что флавоноидные вещества пятилистника кустарникового представлены в основном группой флавонолов. Так, из надземной части *P. fruticosa* выделены и идентифицированы агликоны – кверцетин, кемпферол и 7,3’,4’-три-О-метилкверцетин, не менее 5 флавонолгликозидов – кверцитрин, гиперозид, арабинопиранозид кверцетина, изокверцитрин и астрагалин, и 3 ацилированных флавонолгликозида – 6’’-О-галлат-3-β-D-галактопиранозид кверцетина, тернифлорин и трибулозид [9].

Цель работы заключалась в выявлении изменений биохимических и морфологических параметров у пятилистника кустарникового в условиях радиационного воздействия.

Материал и методика

Объектами изучения были четырехлетние растения пятилистника кустарникового, высаженные саженцами в 2004 г. в головной части ВУРСа на двух участках с разным уровнем загрязнения радионуклидами (опыт) и на фоновом участке вне зоны загрязнения (контроль).

Участок 1 находится в головной части ВУРСа в 6 км от места взрыва в 1957 году емкости с радиоактивными отходами на оси следа в районе старой дороги с деревянным покрытием (“Лежневки”). Средняя плотность загрязнения по ^{90}Sr на время исследований составляла 35–39 МБк/м^2, по ^{137}Cs – 2,2–2,4 МБк/м^2, по Pu – до 96 кБк/м^2. Гамма-фон на уровне почвы равен 310±80 мкР/ч, плотность β-излучения на поверхности почвы достигает 2180±150 β-частиц/мин·см^2.

Участок 2 расположен на южном берегу оз. Бердениш на выщелоченных черноземных почвах на территории эвакуированной деревни. Плотность загрязнения по ^{90}Sr во время исследований составляла 15–20 МБк/м^2, по ^{137}Cs – 0,5–0,6 МБк/м^2, по Pu – до 27 кБк/м^2. Уровень гамма-фона на поверхности почвы равен 126±29 мкР/ч, плотность β-потока – 819±268 частиц/мин·см^2.

Плотность загрязнения ^{90}Sr **контрольного участка**, выбранного за пределами ВУРСа, составляла 0,01–0,04 МБк/м^2, ^{137}Cs – 4–5 кБк/м^2 Уровень гамма-фона на по-

верхности почвы равен 7–11 мкР/ч, плотность β-потока – 5–10 частиц/мин·см^2.

Участки имеют сходный геоботанический состав растительности.

Для измерения морфометрических параметров, определения флавоноидов и содержания радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в растениях брали среднюю пробу с 50 особей с каждого участка в фазе плодоношения (сентябрь 2006 г.).

Для промера морфологических параметров был применен метод компьютерного анализа изображений [11]. Для измерения метрических параметров листа проводили съемку цифровой камерой в режиме "макро" с последующей обработкой снимков и интерпретацией результатов средствами геоинформационных технологий и электронных таблиц, используя пакеты прикладных программ "MapInfo" и "Excel 7.0".

Анализ флавоноидов пятилистника кустарникового выполняли методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) на жидкостном хроматографе Agilent 1100 (Agilent Technologies, США) с УФ-спектрофотометрическим детектором и программным обеспечением обработки хроматографических данных ChemStation [2, 13].

Определение радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs проводили стандартными методами β- и γ-спектрометрии [1, 3].

Результаты и их обсуждение

Полученные результаты по содержанию радионуклидов в надземной части пятилистника кустарникового показали, что наибольшее количество ^{90}Sr и ^{137}Cs обнаружено в растениях, произрастающих на участке 1. Отмечено, что в большей мере ^{90}Sr накапливается в листьях по сравнению со стеблями вне зависимости от степени загрязнения участков радионуклидами. Для ^{137}Cs подобная зависимость сохраняется в растениях с участка 1. У растений с участка 2 удельная активность ^{137}Cs несколько выше в стеблях по сравнению с листьями (табл. 1).

Важным показателем радиационного загрязнения растений является вынос радионуклидов из почвы, который оценивался по коэффициенту накопления (КН), рассчитанному как отношение удельной активности радионуклида в сухой массе растений (Бк/кг) к концентрации в 0–20 см слое воздушно-сухой почвы (Бк/кг) [5]. Полученные результаты свидетельствуют о том, что в листьях растений с участка 1 КН для ^{90}Sr оказался близким к 1, в стеблях – 0,5. У растений с участка 2 этот показатель снизился в 5 раз, что указывает на меньший вынос этого радионуклида из почвы. Аналогичные расчеты для ^{137}Cs показали, что КН у растений, произрастающих на обоих участках, меньше 1, что также свидетельствует о малом выносе этого радионуклида из почвы данных участков.

Анализ морфологических признаков пятилистника кустарникового, выращенного в условиях разного радионуклидного загрязнения и контроля, показал, что радиационное воздействие вызвало уменьшение фотосинтезирующей поверхности, снижение прироста годичного побега и черешка листа в длину, причем с увеличением облучения по большинству критериев различия по сравнению с контролем увеличивались (рис. 1, табл. 2). Это связано, скорее всего, с подавлением рос-

Таблица 1. *Удельная активность радионуклидов в надземной массе Pentaphylloides fruticosa и коэффициент накопления из разных участков зоны ВУРСа (кБк/кг и Бк/кг на воздушно-сухой вес)*

№ участка	Орган растения	Стронций-90		Цезий-137	
		кБк/кг	КН	Бк/кг	КН
1	листья	355	0,9	1000	0,1
	стебли	189	0,5	529	0,03
2	листья	23,1	0,2	339	0,3
	стебли	13,9	0,1	417	0,3

Рис. 1. *Листья Pentaphylloides fruticosa из разных участков ВУРСа и контроля: А – контроль, Б – участок 1, В – участок 2*

Таблица 2. *Морфометрические показатели листа пятилистника кустарникового из разных по уровню загрязнения участков*

Морфометрические параметры	Контроль	Участки зоны ВУРСа	
		2	1
Площадь листа, мм^2	630±204*	314±151	260±130
Периметр листа, мм	282±57	172±49	155±43
Длина листа, мм	30±6	21±5	19±4
Ширина листа, мм	40±6	29±7	25±6
Площадь конечной доли, мм^2	97±46	62±29	47±25
Периметр конечной доли, мм	47±11	36±8	32±8
Длина конечной доли, мм	22±5	16±3	15±4
Ширина конечной доли, мм	6,6±1,7	5,7±1,7	4,7±1,3
Длина черешка, мм	12±3	10±4	8±3
Длина побега, мм	164±51	136±43	142±37
Количество листьев, шт.	10,6±2,9	11,1±3,8	11,7±2,8
Длина листа/ширина листа	0,7	0,7	0,7
Длина конечной доли/ширина конечной доли	3	3	3

* – среднее значение ± стандартное отклонение.

товых процессов и апикального доминирования у побегов, что находит подтверждение в литературных данных [8, 6, 12].

В то же время отмечено, что количество листьев на годичном побеге больше у растений, произрастающих на загрязненных участках, по сравнению с контролем, наибольшее их число зафиксировано у растений на участке 1. По-видимому, у этих растений наблюдалась ростовая компенсация за счет увеличения числа листьев на годичном побеге.

Сравнительный анализ формы листа у пятилистника кустарникового из разных по уровню загрязнения участков зоны ВУРСа не выявил существенных различий (рис. 1). Так, величина отношений (длина листа)/(ширина листа) и (длина конечной доли)/(ширина конечной доли) у растений постоянна вне зависимости от уровня загрязнения радионуклидами и равняется 0,7 и 3 соответственно.

В качестве биохимических параметров выбраны общая сумма флавоноидов, сумма флавонолов, сумма гликозидов, сумма агликонов, гликозиды кверцетина, гликозиды кемпферола и индивидуальные компоненты.

Исследование флавоноидного состава методом ВЭЖХ показало, что в экстрактах листьев пятилистника кустарникового, выращенного в условиях разного радионуклидного загрязнения и контроля, содержится не менее 13 соединений флавоноидной природы (рис. 2).

При сравнении хроматограмм экстрактов исследуемых образцов выявлено сходство их полифенольного состава, что свидетельствует о том, что качественный состав флавоноидного комплекса листьев пятилистника кустарникового из разных участков ВУРСа и контроля не изменяется.

Сопоставление времен удерживания пиков веществ на хроматограммах анализируемых образцов с временами удерживания пиков стандартных образцов и УФ-спектрами позволили идентифицировать следующие флавонолгликозиды – гиперозид, изокверцитрин, кверцитрин и астрагалин, агликоны – кверцетин и кемпферол. Остальные компоненты (1–3, 6–9) пока не идентифицированы, но в процессе хроматографирования в режиме “online” были зарегистрированы УФ-спектры некоторых из них. Компонент 1 имеет λ_{max} 265, 357 нм; компонент 2 – λ_{max} 278, 358 нм; компонент 3 – λ_{max} 284, 354 нм; компонент 6 – λ_{max} 257, 353 нм; компонент 8 – λ_{max} 252, 367 нм; компонент 9 – λ_{max} 255, 353 нм. На основании этих данных они отнесены к флавоноидным структурам.

Результаты определения содержания флавоноидов

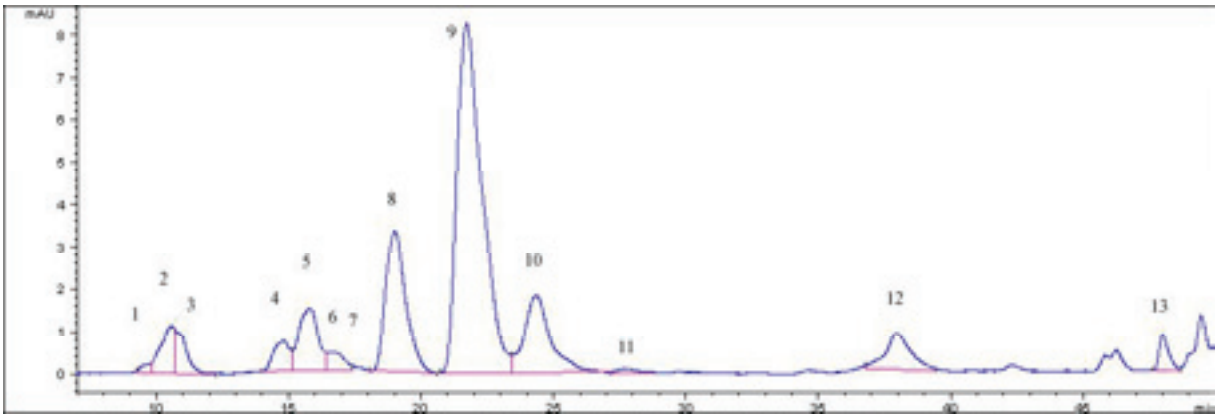


Рис. 2. *Хроматограмма экстракта листьев Pentaphylloides fruticosa с участка 2 зоны ВУРСа: 1–3, 6–9 – неидентифицированные компоненты, 4 – гиперозид (t_R = 14,78 мин), 5 – изокверцитрин (t_R = 15,80 мин), 10 – кверцитрин (t_R = 24,35 мин), 11 – астрагалин (t_R = 27,67 мин), 12 – кверцетин (t_R = 37,95 мин), 13 – кемпферол (t_R = 48,00 мин). По оси абсцисс – время удерживания (мин), по оси ординат – оптическая плотность*

(в сумме, по группам и отдельным компонентам) в листьях *P. fruticosa* из разных участков зоны ВУРСа и контрольного показали, что при сходном качественном составе флавонолов есть существенные различия в количественном содержании.

Установлено, что общее количество флавоноидов, сумма флавонолов, сумма флавонолгликозидов и агликонов в листьях облученных растений выше по сравнению с контролем, причем с ростом уровня загрязнения участков разница с контролем увеличивается (табл. 3).

Анализ содержания флавонолгликозидов (гликозидов кверцетина и гликозидов кемпферола по отдельности) в листьях показал количественное преобладание гликозидов кверцетина по сравнению с гликозидами кемпферола на обоих участках и фоновом. Отмечается также, что с повышением уровня загрязнения разница с контролем в большей мере возрастает в содержании гликозидов кверцетина по сравнению с гликозидами кемпферола. Скорее всего, это связано с тем, что в ответ на повышение радиации более отзывчивы гликозиды кверцетина по сравнению с гликозидами кемпферола. В целом, в накоплении гликозидов кверцетина и гликозидов кемпферола отмечается та же зависимость от уровня загрязнения участков, что и для суммарного содержания флавонолов: их максимум отмечен в листьях растений с наиболее загрязненного участка 1.

Сравнительный анализ содержания индивидуальных компонентов в листьях пятилистника кустарникового из разных участков ВУРСа и фонового показал 3 противоположные зависимости от уровня загрязнения почвы радионуклидами. Так, концентрация компонентов 3, 8, 9, изокверцитрина, астрагалина и кверцетина в листьях растений с участков ВУРСа выше по сравнению с контрольным, при этом с ростом уровня радиации разница с контролем увеличивается. Для гиперозида, кверцитрина и кемпферола наблюдается обратная зависимость. Их содержание в листьях загрязненных растений падает по сравнению с контролем, достигая минимума в растениях с наиболее загрязненного участка 1. Содержание компонентов 6 и 7 рассчитывали в сумме, т.к. в процессе хроматографирования не было достигнуто их четкого разделения. При этом их количество, так же как и компонента 2, в листьях растений с импактных участков постепенно повышалось по сравнению с контролем, после чего наблюдался спад в листьях растений с наиболее загрязненного участка. Концентрация компонента 1 оставалась постоянной вне зависимости от места произрастания растений.

Из полученных нами результатов видно, что индивидуальные флавоноидные компоненты формируют разные типы ответной реакции организма на радиационное воздействие: синергизм, антагонизм либо индифферентность по отношению к радиации, что подтверждается литературными данными. Поэтому результирующий отклик на воздействие того или иного фактора бывает трудно предсказать.

Таблица 3. *Содержание флавоноидов) в листьях Pentaphylloides fruticosa из разных участков ВУРСа и контроля (в % от абс. сух. вес)*

	Контроль	Участки зоны ВУРСа	
		2	1
Компонент 1	0,02	0,02	0,02
Компонент 2	Сл.*	0,04	0,03
Компонент 3	0,07	0,17	0,13
Компонент 4 *(гиперозид)*	0,04	0,02	0,01
Компонент 5 *(изокверцитрин)*	0,04	0,03	0,06
Компонент 6+7	0,16	0,18	0,14
Компонент 8	0,01	0,17	0,52
Компонент 9	0,66	0,92	0,91
Компонент 10 *(кверцитрин)*	0,30	0,16	0,07
Компонент 11 *(астрагалин)*	Сл.	0,01	0,02
Компонент12 *(кверцетин)*	0,03	0,05	0,08
Компонент 13 *(кемпферол)*	0,04	0,03	0,01
Общая сумма флавоноидов	1,37	1,80	2,00
В том числе:			
Гликозиды кверцетина	0,77	1,27	1,74
Гликозиды кемпферола	0,01	0,04	0,05
Сумма флавонолгликозидов	0,78	1,31	1,79
Сумма агликонов	0,08	0,08	0,09
Общая сумма флавонолов	0,84	1,39	1,88

* – Следы – содержание менее 0,001%.

Выводы

В результате проведенного исследования на примере *Pentaphylloides fruticosa* (L.) O. Schwarz показано, что радиационный фактор инициирует адаптационные процессы, затрагивающие биохимическую перестройку метаболизма и морфологическую структуру растений.

1. В ответ на радиационное воздействие наблюдается повышение биосинтеза флавоноидов. Выявлен рост содержания флавонолов (в сумме и по группам) в листьях *P. fruticosa* в 2,3 раза, при этом разница с контролем возрастает с увеличением уровня загрязнения. Преобладающими являются гликозиды кверцетина, их доля в общей сумме флавоноидов достигает 87%. Индивидуальные флавоноидные компоненты формируют разнонаправленные типы ответной реакции организма на радиационное воздействие. Наиболее отзывчивыми на повышение радиации являются кверцетин, его гликозиды – гиперозид, изокверцитрин, кверцитрин и компоненты 3, 9 и 10. Содержание гиперозида, кверцитрина и кемпферола снижается с повышением радиационного загрязнения, содержание остальных флавоноидных компонентов, напротив, возрастает.
2. Качественный состав флавоноидов в листьях облученных и контрольных растений остается постоянным.
3. Обнаружено уменьшение листовой поверхности, снижение прироста годичного побега и черешка листа в длину, увеличение количества листьев на побеге, причем с повышением облучения по большин-

ству критериев различия по сравнению с контролем увеличивались.

4. Разные органы пятилистника кустарникового обладают различной накопительной способностью радионуклидов: содержание ^{90}Sr выше в листьях по сравнению со стеблями вне зависимости от уровня загрязнения, для ^{137}Cs подобной связи не отмечено.

Литература

1. *Антоненко Г.И, Савина В.И., Першина Л.И. и др. // Экотоксикология и охрана природы. – М. : Наука, 1988.*
2. *Beek T.A. // J. of Chromatography A. – 967(2002)21.*
3. *Бакуров А.С., Григорьева Т.А., Першина Л.И. // Вопросы радиационной безопасности. – 4(2004)62.*
4. *Евсеева Т.И., Гераськин С.А. Сочетанное действие факторов радиационной и нерадиационной природы на тродесканцию. – Екатеринбург, 2001.*
5. *Запрометов М.Н., Фенольные соединения. – М. : Наука, 1993.*
6. *Мартюшов В.З., Смирнов Е.Г., Тарасов О.В. и др. Вопросы радиационной безопасности. – 4(1998)42.*
7. *Минаева В.Г., Флавоноиды в онтогенезе растений и их практическое использование. – Новосибирск : Наука, 1978.*
8. *Позолотина В.Н. Отдаленные последствия действия радиации на растения. – Екатеринбург, 2003.*
9. *Растительные ресурсы СССР. – Ленинград : Наука, 1987.*
10. *Судачкова Н.Е., Шеин И.В., Романова Л.И. и др. Биохимические индикаторы стрессового состояния древесных растений. – Новосибирск : Наука, 1997.*
11. *Трубина Л.К., Стереомодели в изучении биологических объектов. – Новосибирск, 2006.*
12. *Федоров Е.А., Смирнов Е.Г., Гуро Н.В. // Экологические последствия радиоактивного загрязнения на Южном Урале. – М. : Наука, 1993. – С.68.*
13. *Юрьев Д.В., Эллер К.И. Арзамасцев А.П. // Фармация. – 2(2003)7.*

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ АГРОЭКОСИСТЕМ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ В ЧЕРНОЗЕМНОЙ ЗОНЕ СЕВЕРНОГО КАЗАХСТАНА

А.Т. Хусаинов, К.Х. Сейдалина, Р.Т. Кушумбаева

Кокшетауский университет, Кокшетау, Казахстан, abil_tokan@mail.ru

ECOLOGICAL ESTIMATION OF POLLUTION OF ECO-SYSTEMS BY HEAVY METALS IN CHERNOZEM ZONE OF THE NORTHERN KAZAKHSTAN

A.T. Khusainov, K.H. Seidalina, R.T. Kushumbaeva

Kokshetau University, Kokshetau, Kazakhstan

Abstract. *In given article is produced ecological estimation of the contamination heavy metal in system "ground – plant". It is Installed that background contents heavy metal in chernozem ground and corn product answers the ecological requirements.*

В связи с расширением химизации в сельском хозяйстве, развитием промышленности и увеличением численности автотранспорта, связанных с подъемом экономики, в последнее десятилетие обострилась проблема загрязнения почв тяжелыми металлами.

Тяжелые металлы относятся к приоритетным загрязняющим веществам, мониторинг за которыми обязателен во всех средах. Однако почва является основной средой, в которую попадают тяжелые металлы, в том числе из атмосферы и водной среды. Она же служит источником вторичного загрязнения приземного воздуха и вод, попадающих в Мировой океан.

Биологическая взаимосвязь между почвой и человеком осуществляется главным образом путем обмена веществ. Почва является "поставщиком" минеральных веществ, необходимых для цикла обмена веществ, для роста растений, потребляемых травоядными и плотоядными животными, съедаемыми в свою очередь человеком. По указанной выше трофической цепи происходит поступление тяжелых металлов в организм человека.

Следовательно, загрязнение тяжелыми металлами как почвы, так и других сред может привести к различным расстройствам здоровья населения.

По данным ТОО "Кокшетауская проектно-изыскательская станция химизации", загрязнение почв тяжелыми металлами, по крайней мере на пахотных землях, не отмечается. Однако имеет место локальное загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами на территории горно-добывающих предприятий, а также вблизи отвалов и хвостохранилищ.

Ведущими отраслями промышленности Акмолинской области являются горнодобывающая, горноперерабатывающая, химическая, легкая и пищевая промышленность, производство и распределение электроэнергии, тепла, газа и воды. Соответственно, при таких тенденциях фиксируется увеличение объемов загрязняю-

Таблица 1. *Фоновое содержание тяжелых металлов в почве*

Почвы	Год	Тяжелый металл, мг/кг			
		Свинец	Медь	Цинк	Кадмий
Чернозем обыкновенный	2006	0,42	0,19	1,25	0,063
	ПДК	6,0	3,0	23,0	5,0
	Отклонение от ПДК	–5,58	–2,81	–21,75	–4,937
	% откл. от ПДК	–1328	–1478	–1740	–7836

Таблица 2. *Фоновое содержание тяжелых металлов в растениях*

Почва	Культура	Год	Тяжелый металл, мг/кг			
			Pb	Cu	Zn	Cd
Чернозем обыкновенный	Зерно пшеницы	2006	0,261	1,642	11,361	0,020
		ПДК	0,500	10,000	50,000	0,100
		Отклонение от ПДК	–0,239	–0,1642	–0,227	–0,2
		% откл. от ПДК	–91,5	–10	–1,99	–1000

щих веществ, поступающих в окружающую среду по сравнению с предыдущими годами.

Следует отметить, что доля участия автотранспорта в общем объеме загрязнения окружающей среды в городах и населенных пунктах возрастает и составляет более 70%.

В ТОО "Кокшетауская проектно-изыскательская станция химизации" на пахотных землях Щучинского района содержание тяжелых металлов в почве определяли вольт-амперметрическим методом.

В 2006 году среднее содержание тяжелых металлов в слое почвы 0–20 см составило: свинца – 0,42 мг/кг; меди – 0,19; цинка – 1,25 и кадмия – 0,063 мг/кг. Это ниже значения ПДК соответственно на 1300–7800% (табл. 1).

В зерне яровой пшеницы урожая 2006 года содержание тяжелых металлов составило: свинца – 0,261 мг/кг; меди – 1,6424; цинка – 11,361 и кадмия – 0,02 мг/кг. Отклонения от значения ПДК составили соответственно –91,5, –10, –1, –2,0, –1000% (табл. 2).

Фоновое содержание тяжелых металлов в черноземных почвах Щучинского района и в зерновой продукции не вызывает тревогу, т.е. вполне отвечает экологическим требованиям.

За последние годы в литературе появились сведения о загрязнении агроэкосистем тяжелыми металлами вдоль автомагистралей. Так, по данным Ю.И. Ермохина и Н.А. Пархоменко, содержание тяжелых металлов вдоль автомагистралей Омской области за два года увеличилось: кадмия – на 0,13 кг/га; меди – на 0,17 кг/га; свинца – на 0,89 кг/га; цинка – на 2,2 кг/га, хотя нигде не превысило допустимых норм.

Подобная проблема существует и в условиях Северного Казахстана как трансграничной области на Великом Шелковом Пути и Средней Азии. Но природно-климатические условия, на наш взгляд, больше благоприятствуют максимальному рассеиванию тяжелых металлов. Этому способствуют открытая территория, слабая залесенность, постоянно действующие ветра и т.д.

В связи с этим нами начаты исследования по установлению общих закономерностей рассеивания тяжелых металлов в условиях черноземных и каштановых зон.

Литература

1. *Ильин Б.В. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях. – Новосибирск, 2001. – С.264.*
2. *Красницкий В.М. Агрохимическая и экологическая характеристика почв. – Омск, 2002. – С.144.*
3. *Пархоменко Н.А., Ермохин Ю.И. Агроэкологическая оценка действия тяжелых металлов в системе почва – растение вдоль автомагистралей в условиях лесостепи Западной Сибири. – Омск, 2005. – С.112.*
4. *Черных Н.А. Экологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами. – М., 1999. – С.176.*

МОНИТОРИНГ ПЛЯЖНОЙ ЗОНЫ ЮЖНОГО БЕРЕГА ОЗЕРА ИССЫК-КУЛЬ

В.П. Чарский

НПО "Клуб AGAT", Бишкек, Кыргызстан, taga_21@rambler.ru

MONITORING OF BEACH ZONE AT THE SOUTHERN SHORE OF ISSYK-KUL LAKE

V.P. Charsky

AGAT-Club, Bishkek, Kyrgyz Republic

В августе 2007 г. члены НПО "Клуб AGAT" выехали в район Каджи-Сая с целью проведения мониторинга природных и техногенных радиоактивных аномалий на пляжных зонах южного берега озера Иссык-Куль. Важно было сравнить, какие изменения произошли там, где в 1996 г. были обнаружены природные и техногенные радиоактивные аномалии.

Ранее, в 1996 г. клуб AGAT совершил экспедицию в данный район с целью выявления и изучения техногенных и природных радиоактивных аномалий.

Тогда впервые были найдены радиоактивные техногенные аномалии в устье урочища Джиль-Булак и небольшие россыпи радиоактивных минералов, которые в виде покровов, россыпей отмечались в прибрежных зонах пляжей пансионатов "Агат", "Юбиленый", "Утес" и др. (рис. 1).

Тогда сложность выявления техногенных радиоактивных аномалий заключалась в том, что они находились на террасе сухого русла речки Джиль-Булак в лесопосадочной зоне и были перекрыты поздними песчано-суглинистыми отложениями.

Эти техногенные радиоактивные аномалии были образованы за счет смыва радиоактивных отходов с Предприятия №8 лет 35 тому назад (когда еще не была сфор-

Рис. 1. *Радиоактивные техногенные и природные аномалии на пляжах южного берега озера Иссык-Куль, выявленные клубом АГАТ в 1996 г.*

мирована терраса речки Джиль-Булак, а лесопосадочной зоны вообще не существовало).

Предприятие №8 было одним из первых урановых предприятий в СССР, где технология получения урана создавалась "на ходу" и не имела в мире аналогов (кроме как еще на гидрометаллургическом заводе Кавак, который также находился в Киргизстане). Тогда многое было неизвестно в технологии получения урана из уранносодержащих углей, тогда все было впервые. Это было время "холодной войны", когда все было направлено на создание ядерного щита СССР.

В самом начале организации производства на Предприятии №8 не придавалось должного внимания природоохранным мерам. Уголь с балансовым содержанием урана сжигался на ТЭЦ. Обогащенная в результате этого зола с еще более высоким содержанием урана в виде пульпы поступала по трубам на гидрометаллургический завод, где уран выщелачивался и осаждался из пульпы. Потом оставшуюся пульпу нейтрализовали и сливали вниз в урочище Джиль-Булак.

В Каджи-Сае не было и нет урановых хвостохранилищ в их "классическом" понимании. Есть два урановых радиоактивных золоотвала и один отвал, где закопано радиоактивное оборудование, но все они при закрытии Предприятия №8 были хорошо оборудованы и перекрыты метровым слоем глины.

Выявленные в 1996 г. природные радиоактивные россыпи располагались в пляжной зоне и имели небольшие размеры (длиной от 3 до 30 м, шириной от 0,5 до 3 м и более). Мощность их варьировала от нескольких мм до 3 см. Радиоактивность их составляла от 30 до 60 мкр/ч, реже до 90 мкр/ч (а на пляже Дженишь и более).

Процентов на 90–95 эти россыпи состояли из нерадиоактивного минерала мартита и небольшого количества радиоактивных минералов торита, монацита, уранносодержащего циркона и др. Причем монациты характеризовались высоким содержанием тория. Там же был найден торийсодержащий циркон, а также торийсодержащий алланит из группы эпидотов.

В результате мониторинга пляжной зоны южного берега озера Иссык-Куль в августе 2007 г было установлено, что за последние 11 лет на некоторых пляжах южного Прииссыккулья изменился режим формирования береговой зоны.

За прошедшие 11 лет произошло повышение уровня воды в озере Иссык-Куль на 0,5 м. Это привело к тому, что на таких пляжах, как "Юбилейный", "Агат", "Утес" уже перестали формироваться природные радиоактивные россыпи в виде небольших покровов, россыпей, содержащих радиоактивные минералы.

Хотя радиационное изменение на пляжах за счет такого рода россыпей весьма ничтожно, но сам факт, что радиоактивных россыпей на пляжах больше не образуется, весьма радует (хотя это не исключает возможности образование радиоактивных россыпей на других пляжных зонах озера Иссык-Куль в будущем).

Среди выявленных клубом AGAT в 1996 г. техногенных радиоактивных аномалий особое место по своим масштабам занимает пляжная зона в устье урочища Джиль-Булак. Там имеется несколько техногенных радиоактивных аномалий, но особый интерес представляет радиоактивная аномалия, протяженность которой составляет около 350 м! Эта радиоактивная аномалия сформировалась как геохимический барьер на границе слабокислых вод Иссык-Куля и слабощелочных вод реки Джиль-Булак, несущих в себе радиоактивные элементы во время половодья и ливневых дождей. Много лет подряд (с конца сороковых годов до середины 60-х г.) отработанную золу (из которой частично уже был выщелочен уран) в виде пульпы сливали в верховьях урочища Джиль-Булак.

Технология извлечения урана из золы была несовершенна, поэтому часть урана оставалась в пульпе. Пульпа самотеком, а также благодаря имеющемуся здесь

водотоку перемещалась до самого озера Иссык-Куль (а иногда и попадала в него). При этом слабощелочная вода несла не только растворенные в ней радиоактивные элементы, но и механические взвеси зольного вещества, а также различные минеральные виды, сопровождающие угольные залежи (марказит, пирит, пирротин и др.).

В устье речушки Джиль-Булак в сухую погоду воды не бывает. Но ранее в половодье и при ливневых дождях в районе устья р. Джиль-Булак происходил разлив на большие расстояния воды, которая содержала в себе низкую концентрацию радиоактивных элементов.

При этом на границе береговой линии в результате реакции слабокислой иссыккульской воды со слабощелочной радиоактивной водой (за счет промотходов Предприятия №8) формировалась геохимическая аномалия. Этим как раз и объясняется ее весьма протяженный характер и параллельность береговой линии.

С годами концентрация радиоактивных веществ в паводковых водах падала в связи с созданием золоотвалов и других проводимых мер по охране окружающей среды. Надо отметить, что вначале работы Предприятия №8 никаких природоохранных мер не проводилось, так как гонка за приоритетом в ядерном вооружении между США и СССР не давала времени на экспериментальную работу.

Со дня начала работы Предприятия №8 прошло уже более 50 лет. За это время береговая линия в урочище Джиль-Булак многократно менялась. Она то отступала от радиоактивной геохимической аномалии (11 лет тому назад она находилась примерно в 45 м от берега озера Иссык-Куль), то потом вновь наступала (за последние 11 лет она приблизилась к геохимической аномалии примерно на 10–15 м, а местами и более). В самой геохимической аномалии стали протекать реакции по лимонитизации верхней части геохимической аномалии. Благодаря этому она сейчас четко выделяется по охристому цвету на фоне серых пляжных песков. Лимонитизация поверхностного слоя геохимической аномалии обусловлена сильным испарением с ее поверхности солевых растворов, содержащих гидроокислы железа. Наличие гидроокислов железа в поровых водах в геохимической аномалии обусловлено распадом микрочастиц марказита пирита, пирротина и других железистых минералов, привнесенных сюда паводковыми водами (эти минералы – обычные спутники угольных залежей).

Интересно отметить, что pH этой радиоактивной геохимической аномалии составляет 4,5, а окружающие ее пляжные пески проявляют слабощелочной характер. На самом же берегу озера Иссык-Куль в данном районе pH составляет 6,8.

Важно отметить, что если ранее (в 1996 г.) протяженность геохимической аномалии составляла около 400 м, то в 2007 г. ее длина уменьшилась до 350 м. Это связанно с тем, что в восточной оконечности геохимической аномалии за последние 11 лет береговая линия озера Иссык-Куль продвинулась более чем на 20 м.

Следует заметить, что если такая тенденция поднятия уровня воды в Иссык-Куле сохранится 15–20 лет, то радиоактивная геохимическая аномалия исчезнет сама по себе. Радиоактивность геохимической аномалии составляет всего 60–30 мкр/ч (для сравнения радиоактивный фон там же на берегу озера Иссык-Куль составляет 15–17 мкр/ч).

Там же, на пляжной зоне Джиль-Булака, на расстоянии 70–90 м от берега отмечаются более мелкие радиоактивные аномалии (длиной не более 6–7 м и шириной 2–3 м). Их радиоактивность намного превышает радиоактивность геохимической аномалии (при замерах 11 лет назад их максимальная радиоактивность составляла до 450 мкр/ч, сейчас же – не более 250 мкр/ч).

Но это уже были не геохимические аномалии, а привнесенные сюда водотоком продукты промотходов – плохо сгоревший радиоактивный уголь, обожженная глина и др.

Лет 9 назад Каджи-Сай охватила “медная лихорадка”. В связи с “медной”, а позже “кремневой лихорадкой”, “сталкеры” стали разрабатывать золоотвалы №1, №2 и отвал с оборудованием в Каджи-Сае, вскрывая при этом защитный слой над золоотвалами. Поэтому после такого нашествия золоотвалы находились в удручающем состоянии. Дамба, ограждающая золоотвал №2 от речки, была в таком плохом состоянии, что из обнажившегося слоя радиоактивной золы (радиоактивность которой составляла 500 мкр/ч) промотходы мигрировали в р. Джиль-Булак. Кроме того, весной из-под дамбы бил родник, содержание урана в котором было в пять раз выше, чем в озере Иссык-Куль (ложе золоотвала №2 не было экранировано).

Следует отметить как положительный фактор то, что в настоящее время на золотвале №2 проведены рекультивационные работы, и они проведены качественно и выноса радиоактивных промотходов уже не наблюдается.

Что касается золоотвала №1 и отвала №3, то они еще требуют более тщательной рекультивации.

Кроме того, 11 лет назад клубом АГАТ была выявлена техногенная радиоактивная аномалия в районе Старой Пристани. Она находится в 9 км от п.г.т. Каджи-Сая. Фактически сейчас пристани уже нет. Здесь под водой видны с дороги лишь деревянные сваи.

Первые штольни на уран были пройдены недалеко от Старой Пристани в верховьях ущелья Согуты. Первую технологическую пробу брали на отработку по извлечению урана в Согутах. Урансодержащий уголь везли на машинах и складировали на побережье возле Старой Пристани. Потом на баржах далее везли радиоактивный уголь в г. Рыбачье (Балыкчи), а оттуда во Фрунзе (Бишкек). Сейчас там остались лишь несколько разрозненных на земле черных пятен размером 2–3 м и более. Общая протяженность этих угольных пятен составляет около 30 м. От берега они находятся примерно на расстоянии 30 м, от дороги Балыкчи – Каракол – 120 м. Радиоактивность их составляет около 40–70 мкр/ч. Но на одном из небольших пятен радиоактивность достигает 1000 мкр/ч!

На самой же береговой пляжной зоне радиоактивность составляет 15–17 мкр/ч. Это небольшие объемы радиоактивного угля в плане рекультивации территории Старой Пристани не представляют какой-либо сложно-

Таблица 1

№	Местоположение на карте (рис. 1)	Радиоактивные природные аномалии	Общий радиационный фон	Радиоактивные аномалии
1	3	Пляж Агат-2	18–200	40–68
2	2	Пляж Юбилейный	17–19	40–68
3	6	Пляж Утес	16–18	40–60
4	7	Пляж Чичкан (Джениш)		40–120
		Радиоактивные техногенные аномалии	Общий радиационный фон	Радиоактивные аномалии
1	1	Пляж Кольцовка	24–28	60–150
2	4	Пляж Джиль-Булак	15–17	45–350
3	6	Пляж Старая Пристань	17–19	1000

Таблица 2

Радиоактивный ряд распада	Материнские изотопы	Радионуклид	Энергия γ-квантов (МэВ)	Квантовый выход на распад (%)
^{238}U	^{226}Ra, ^{222}Rn, ^{218}Po	^{214}Pb	0,186	4
			0,242	11
			0,295	20
			0,352	40
	^{214}Pb	^{214}Bi	0,609	48
			0,768	5
			1,120	17
			1,238	6
			1,378	5
			1,765	17
			2,204	6
^{235}U		^{235}U	0,095	9
			0,110	5
			1,143	12
			0,165	4
			0,185	55
			0,20	4
		^{40}K	1,459	–

Таблица 3

№	Фракция (мм)	Доза (мкр/час)
1	0,050	24,5–22
2	0,063	25–22
3	0,160	24–22
4	0,20	24–22
5	0,40	22,5
6	1,00	22
7	2,5	22
8	1+2,5	22,5
9	Суммарная радиоактивность пробы	30
	Радиоактивный фон составлял 22 мкр/час	

сти. Возможно, стоило бы там поставить знак о радиационной опасности (вместо их уничтожения!), и тогда проезжающим здесь туристам гиды рассказывали бы необычайную "Историю урановой эпопеи" на территории Прииссыккулья.

Нами отбирались пробы грунта в районе с золоотвалами №1, 2 на различные виды анализов (анализы проводились в радиоэкологической лаборатории Института физики НАН и других лабораториях). Помимо изотопов урана-238 и -235 в грунте были обнаружены ^{226}Ra, ^{222}Rn, ^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi, ^{40}K (табл. 1).

Также изучался минеральный состав проб из золоотвала №2. Это было связано с тем, что при видеосъемке промотходов на золоотвале № 2 на видеопленке над ними появлялась голубая аура, хотя при визуальном осмотре промотходов этого эффекта не наблюдалось. Вероятнее всего, это могло бы быть обусловлено воздействием радиации на люминофоры. Но что служило люминофором в промотходах для столь интенсивного их "свечения", было неясно.

С этой целью на кафедре физики твердого тела КГУ в Бишкеке был выполнен рентгенографический анализ на дифрактометре ДРОН-3М. Идентификация минералов проводилась при помощи компьютерной программы, составленной на 1300 веществ (автор программы О.М. Зиновьев).

По результатам расчета дифрактограмм проб грунта из золоотвала №2 было установлено, что они содержат такие минералы, как кварц, гипс, соединения свинца ($PbзO_4$, PbO_4), шпинель, магнезит, оксид железа, кальцит и др.

К сожалению, из выявленных минералов в промотходах "явных" люминофоров не отмечалось (в дальнейшем будут проведены более детальные исследования, чтобы выяснить, что же является люминофором в промотходах каджисайских золоотвалов).

Также проводилось фракционирование проб с целью выявления фракций, обладающих наибольшей радиоактивностью (табл. 2). Наибольшей радиоактивностью обладают мельчайшие фракции грунта от 0,05 до 0,065 мм (по-видимому, за счет большей площади поверхности) (табл. 3).

Заключение

Проблема взаимодействия радиоактивных изотопов с веществом окружающей среды является одной из важнейших проблем как в теоретическом, так и практическом плане. По сей день имеются разные научные концепции по поводу адаптации живых организмов к радиации.

Поэтому привлечение к этой проблеме различных ученых было бы весьма полезным. Тем более, что в свое время (в 1997 г.) доктора Ганс-Гюнте Милиус и Фриц Бадертель, которые проводили радиоэкологические

исследования на Иссык-Куле, писали: "Было бы уместным получить доверие в государственных учреждениях и у общественности, если бы Киргизская сторона провела их детальные исследования" (имеются в виду радиоактивные аномалии на озере Иссык-Куль).

Поэтому имеющиеся на южном побережье Иссык-Куля как техногенные, так и природные радиоактивные аномалии должны быть предметом особого внимания как отдельных исследователей, так и государственных структур с целью проведения постоянного здесь мониторинга.

В результате проведенного мониторинга пляжной зоны южного берега озера Иссык-Куль в августе 2007 г. членами клуба AGATеф, было установлено:

1) на пляжах "Утес", "Юбилейный", "Агат" уже не происходит накопление радиоактивных минералов в виде покровов, россыпей и др., как это было 11 лет тому назад;
2) техногенная геохимическая радиоактивная аномалия в устье урочища Джиль-Булак за 11 лет претерпела изменения в ее западной части за счет наступления береговой линии вглубь урочища Джиль-Булак;
3) мелкие техногенные аномалии в районе Старой Пристани (урансодержащий уголь в виде пятен на земле) не претерпели существенного изменения. Здесь только зафиксирован подъем уровня воды в озере Иссык-Куль за 11 лет более чем на 0,5 м.

99% пляжей Иссык-Куля не представляют интереса с позиции радиоэкологии, но, тем не менее, некоторые пляжные зоны, которые имеют повышенный радиационный фон, должны быть тщательно изучены.

ТРИТИЙ В ВОДНЫХ СИСТЕМАХ ЗОНЫ ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ОБЪЕДИНЕНИЯ "МАЯК"

М.Я. Чеботина[1], О.А. Николин[1], А.И. Смагин[2]

[1]Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, Chebotina@ipae.uran.ru
[2]ФГУП "ПО МАЯК", Озерск, Россия

TRITIUM IN WATER SYSTEMS IN THE "MAYAK" ENTERPRISE ZONE

M.Ya. Chebotina[1], O.A. Nikolin[1], A.I. Smagin[2]

[1]Institute of Plant and Animal Ecology Ur. B. RAS, Yekaterinburg, Russia
[2]"Mayak", Ozersk, Russia

Abstract. *Data on the modern levels of tritium concentrations in the water systems of the "Mayak" enterprise zone are reported. The object of the investigation were 34 water reservoirs located at a distance of 100 km around the enterprise, the snow cover and the drinking water from wells, springs and water-supply. Tritium concentrations in all the water media in the adjacent areas were, as a rule, higher than in remote areas. In all cases they were much lower than maximal permitted values.*

Тритий – радиоактивный изотоп водорода ($T_{1/2}$ ~ 12 лет) – относится к числу наиболее распространенных в природе радионуклидов и концентрируется преимущественно в воде. В окружающую среду он попадает при работе атомных реакторов и предприятий по переработке ядерного топлива. Уровень природного фона воды по тритию составляет примерно 1 Бк/л, а техногенного фона – 5 Бк/л. Для человека проблема тритиевого загрязнения важна потому, что он на 70% состоит из воды. Радионуклид поступает в организм преимущественно с питьевой водой, поэтому радиационная чистота употребляемой в пищу воды предохраняет человека от излишнего облучения.

В данной работе приводятся данные о современных уровнях концентраций трития в водных системах зоны ПО "Маяк", который является одним из источников антропогенного трития на Урале. Количественное определение трития проводили в Институте экологии растений и животных УрО РАН, подробная методика анализа приведена в работе [8].

Обследование 34 водоемов непроизводственного назначения, расположенных на расстоянии до 100 км вокруг предприятия, показало, что в 2001–2002 гг. концентрация радионуклида в воде варьировала от 6 до 113 Бк/л при среднем значении 16±3 Бк/л. Наиболее высокий показатель зарегистрирован для оз. Татыш (107 Бк/л) и Улагач (113 Бк/л), расположенных на расстоянии 6–7 км южнее ПО "Маяк". Повышенные концентрации радионуклида в воде наблюдались преимущественно в зоне, примыкающей к предприятию (рис. 1).

Отмечена тенденция к снижению содержания трития в воде озер по сравнению с более ранним периодом исследований. В частности, по отношению к 1982 и 1986 гг. средние концентрации радионуклида в воде озер снизились соответственно в 8 и 6 раз [5]. При этом уровень снижения в каждом из обследованных водоемов был свой и в разных случаях варьировал от 2 до 16 раз. Прослежено четкое уменьшение концентраций радионуклида в воде озер по мере удаления их от предприятия (рис. 2).

В частности, на расстоянии до 20 км от ПО "Маяк" наблюдался резкий спад концентраций радионуклида в воде озер, тогда как на более дальних расстояниях кривая зависимости имеет более пологий характер. В озерах, удаленных от ПО "Маяк" более чем на 50 км, концентрация трития примерно в 2 раза превышает уровень

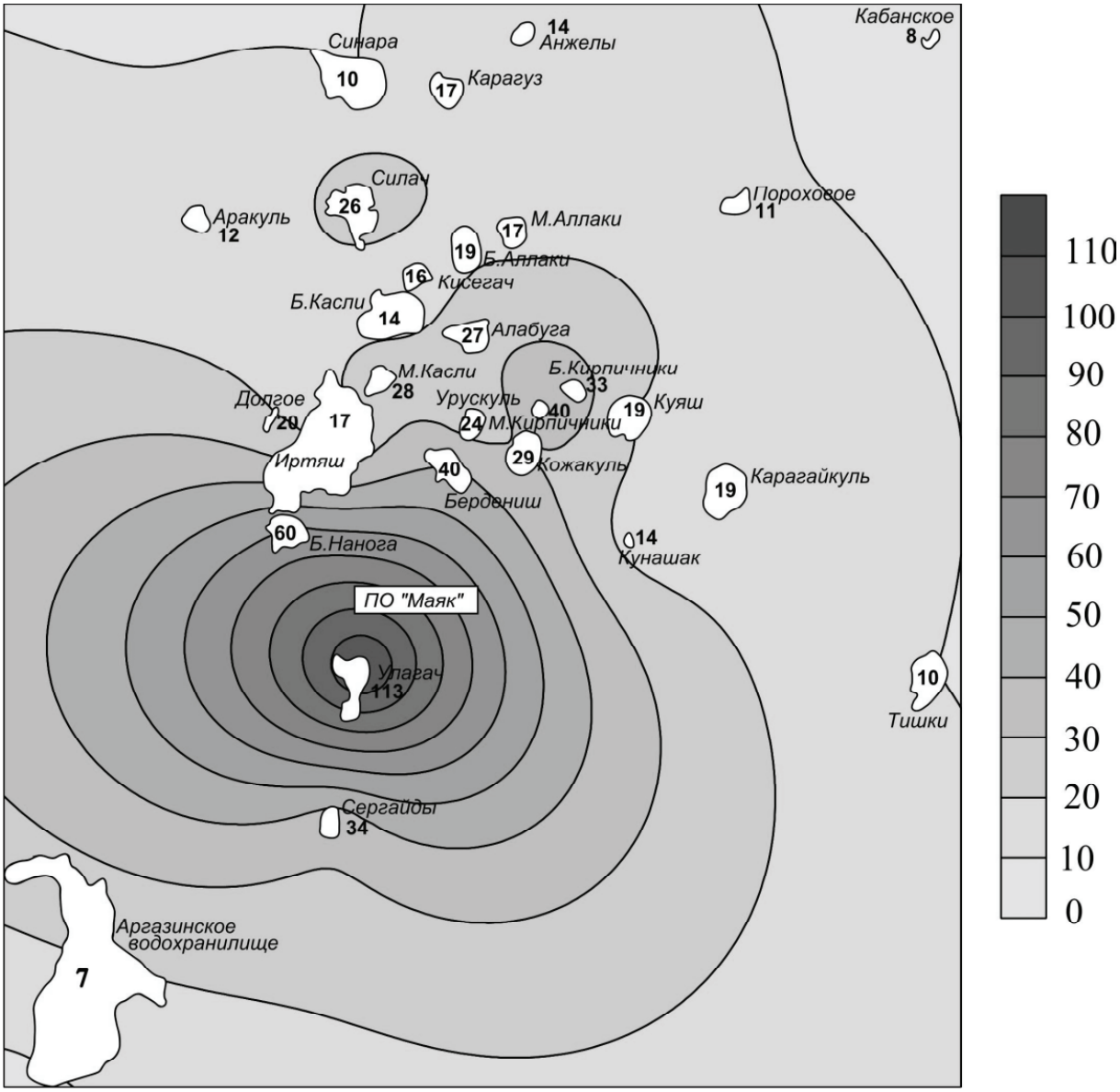


Рис. 1. *Концентрации трития в воде озер района ПО "Маяк", Бк/л*

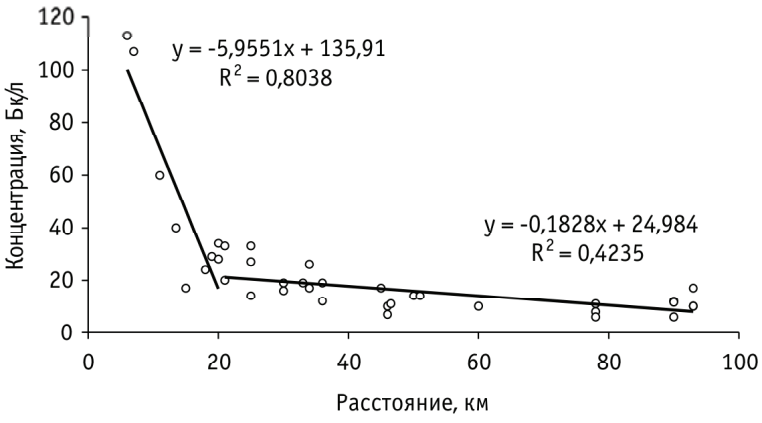


Рис. 2. *Корреляционная связь между содержанием трития в воде озер и расстоянием от предприятия*

техногенного фона (озера Тишки, Шаблиш, Червяное, Щучье, Сунгуль, Тыгиш).

Снег служит хорошим индикатором загрязнения тритием воздушной среды. В течение зимнего периода времени снежный покров хорошо удерживает в себе радионуклид, который он поглотил из воздуха в процессе прохождения снежинок через воздушное пространство. Изучение содержания трития в снежном покрове в районе расположения ПО "Маяк" производили в 2004–2006 гг. с учетом разных направлений и расстояний от предприятия. На рисунке 3 представлена карта-схема, указывающая местонахождение точек отбора проб и содержание трития в снеговой воде.

Концентрация радионуклида на об-

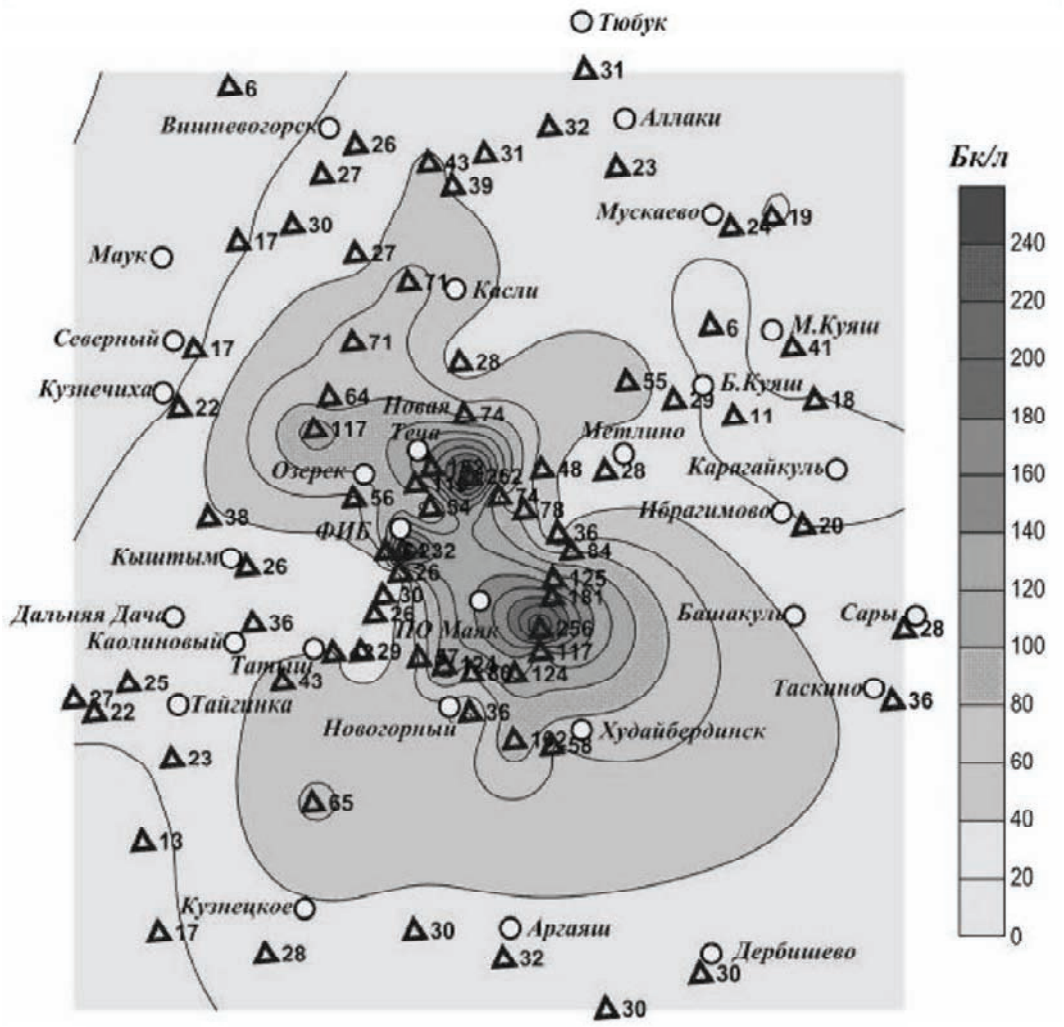


Рис. 3. *Концентрации трития в снеговой воде, Бк/л*

следуемой территории изменялась в широких пределах – от 6 до 262 Бк/л. Самый низкий показатель практически не отличался от уровня техногенного фона для Уральского региона (5 Бк/л), а наиболее высокий превышал этот показатель более чем в 50 раз. Повышенные концентрации трития обнаружены в непосредственной близости от предприятия, особенно в северном (до 262 Бк/л) и северо-восточном (до 256 Бк/л) направлениях.

Чтобы оценить, как изменяется концентрация радионуклида в снежном покрове по мере удаления от предприятия, были усреднены показатели для территорий, расположенных на разных расстояниях вокруг ПО "Маяк" – 0–10, 10–20, 20–30 и более 30 км. При этом расположение точек отбора по сторонам света не учитывали. Линия тренда отчетливо показала, что концентрация радионуклида в снеговой воде снижается по мере удаления от предприятия. Среднее содержание радионуклида в снеговой воде в радиусах до 10, 10–20, 20–30 и более км от ПО "Маяк" составляет соответственно 93±13, 56±6, 24± 2 Бк/л.

Для оценки распределения концентраций трития в снежном покрове в зависимости от направления по сторонам света все пробы были ранжированы в зависимости от этих направлений и расстояний от предприятия. Оказалось, что в радиусе до 10 км средняя концентрация трития в снеге имеет наиболее высокий показатель для северного (137±32 Бк/л) и восточного (106±40 Бк/кг) направлений и снижается в южном (64±18 Бк/л) и западном (35±8 Бк/л) направлениях. На расстоянии более 30 км все показатели имеют близкие значения и колеблются вокруг средней величины. Это можно связать с преобладающим направлением ветров в этом районе, которое формируется горным массивом Центрально-Уральского поднятия, расположенного на юго-западе от предприятия. Поскольку направление основных хребтов указанного горного массива – с юго-запада на северо-восток, то западные и северо-западные ветры отклоняются на северо-восток, создавая специфическую розу ветров преимущественно в северо-восточном направлении [9].

Известно, что в организм человека тритий поступает в основном с водой. Согласно литературным данным, современные уровни содержания трития в питьевой воде разных территорий нашей страны, в том числе и

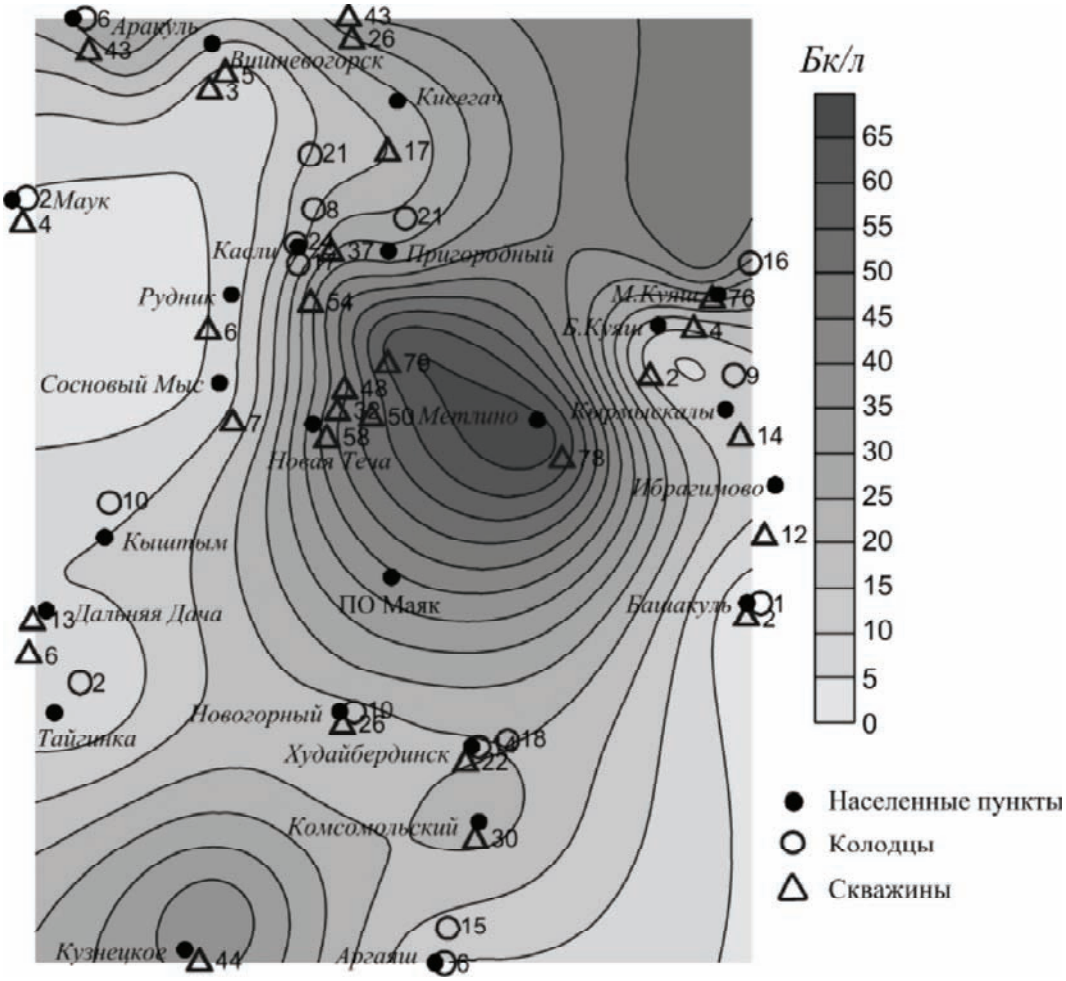


Рис. 4. *Концентрации трития в воде колодцев и скважин в районе ПО "Маяк", Бк/л*

Уральского региона, находятся в пределах уровня техногенного фона (5 Бк/л) или немного выше, в зависимости от наличия или отсутствия поблизости функционирующих предприятий ядерно-топливного цикла. Краткую информацию по этому вопросу можно найти в работах [1–4, 6].

В 2005–2006 гг. были оценены уровни содержания трития в питьевых водах в радиусе ~45 км от предприятия. Объектами исследования служили колодцы, скважины, родники и сетевая вода. На рисунке 4 приведены данные содержания трития в 45 исследованных питьевых источниках (17 колодцев и 28 скважин) с различной глубиной залегания воды, которая варьировала от 1 до 40 м. Концентрации радионуклида в воде колодцев в период исследований изменялись от уровня техногенного фона до 24 Бк/л при среднем значении 18 Бк/л. Околофоновые значения отмечены в п. Тайгинка, Маук, Аракуль, Башакуль. Немного повышенные по сравнению со всей совокупностью данных концентрации трития регистрировались в некоторых колодцах пп. Касли (21–24 Бк/л), Худайбердинска (14–18 Бк/л), М. Куяша (16 Бк/л), Аргаяша (15 Бк/л).

Содержание исследуемого радионуклида в воде скважин изменялось от уровня техногенного фона до 79 Бк/л. Наиболее низкие значения отмечались в скважинах пп. Вишневогорск (3–5 Бк/л), Маук (4 Бк/л), Рудник (6 Бк/л), Сосновый мыс (7 Бк/л), Пионерлагерь (6 Бк/л), Башакуль (2 Бк/л), а наиболее высокие – в скважинах фермерского хозяйства, расположенного по дороге Озерск–Касли (32–79 Бк/л), на базе отдыха "Дельфин" в п. Б. Куяш (76 Бк/л), в п. Метлино (78 Бк/л). Средняя концентрация радионуклида в воде скважин по совокупности всех проб составила 29 Бк/л.

В целом, представленные на рисунке 4 данные показали, что повышенные концентрации радионуклида в воде колодцев и скважин приурочены к территории, примыкающей с севера к ПО "Маяк". Как раз здесь располагается серия водоемов-отстойников, вокруг которых возник ареал загрязненных подземных вод. Отсюда возможна миграция трития в питьевую воду.

Поскольку колодцы и скважины имеют различную глубину, интересно было исследовать, не связано ли содержание трития в указанных источниках с глубиной залегания воды. Для этой цели на рисунке 5 нанесены показатели концентраций трития в воде и глубины обследованных колодцев и скважин.

Заметим, что глубину скважин мы оценивали согласно информации, полученной от их владельцев, поэтому

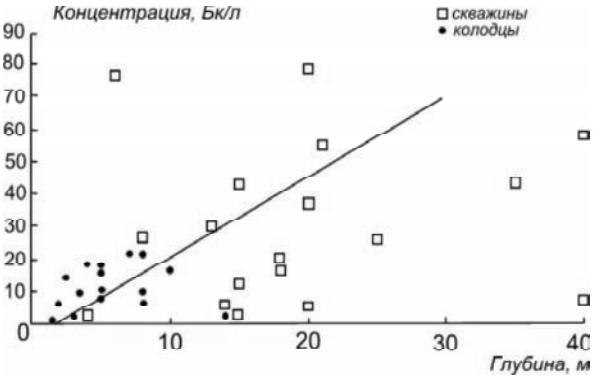


Рис. 5. *Корреляция между содержанием трития в воде колодцев и скважин и их глубиной*

в этой оценке возможны неточности. Тем не менее, статистическая обработка данных по весьма строгому методу Спирмена [7] позволила выявить достоверную связь между концентрацией трития в воде и глубиной водного источника (коэффициент корреляции Спирмена r=0,045 (p=0,0074). Хотя колодцы и скважины представляют собой две разные выборки, они связаны между собой одним преобладающим источником, питающим их воду тритием. Так как содержание радионуклида в них с глубиной возрастает, можно предполагать, что таким источником являются подземные воды. Это вполне увязывается с полученными выше данными, из которых следует, что концентрация трития в воде скважин (28,7 Бк/л) в среднем в 1,6 раза выше, чем в воде колодцев (17,6 Бк/л).

В родниковой воде концентрация трития варьировала от уровня техногенного фона до 38 Бк/л при среднем значении 17 Бк/л.

Значительная часть населения района ПО "Маяк" употребляет воду из централизованного водопровода. В разных населенных пунктах она подается в водопроводную сеть из различных водных резервуаров. В одних случаях – это специально пробуренные глубинные скважины (п. Маук, п. Худайбердинск), в других – открытые водоемы (оз. Аракуль, Иртяш, Сугамак, Зацепинский пруд). Поэтому содержание радионуклида в сетевой воде разных населенных пунктов будет зависеть от радиационной чистоты соответствующих водных источников. В период наблюдений наиболее низкие концентрации трития отмечены в сетевой воде пп. Аргаяш и Маук (уровень техногенного фона), а наиболее высокое значение – в п. Метлино (206 Бк/л). Средняя концентрация трития в водопроводной воде обследованных населенных пунктов составляла 47 Бк/л.

В заключение следует подчеркнуть, что, концентрации трития во всех исследованных водных средах (непроизводственных водоемах, дождевых и снеговых выпадениях, питьевой воде) в районе, прилегающем к производственному объединению "Маяк", в целом выше, чем на более удаленных от него территориях. Однако во всех случаях концентрации радионуклида в воде значительно ниже уровня вмешательства согласно принятым нормативам.

Литература

1. *Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г. Тритий в водоемах бассейна реки Енисей в зоне влияния горно-химического комбината Минатома РФ // Экология. – 2005. – №1. – С.59–64.*
2. *Гудков Д.И. Динамика содержания трития в пойменных водоемах р. Припять и пруде-охладителе Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология. – 1999. – Т.39, №6. – С.605–608.*
3. *Дельвин Н.Н., Иванов А.Б., Крылов В.А., Носов А.В. Изучение содержания трития в водных объектах и приземной атмосфере в районе Калининской АЭС // Экология регионов атомных станций. – М., 1996. – С.264–274.*
4. *Егоров Ю.А. Еще раз о тритии, образующемся при работе АС, и его перенос в окружающей АЭС среде // Экология регионов атомных станций. – М., 1996. – С.237–251.*
5. *Иваницкая М.В., Малофеева А.И. Источники поступления трития в окружающую среду // Тритий – это опасно. – Челябинск, 2001. – С.22–29.*
6. *Носов А.В., Мартынова А.М., Шабанов В.Ф. и др. Исследование выноса трития водотоками с территории Красноярского ГХК // Атомная энергия. – 2001. – Т.90, Вып.1. – С.80.*
7. *Пакет прикладных программ Statistica 5.5 (компьютерная версия).*
8. *Чеботина М.Я., Николин О.А. Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе. – Екатеринбург : УрО РАН, 2005. – 90 с.*
9. *Чеботина М.Я., Николин О.А., Смагин А.И. Оценка уровней загрязнения тритием снежного покрова вокруг Производственного объединения "Маяк" // Вопросы радиационной безопасности. – 2007. – №1. – С.23–27.*

ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ НА ОСНОВЕ ДАННЫХ О ФАКТИЧЕСКОМ СОДЕРЖАНИИ ^{90}Sr И ^{137}Cs В РАЦИОНЕ И ОРГАНИЗМЕ ЖИТЕЛЕЙ

М.Я. Чеботина, Л.М. Щербакова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

PROGNOSISING OF DOSES OF AN IRRADIATION OF THE POPULATION ON THE BASIS OF DATA ABOUT THE ACTUAL CONTENT ^{90}Sr AND ^{137}Cs IN A DIET AND AN ORGANISM OF INHABITANTS

M.Y. Chebotina, L.M. Sherbakova

Institute of plant ecology and animals Ur. B. RAS, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *The presented technique of individual capacity of a dose, cumulative and effective dose of an internal irradiation of the person by strontium and cesium in dynamics on unit of chronic receipt radionuclide with a diet is presented. The technique can be used for the decision of following practical and scientific problems in respect of radiating estimations at an irradiation of the adult person. The given technique of an estimation of doses of an irradiation is based by the incorporated strontium and cesium on exponential accumulation models radionuclides in an organism, results of calculations on which will well be co-ordinated with actual levels of accumulation radionuclides at the person.*

Представлена методика расчета индивидуальной мощности дозы, кумулятивной и эффективной дозы внутреннего облучения человека стронцием и цезием в динамике на единицу хронического поступления нуклидов с диетой.

Методика может быть использована для решения следующих практических и научных задач в плане радиационных оценок при облучении взрослого человека:

1) определения величин накопления нуклидов в организме и критических органах для сравнения расчетных значений с фактическими при прогнозировании в цепи “выброс – организм человека”;
2) определения мощностей эквивалентных доз от накопленного количества радионуклидов в динамике для оценки по критерию внутреннего облучения радиационной обстановки согласно старых НРБ (действующих до 2000 г.);
3) определения года достижения заданной величины облучения в условиях проживания на загрязненной территории;
4) оценки контрольных уровней загрязнения с учетом содержания нуклидов в организме, накопленного в предшествующие годы;
5) определения кумулятивной эквивалентной дозы на критический орган для прогнозирования абсолютного риска биологических эффектов облучения при заданной длительности проживания населения в условиях загрязнения;
6) определения мощности эффективной дозы на организм в динамике для выявления критического радионуклида, а также суммарного облучения от воздействия различных радионуклидов и сравнения с пределами доз согласно проекта новых НРБ;
7) определения эффективной кумулятивной дозы на организм для сравнения относительной значимости различных источников облучения, а также для суммирования их воздействий по критерию потенциальных биологических эффектов.

1. Метод оценки коэффициентов дозового преобразования

Данная методика оценки доз облучения инкорпорированными стронцием и цезием основана на экспоненциальной модели накопления радионуклидов в организме, результаты расчетов по которой хорошо согласуются с фактическими уровнями накопления нуклидов у человека. Этот вывод получен на большом статистическом материале по фактическому накоплению стронция-90 и цезия-137 глобального происхождения жителями бывшего СССР при учете фактического поступления нуклидов с диетой. Аналогичная сходимость получена нами при сравнении фактического накопления нуклидов у жителей, проживающих на территории ВУРСа, с расчетным по имеющимся многолетним данным о поступлении их с диетой [1].

Методы расчета содержания (q), мощностей доз, соответствующих числу лет поступления нуклидов населению (P), и эквивалентных кумулятивных доз (D) в динамике на единицу хронического вдыхания (I) нуклидов, а также обоснование выбранных параметров подробно описаны в работах [2, 3]. Для расчета от поступления радионуклидов с диетой вместо воздуха доля перехода из легких в кровь заменена соответствующей долей перехода из диеты в кровь.

Основные параметры для расчета эквивалентных доз приводятся в таблице 1. Переход от эквивалентных доз на кость для стронция-90 к эквивалентным дозам на клетки костных поверхностей и красный костный мозг производился с применением формулы и параметров из публикации, 30 МКРЗ [5]. Эффективные дозы на организм от стронция-90 рассчитывали как сумму произведений эквивалентных доз на тканевые множители Wт для соответствующих органов и тканей, рекомендованные публикацией 60 МКРЗ [6].

Параметры, взятые в расчет эффективных доз от стронция-90, приводятся в таблице 2. Для цезия-137 эффективная доза равна эквивалентной [7].

Таблица 1. *Параметры, принятые при расчете эквивалентных доз от поступления стронция-90 и цезия-137 с диетой*

Радионуклид	Параметры					
	Средняя[1] энергия, Мэв	Тэф, лет	Коэфф. резорбции, f_1	Доля перехода из крови в кость, f_2 [1]	Коэфф. распределеения, Кр	Вес органа, кг
Стронций-90	1,10	17,50	0,2	0,026	5[2]	$5 \cdot 10^3$
Цезий-137	0,59	0,274	1,0	1,000	1	70

Примечание: 1 – учтена энергия иттрия-90; 2 – для расчета эквивалентных и эффективных доз на кость использованы значения Кр=5 (как это сделано в НРБ-76 [4]) и Кр=1 соответственно.

2. Коэффициенты дозового преобразования для экспрессных оценок доз от хронического поступления стронция-90 и цезия-137 с диетой

В последние годы в документах по расчетам доз как у профессионалов, так и у населения принято считать ожидаемые эффективные дозы на 50-й либо 70-й год соответственно от одного года поступления нуклидов (H_{50}; H_{70}). Для определения их в публикации 56 МКРЗ [7] приводятся коэффициенты дозового преобразования, КДП, связывающие эти величины при разовом поступлении нуклидов, не учитывающие поступления предшествующих лет. Однако подобные КДП в последние годы закладываются для получения соответствующих пределов поступления нуклидов в условиях профессионального воздействия.

Поскольку в районе ПО "Маяк" проводилось определение посмертного содержания радионуклидов в организме (плутоний, стронций) и известно, что они поступали жителям зоны наблюдения хронически, то для радиационных оценок нами использовались мощности доз, отражающие динамику содержания радионуклидов, и расчеты проводились для хронического ритма поступления.

В работе [8] на примере тория-232, КДП которого на единицу поступления аналогичны плутонию, показано, что величина ожидаемой дозы H_{70} (мЗв) арифметически равна величине P_{70} (мЗв/год), но на единицу хронического поступления нуклида H_{70} является величиной постоянной, а Р изменяется соответственно росту содержания нуклида в органе, достигая максимума к 70-му году. Аналогичная картина получена для плутония и стронция [1], а в работе [3] выявлено, что именно мощность дозы P_{70} заложена в отечественные нормативы, что подтверждается и литературными данными [9]. Неправомерности использования ожидаемых (коммитментных) доз при хроническом поступлении радионуклидов, имеющих большой эффективный период полувыведения из органов, посвящена работа [10].

В связи со всем вышесказанным, оценки КДП сделаны нами для хронического поступления стронция-90 и цезия-137 (табл. 3) с диетой.

При этом введены следующие обозначения: N_q, N_p, N_D – КДП для перехода от интенсивности поступления с диетой к содержанию (q), мощности дозы (p), кумулятивной дозе (D).

Символы "экв." и "эф." означают эквивалентную и эффективную дозу соответственно.

Таким образом, искомые величины для решения различных задач рассчитываются по формулам:

содержание нуклида: $q_t = (N_q)_t \cdot I$;

мощность эквивалентной дозы: $p_t^{экв} = (N_p^{экв})_t \cdot I$;

кумулятивная эквивалентная доза: $(D^{экв})_t = (N_D^{экв})_t \cdot I$;

мощность эффективной дозы: $P_t^{эф} = (N_p^{эф})_t \cdot I$;

кумулятивная эффективная доза: $D_t^{эф} = (N_D^{эф})_t \cdot I$;

где t – символ, обозначающий 1-й год хронического поступления; I – интенсивность поступления (Бк·сут$^{-1}$); N_q – КДП для перехода от суточного поступления к содержанию в кости (стронций-90) или организме (цезий-137) (Бк/Бк·сут$^{-1}$); $(N_p^{экв})_t$ и $(N_p^{эф})_t$ – КДП для перехода от суточного поступления к мощности эквивалентной и эффективной дозы (мЗв·год$^{-1}$/Бк·сут$^{-1}$); $(N_D^{экв})_t$ и $(N_D^{эф})_t$ – КДП для перехода от суточного поступления к эквивалентной и эффективной кумулятивной дозе (мЗв/Бк·сут$^{-1}$); q_t – содержание нуклида в кости (стронций-90) или в организме (цезий-137) (Бк); $P_t^{экв,эф}$ – мощность эквивалентной и эффективной дозы (мЗв·год$^{-1}$); $D_t^{экв,эф}$ – кумулятивная эквивалентная и эффективная дозы (мЗв).

3. Примеры использования КДП

1. Известно, что средняя величина поступления стронция-90 с диетой жителям г. Озерска в 1965–1994 гг. составляла 4,46 Бк/сут. Какие уровни накопления сформируются у жителей к 1994 г.?

$$q_{30} = (N_q)_{30} \cdot I = 33{,}4 \cdot 4{,}46 = 149 \text{ Бк}.$$

Таблица 2. *Параметры, принятые при расчете эффективных доз от поступления стронция-90 с диетой*

Орган, ткань	Нахождение ткани	Параметры		
		масса ткани, кг	поглощ. фракция энергии, Fi	тканевый коэфф., Wт
Клетки костных поверхностей	Трабекулярная кость	0,06	0,025	0,01
	Кортикальная кость	0,06	0,015	
Красный костный мозг	Трабекулярная кость	1,50	0,350	0,12

Таблица 3. *Величины КДП* для хронического поступления ^{90}Sr и ^{137}Cs с диетой интенсивностью 1 Бк·сут$^{-1}$*

t, годы	Стронций-90					Цезий-137		
	N_q, Бк/Бк·сут$^{-1}$	$N_p^{экв}$, мЗв·год$^{-1}$	$N_D^{экв}$, мЗв	$N_p^{эф}$, мЗв·год$^{-1}$	$N_D^{эф}$, мЗв	N_q, Бк/Бк·сут$^{-1}$	$N_p^{эф}$, мЗв·год$^{-1}$	$N_D^{эф}$, мЗв
1	1,87	$1{,}02\cdot10^{-2}$	$5{,}17\cdot10^{-3}$	$4{,}79\cdot10^{-4}$	$2{,}43\cdot10^{-4}$	132	$5{,}9\cdot10^{-3}$	$3{,}5\cdot10^{-3}$
2	3,66	$1{,}99\cdot10^{-2}$	$2{,}05\cdot10^{-2}$	$9{,}35\cdot10^{-4}$	$9{,}64\cdot10^{-4}$	144		$9{,}4\cdot10^{-3}$
3	5,40	$2{,}94\cdot10^{-2}$	$4{,}55\cdot10^{-2}$	$1{,}38\cdot10^{-3}$	$2{,}14\cdot10^{-3}$			$1{,}6\cdot10^{-2}$
4	7,05	$3{,}84\cdot10^{-2}$	$8{,}00\cdot10^{-2}$	$1{,}81\cdot10^{-3}$	$3{,}76\cdot10^{-3}$			$2{,}2\cdot10^{-2}$
5	8,62	$4{,}70\cdot10^{-2}$	$1{,}22\cdot10^{-1}$	$2{,}21\cdot10^{-3}$	$5{,}73\cdot10^{-3}$			$2{,}8\cdot10^{-2}$
10	16,20	$8{,}83\cdot10^{-2}$	$5{,}34\cdot10^{-1}$	$4{,}15\cdot10^{-3}$	$2{,}51\cdot10^{-2}$			$5{,}8\cdot10^{-2}$
20	26,20	$1{,}43\cdot10^{-1}$	1,73	$6{,}72\cdot10^{-3}$	$8{,}13\cdot10^{-2}$			$1{,}2\cdot10^{-1}$
30	33,40	$1{,}82\cdot10^{-1}$	3,31	$8{,}55\cdot10^{-3}$	$1{,}56\cdot10^{-1}$			$1{,}8\cdot10^{-1}$
70	45,00	$2{,}45\cdot10^{-1}$	12,40	$1{,}15\cdot10^{-2}$	$5{,}83\cdot10^{-1}$			$4{,}2\cdot10^{-1}$

Примечание: * – Для Sr-90 расчеты КДП для эффективных доз делались по поглощенным дозам на кость, которые равны эквивалентным, так как Kp=1, для Cs-137 – сразу на весь организм.

2. ПГП стронция-90 с диетой равно $3{,}6\cdot10^4$ (Бк/год = 99 Бк/сут (согласно проекта новых НРБ).

Каковы будут мощности эквивалентной и эффективной доз на кость и организм соответственно к 70-му году хронического поступления?

на кость

$P_{70}^{экв} = (N_p)_{70}^{экв} \cdot I = 0{,}245 \cdot 99 = 24{,}2$ мЗв/год,

т.е. величина $P_{70}^{экв}$ составит около ПД (30 мЗв/год) согласно старых НРБ,

на организм

$P_{70}^{эф} = (N_p)_{70}^{эф} \cdot I = 1{,}15 \cdot 10^{-2} \cdot 99 = 1{,}14$ мЗв/год,

т.е. величина $P_{70}^{эф}$ близка к новому ПД (1 мЗв/год) на организм.

Величина ожидаемой эффективной дозы на организм H_{70}, согласно проекта новых НРБ, составляет 1,18 мЗв.

3. Допустим, что исходная величина $_1P^{эф}$ для определенного контингента, оцененная по измерениям стронция-90 в зубах методом ЭПР, составляет 0,5 мЗв/год, т.е. 50% нового ПД. Другие источники облучения организма вносят пренебрежимо малый вклад по сравнению со стронцием-90. На какой год проживания в условиях загрязнения диеты на уровне 0,3 ПГП будет достигнут новый ПД, равный 1 мЗв/год, т.е. сформируется добавочная $_2P^{эф}$, равная 0,5 мЗв/год?

При I = 0,3 · ПГП = 1080 Бк/год = 2,95 Бк/сут искомое значение $N_p^{эф}$ для $_2P^{эф} = 0{,}5$ мЗв/год будет равно:

$N_p^{эф} = P^{эф} / I = 0{,}5/2{,}95 = 0{,}16$ мЗв·год$^{-1}$/Бк·сут$^{-1}$.

По таблице 3 это соответствует значению t=30 лет. Таким образом, при заданных условиях поступления при учете у данного контингента ранее накопленного количества стронция-90 величина ($_1P^{эф} + _2P^{эф}$) достигнет ПД к 30-му году поступления, т.е. рассматриваемый контингент после t=30 лет будет переоблучаться, поскольку ПД должен быть достигнут только к 70-му году поступления.

4. Предположим, группа населения проживала в условиях, когда средняя величина поступления стронция-90 с диетой в первые 5 лет составляла 2,95 Бк/сут, а в последующие 30 лет – 0,3 Бк/сут. Определить кумулятивную эквивалентную дозу D_{35} на кость за все время поступления (35 лет). Представим суммарную дозу уравнением:

$$D_{35}^{экв} = D_5^{экв} + D_{30}^{экв} = I_5 \cdot (N_D^{экв})_5 + I_{30}{}^*((N_D^{экв})_{30} + (N_p^{экв})_5 \cdot I_5 / 1{,}5 \cdot 30,$$

где 1,5 – средняя кратность уменьшения $P_5^{экв}$ за 30 лет, $D_5^{экв}$, $D_{30}^{экв}$ – эквивалентные кумулятивные дозы на кость к 5 и 30-му году при заданных средних величинах I_5 и I_{30} суточного поступления нуклида.

Используя значения $(N_{D,\,p}{}^{экв})_5$ и $(N_D^{экв})_{30}$ из таблицы 3, получим:

$D_{35}^{экв} = 2{,}95 \cdot 0{,}122 + 0{,}3 \cdot 3{,}31 + (4{,}7 \cdot 10^{-2} \cdot 2{,}95) / 1{,}5 \cdot 30 = 0{,}36 + 0{,}99 + 2{,}80 = 4{,}15$ (мЗв).

5. Поступление стронция-90 и цезия-137 с диетой жителям региона составляет по 0,5 ПГП согласно НРБ-76/87, т.е. $5{,}9\text{x}10^3$ (стронций) и $2{,}2\text{x}10^5$ (цезий) Бк/год или 16,2 и 603 Бк/сут для стронция и цезия соответственно. Какие мощности эффективных доз (мЗв/год) будут достигнуты от стронция, цезия и суммы этих нуклидов на первый, 10 и 70-й годы их хронического поступления?

Стронций	**Цезий**
$P_1^{эф} = 16{,}2 \cdot 4{,}79 \cdot 10^{-4} = 7{,}8 \cdot 10^{-3}$	$P_1^{эф} = 302 \cdot 5{,}9 \cdot 10^{-3} = 3{,}6$
$P_{10}^{эф} = 16{,}2 \cdot 4{,}15 \cdot 10^{-3} = 6{,}7 \cdot 10^{-2}$	$P_{10}^{эф} = 3{,}6$
$P_{70}^{эф} = 16{,}2 \cdot 1{,}15 \cdot 10^{-2} = 1{,}86 \cdot 10^{-1}$	$P_{70}^{эф} = 3{,}6$

Стронций+цезий

$P_1^{эф} = 3{,}6$

$P_{10}^{эф} = 3{,}67$

$P_{70}^{эф} = 3{,}79$

Расчеты показывают, что критическим нуклидом при хроническом заглатывании на уровне 0,5 ПГП (старые НРБ) является цезий-137; величина $P_t^{эф}$ которого с первого до 70-го года (3,6 мЗв/год) составляет 72% старого ПД и 360% нового ПД, в то время как для стронция-90

максимальная величина $P_t^{эф} = P_{70}^{эф}$ (0,186 мЗв/год) не достигает 20% даже нового ПД. Радиационную опасность при заданных условиях поступления суммы стронция-90 и цезия-137 обусловливает практически один цезий-137. Однако для новых значений ПГП стронция-90 ($3{,}6 \cdot 10^4$ Бк/год) и цезия-137 ($7{,}7 \cdot 10^4$ Бк/год) величины $P_{70}^{эф}$ составят:

для стронция $P_{70}^{эф} = 1{,}14$ мЗв/год (см. пример 2);

для цезия $P_{70}^{эф} = 211 \cdot 5{,}9 \cdot 10^{-3} = 1{,}24$ мЗв/год.

Таким образом, согласно нашим КДП, величины ПГП из проекта новых норм обеспечивают незначительное превышение как для стронция-90, так и для цезия-137, а старые нормативы допускают значительное превышение $P_{70}^{эф}$ для цезия-137 и имеют запас по стронцию-90.

6. Определить относительный вклад различных источников облучения населения города N по критерию кумулятивной эффективной дозы, если известно, что мощности эффективных доз от естественного фона и медицинского облучения составляют 2 и 1 мЗв/год соответственно, а поступление стронция-90 и цезия-137 с диетой равно 163 (стронций) и 1190 (цезий) Бк/сут, что соответствует загрязнению основных видов продуктов на уровне ВДУ-93.

Пожизненную кумулятивную эффективную дозу на индивидуум опишем уравнением:

$$\Sigma D_{70}^{эф} = {}_{с.ф.}D_{70}^{эф} + {}_{м.о.}D_{70}^{эф} + {}_{Cs}D_{70}^{эф} + {}_{Sr}D_{70}^{эф} =$$

$$= 2 \cdot 70 + 1 \cdot 70 + 4{,}2 \cdot 10^{-1} + 1{,}19 \cdot 10^{3} + 5{,}83 \cdot 10^{-1} \cdot 163 =$$

$$= 140 + 70 + 50 + 95 = 355 \text{ (мЗв)},$$

где ${}_{с.ф.}D_{70}^{эф}$, ${}_{м.о.}D_{70}^{эф}$, ${}_{Cs}D_{70}^{эф}$, ${}_{Sr}D_{70}^{эф}$ – пожизненные эффективные кумулятивные дозы от естественного фона, медицинского облучения, заглатывания Cs и Sr с диетой.

$4{,}2 \cdot 10^{-1}$ – КДП для ${}_{Cs}D_{70}^{эф}$ из таблицы 3.

$5{,}83 \cdot 10^{-1}$ – КДП для ${}_{Sr}D_{70}^{эф}$ из таблицы 3.

Вклад естественного фона, медицинского облучения и воздействия от загрязнения продуктов соответственно составит 39,4; 19,7; 14,1; 26,8% от $\Sigma D_{70}^{эф}$.

Литературы

1. *Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / под ред. А.Н. Марея. – М. : Атомиздат, 1980. – 186 с.*
2. *Демин С.Н., Петер И.Г., Щербакова Л.М. и др. Отчет-обоснование контрольных уровней содержания стронция-90 и цезия-137 на территории Озерского ЗАТО (КУ-96 ЗАТО) : договор. – Озерск, 1996. – 26 с.*
3. *Щербакова Л.М. Оценка внутреннего облучения людей от вдыхания радионуклидов // Гигиена и санитария. – 1988. – №11. – С.90–91.*
4. *Нормы радиационной безопасности. НРБ-76/87.*
5. *Пределы поступления радионуклидов для работающих с радиоактивными веществами в открытом виде : публикация 30 МКРЗ. – Ч.1. – 1982. – 133 с.*
6. *Рекомендации международной комиссии по радиационной защите 1990 года : публикация 60. – Ч.1 и 61. – М. : Энергоатомиздат. – 191 с.*
7. *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides : ICRP Publication 56. – Part 1. – Pergamon press, 1989. – 122 p.*
8. *Кравцова Э.М., Щербакова Л.М., Назарова К.М. Практическое применение различных определений эквивалентной дозы внутреннего облучения. // Тез. докл. на VII област. съезде организаторов здравоохранения, гигиенистов, санитарных врачей, эпидемиологов, микробиологов, инфекционистов. – Челябинск, 1989. – С.117–118.*
9. *Кеирим-Маркус И.Б. Новые рекомендации по радиационной безопасности в публикациях 60 и 61 МКРЗ // Медицинская радиология. – 1993. – №7. – С.34–41*
10. *Healy I.H. Commitment, equivalent and collective doses // Health Phys. – 1981. – Vol.41. – №2. – P.379–380.*

ОЦЕНКА ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ ОТ РАЗЛИЧНЫХ ИСТОЧНИКОВ ЗАГРЯЗНЕНИЯ АЛЬФА-АКТИВНЫМИ НУКЛИДАМИ

М.Я. Чеботина, Л.М. Щербакова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

ESTIMATION OF AN IRRADIATION OF THE POPULATION FROM VARIOUS SOURCES OF POLLUTION ALPHA ACTIVE RADIONUCLIDES

M.Y. Chebotina, L.M. Sherbakova

Institute of plant ecology and animals Ur. B. RAS, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *For a choice of priority directions of researches of an irradiation of the population it is important to know the relative contribution to a dose various radionuclides and especially by criterion of actually measured levels of their content in objects of environment and an organism of people. As have shown our researches of the doses estimated under the actual content radionuclides in air and a diet in areas of a production association "Mayak", the core radionuclide at chronic long-term inhalation by this criterion is ^{239}Pu, doses from which at townsmen exceed the contribution ^{90}Sr, arriving with a diet. The aim work was to analyse literary and own data on doses from the actual content in an organism of people only alpha active radionuclides an artificial and natural origin.*

Для выбора приоритетных направлений исследований облучения населения важно знать относительный вклад в дозу различных радионуклидов и особенно по критерию фактически измеренных уровней содержания их в объектах окружающей среды и организме людей.

Как показали наши исследования доз, оцененных по

фактическому содержанию нуклидов в воздухе и диете в районах производственного объединения "Маяк", основным дозообразующим нуклидом при хроническом многолетнем вдыхании по этому критерию является ^{239}Pu, дозы от которого у жителей города превышают вклад ^{90}Sr, поступающего с диетой [1].

Целью работы было проанализировать литературные и собственные данные по дозам от фактического содержания в организме людей только альфа-активных нуклидов искусственного и естественного происхождения.

Известно, что около 90% накопленного в организме плутония у населения приходится на кости и печень [1]. Поэтому для краткости изложения сравнение воздействия различных источников поступления нуклидов сделано по показателям в кости.

Для оценки использованы собственные расчеты и литературные данные о фактическом накоплении радионуклидов в кости, полученные как:

- посмертное содержание Pu от глобальных выпадений и в районах АЭС (в Англии [2]);
- содержание Pu у жителей зоны наблюдения (оценено по легочной модели в предположении вдыхания растворимых (подвижных) аэрозолей [3] по среднегодовым концентрациям нуклида в воздухе, измеренным авторами за много лет и составляющим 18–38 мкБк/м^3 [4]);
- средние уровни содержания естественных радионуклидов (ЕРН) цепочек распада урана и тория в кости для среднего жителя земли НКДАР [5];
- средние уровни содержания ЕРН у жителей России (в Ленинградском институте радиационной гигиены (ЛИГР), при этом оценка сделана по анализам зубов для $^{234, 238}$U, $^{228, 230, 232}$Th, ^{226}Ra, ^{210}Po [6]).

Мощности эквивалентных доз на кости людей, рассчитанные по фактическому содержанию в них упомянутых радионуклидов, представлены в таблице 1.

Из таблицы видно, что максимальное облучение вдыхаемым плутонием (вклад пищевого пути, представленного авторами в работе [3] пренебрежимо мал) жителей рассмотренных в работе пунктов наблюдения от 40-летней работы предприятия атомной промышленности (ПАП) в 13,6 раз меньше такового для жителей России от поступления ЕРН с воздухом, водой и диетой. Что касается АЭС, то превышение глобального уровня облучения в районах их расположения для рассмотренного случая составляет около четырех раз, но в целом будет зависеть от выбросов конкретной АЭС, времени ее эксплуатации и продолжительности проживания людей.

Рассмотрим динамику формирования доз на примере расчета. В таблице 2 приводятся коэффициенты дозового преобразования для хронического вдыхания ^{239}Pu. При гигиенических оценках доз в динамике можно использовать простые уравнения с их применением:

$$\Theta = n_\Theta \cdot J \quad (1)$$

$$P = n_P \cdot J \quad (2)$$

$$D = n_D \cdot J \quad (3)$$

Θ, P, D – содержание нуклида (Бк), мощность дозы (мЗв/год) и накопленная доза (мЗв) в кости на t – год поступления; n_Θ, n_P, n_D – нормализованные коэффициенты для перехода от интенсивности поступления к содержанию (Бк/Бк·сут$^{-1}$), мощности дозы (мЗв/год$^{-1}$/Бк·сут$^{-1}$) и накопленной дозе (мЗв/Бк·сут$^{-1}$); J – интенсивность поступления (Бк·сут$^{-1}$)

Из таблицы 2 видно, что накопление Pu идет первые 30 лет, достигая величины Q_{30} от 74 до 2100 Бк. Последующие 40 лет поступления изменяют эту величину всего в 2,2 раза. Соответственно изменяется и мощность дозы P. И только накопленная доза Д возрастает за этот же период вчетверо, поэтому посмертные данные о со-

Таблица 1. *Мощности доз облучения кости (Р) людей от различных источников загрязнения*

Источник загрязнения	Р, мЗв/год	Радионуклид
Глобальные выпадения	0,012	^{239}Pu
Нормальная эксплуатация АЭС	0,043	^{239}Pu
Зона наблюдения ПО «Маяк»	0,36–0,75*	^{239}Pu
Фон** (жители Земли)	8,95	ЕРН
Жители России	11,0	ЕРН

Примечание: * – рассчитано по поступлению Pu с воздухом, удовлетворительно согласуется с фактическими данными Р, представленными в [3]. Расхождение составляет 2 раза; ** – от поступления ЕРН с воздухом и диетой.

Таблица 2. *Зависимость содержания, мощностей доз и накопленных доз в кости от времени хронического вдыхания плутония* интенсивностью 1 Бк·сут$^{-1}$*

Продолжительность поступления, годы	Нормализованные коэффициенты**		
	$n_и$, Бк	n_P, мЗв·год$^{-1}$	n_D, мЗв
1	7,4·10	2,8·10	1,5·10
30	2,1·10^3	8,1·10^2	1,2·10^4
50	3,4·10^3	1,2·10^3	3,4·10^4
70	4,6·10^3	1,8·10^3	6,5·10^4

Примечание: * – близки к этим величинам и коэффициенты для $^{230, 232}$Th [8]; **– для подвижных соединений согласно классификации легочной модели МКРЗ. Метод оценки описан в работе [7].

Таблица 3. *Зависимость величины f_I от дисперсности и класса подвижности аэрозолей*

АМАД (мкм)	Доли f_I для соединений классов[1]		
	Подвижные (Д)	Ограниченно-подвижные (Н)	Неподвижные (Г)
0,1	0,621	0,149	0,0342
0,5	0,486	0,106	0,0204
1,0	0,451	0,115	0,0196
10	0,550	0,110	0,0155

Примечание: 1 – классы Д, Н, Г соответствуют биологическим периодам полувыведения частиц из легких, составляющим, дни, недели, годы, соответственно.

Таблица 4. *Сравнение расчетных (АМАД=0,5 мкм) и фактических уровней накопления (Q) от глобальных выпадений плутония*

Страна	Фактическая концентрация, мкБк/м^3	Число лиц с измеренным Q	Время контакта, взятое в расчет (лет)[2]	Q/организм[1]		
				наблюдение	Расчет	
					класс Д	класс Г
США [12, 13]	10,8	32	20	324	642	32
Япония [14–16]	1,8–3,1	10	20	104	187	94
Австралия [17]	0,5[3]	22	5–9	4,4 (ск.)	1,4–2,6 (ск.)	0,07–0,13 (ск.)
ФРГ [18]	3,1[4]	45	20	90	193	9,7

Примечание: 1 – кость плюс печень. Для оценки использования реальное распределение в этих органах. 2 – годом начала поступления считали 1954 г. 3 – дети 5–9 лет, концентрации в скелете измерены за 1968–1977 гг. 4 – концентрации брали равными таковым в Японии.

держании нуклидов в организме взрослых людей разного возраста в среднем можно отнести к продолжительности поступления 30 лет, и величина P, приведенная в таблице 1, приходится тоже на 30-й год. Тогда, используя данные таблицы 2, можно сказать, что при сохранении интенсивности поступления на уровне, при котором оценено описанное накопление Pu, мощности доз к 70-му году составят 0,086 и (0,72–1,5) мЗв/год, а полные накопленные дозы за 70 лет – 3,0 и 28,6–60,5 мЗв для жителей, проживающих в районе АЭС и зоне наблюдения предприятия соответственно.

Следует заострить внимание на соотношении доз от Pu и ЕРН. Проведенный нами [6] анализ литературы по содержанию ЕРН в объектах окружающей среды и организме человека показал, что если гамма-составляющая естественного фона изменяется до 10 раз, то составляющая от долгоживущих актинидов в объектах окружающей среды – до нескольких порядков. Так, содержание урана в кости жителей Челябинской области составляло (20–127 Бк) [8], а жителей РСФСР – 3,7 Бк [6]. Поэтому можно ожидать, что вклад Pu в суммарную альфа-активность как объектов окружающей среды, так и кости человека – тоже величина переменная, зависящая от наличия выбросов конкретных предприятий рассматриваемого населенного пункта.

Рассмотрим правомерность использования нормализованных коэффициентов из таблицы 2 для Pu.

Согласно легочной модели, определяющим параметром в накоплении внелегочного Pu при вдыхании является доля f_l перехода из легких в кровь. Наши оценки показали, что на величину f_l влияет не столько АМАД (активный аэродинамический диаметр – параметр дисперсности) аэрозолей, сколько класс соединений (табл. 3). Так, разброс АМАД от 0,1 до 10 мкм меняет f_l максимум в 2 раза, а в зависимости от класса соединения f_l изменяется до 35 раз, причем максимальная величина характерна для класса Д.

В экспериментальных и теоретических работах [9, 10] показано, что мелкодисперсная фракция (МДФ) аэрозолей класса Г актинидов ведет себя как соединение подвижное (Д), быстро минуя легкие и максимально накапливаясь в органах вторичного депонирования.

Анализ литературы по реальной дисперсности аэрозолей искусственного и естественного происхождения [11] показал, что существенную долю в них составляют частицы МДФ. Для таких частиц, по-видимому, правильнее оценки накопления делать по параметрам соединений класса Д.

Подтверждением тому является удовлетворительное соответствие результатов расчета накопления (по наблюдаемым за много лет концентрациям в воздухе) и измеренного содержания в людях плутония глобального происхождения (табл. 4).

Из таблицы 4 видно, что расчетные данные могут быть около двух раз как выше, так и ниже фактических, но в целом они ближе к реальным по оценке для соединений класса Д (хотя известно, что аэрозоли Pu глобального происхождения относятся к классу Г). Тогда применение нормализованных коэффициентов, приведенных в таблице 2, будет соответственно отражать уровни доз, близких к реальным при условии корректности реальных уровней поступления нуклида.

Выводы

1. Нормальная эксплуатация рассмотренных АЭС и ПАП может привести к повышению фактических доз от Pu в кости жителей прилегающих районов от 4 до 62,5 раз. Максимальная мощность дозы на 70-й год в районе ПО “Маяк” составит около 5% предела дозы (ПД).
2. Для наиболее корректного выбора приоритетного направления исследований и разработки рекомендаций необходимы альфа-спектрометрия долгоживущей составляющей фактического накопления искусственных и естественных радионуклидов у жителей конкретного населенного пункта (даже районов большого промышленного города) и оценка критических нуклидов по критерию накопленной дозы.
3. Содержание Pu, оцененное по многолетним фактическим концентрациям в предположении вдыхания подвижных соединений нуклида, удовлетворительно согласуется с наблюдаемым посмертно, а представленные коэффициенты позволяют делать реальные прогнозы искомых величин доз в динамике.

Литературы

1. *Щербакова Л.М., Демин С.Н., Масловский Р.Я. и др. Определение контрольных уровней ^{90}Sr и ^{137}Cs в продуктах питания*

по величине эффективной дозы на население // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения : мат. II междунар. конф. – Т.1. – Курчатов, 2005. – С.199–204.

2. *Pearce P. Massive plutonium levels founding Cumbrian corpos // New Scientists. – 1986. – 14 Aug. – №1521. – P.11.*
3. *Щербакова Л.М. Роль мелкодисперсной фракции аэрозолей в прогнозировании облучения экстрапульмональным плутонием : аналитический обзор // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин. – Заречный, 2000. – Вып.3. – С.278–285.*
4. *Чудин В.А., Щербакова Л.М., Масловский Р.Я. и др. Некоторые особенности распределения Ри в воздушной среде и растениях зоны ПО "Маяк" // Экология. – 2005. – №1. – С.1–6.*
5. *Ионизирующее излучение: источники и биологические эффекты // Доклад НКДАР за 1982 г. – Т.1. ООН. – 881 с.*
6. *Щербакова Л.М. Естественные радионуклиды в окружающей среде : аналитический обзор. ФИБ-1. – Озерск, 1989. – 38 с.*
7. *Щербакова Л.М. Оценка внутреннего облучения людей от вдыхания радионуклидов // Гигиена и санитария. – 1988. – №1. – С.90–91.*
8. *Кравцова Э.М., Щербакова Л.М., Назарова К.М. Сравнение расчетных: и фактических уровней содержания ЕРН в кости лиц из населения // Материалы VII областного съезда организаторов здравоохранения, гигиенистов, санитарных врачей, эпидемиологов, микробиологов, инфекционистов. – Челябинск, 1989. – С.113–115.*
9. *Parsont M.A. The effect of particle size on organ distribution of radioactive material deposited in the lungs // Health Phys. – 1972. – Vol.22, No.2. – P.143–149.*
10. *Metivier H. et al. Experimental study of respiratory contamination by a mixed oxide aerosol formed from the combustion of a Pu magnesium alloy // Health Phys. – 1980. – №5. – P.769–776.*
11. *Чеботина М.Я., Щербакова Л.М., Пономарева Р.П. Роль дисперсности аэрозольных частиц в формировании радиоактивного загрязнения природной среды // Уральский геофизический вестник. – 2007. – №2–3 (11–12). – С.109–118.*
12. *Bennet B.G. Transuranic element pathways to a man // Proceeding of symposium San Francisco. – Vienna, 1975. – P.367–384.*
13. *McInroy, Campbell E.E., Moss W.D. et al. Plutonium in autopsy tissues: a revision and updating of data reported in LA-4875 // Health Phys. – 1979. – Vol.37, No.1. – P.1–136.*
14. *Kawamura H., Tanaka G.J. Actinides concentrations in human tissues// Health Phys. – 1983. – Vol.24, No.1. (Suppl.). – P.451–456.*
15. *Kasai A., Imai T., Sekine K. Measurement of fallout and dose estimation for ^{239}Pu in Takai-mura. Japan // Health Phys. – 1984. – Vol.46. – No.6. – P.1281–1285.*
16. *Hirose K., Sugimura Y. Plutonium in surface air in Japan // Health Phys. – 1984. – Vol.46. – P.1281–1285.*
17. *Fissenne I.M., Perry P.M., Chu N.J. et al. Measured $^{234, 238}$U and fallout $^{239, 240}$Pu in human bone ash from Nepal and Australia // Health Phys. – 1983. – Vol.44, No.1. – Supplement. – P.457–467.*
18. *Bunzl K., Kracke W. Fallout $^{239, 240}$Pu and ^{238}Pu in human tissues from the FRG // Health Phys. – 1983. – Vol.44, No.1. – P.441–449.*

МЕТОДИКА ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ ОТ Pu НА ОСНОВЕ ДАННЫХ О ФАКТИЧЕСКОМ СОДЕРЖАНИИ НУКЛИДА В ВОЗДУХЕ И ОРГАНИЗМЕ ЖИТЕЛЕЙ

М.Я. Чеботина, Л.М. Щербакова

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

TECHNIQUE OF PROGNOZING OF DOSES OF AN IRRADIATION FROM Pu ON THE BASIS OF DATA ABOUT THE ACTUAL CONTENT RADIONUCLIDE IN AIR AND AN ORGANISM OF INHABITANTS

M.Y. Chebotina, L.M. Sherbakova

Institute of plant ecology and animals Ur. B. RAS, Ekaterinburg, Russia

Abstract. *The presented technique of doses on unit of chronic receipt Pu with air for the decision of some practical and scientific problems in respect of radiating estimations is presented at an irradiation plutonium of the adult person. The given recommendations for forecasting of doses of an irradiation from inhaled Pu answer modern level of knowledge and are generalization of long-term researches.*

1. Область применения

Представленная методика расчета доз на единицу хронического поступления Pu с воздухом для решения следующих практических и научных задач в плане радиационных оценок при облучении плутонием взрослого человека:

- определения величин накопления нуклида в организме и критических органах для сравнения расчетных значений с допустимыми и с фактическими при прогнозировании в цепи "выброс – организм человека";
- определения мощностей эквивалентных доз от накопленного количества Pu в динамике для оценки по критерию внутреннего облучения радиационной обстановки согласно старых НРБ (действующих до 2000 года);
- определения года достижения заданной величины облучения в условиях проживания на загрязненной территории;
- оценки контрольных уровней загрязнения с учетом содержания нуклида в организме, накопленного в предшествующие годы;
- определения кумулятивной эквивалентной дозы на критический орган – для прогнозирования абсолютного риска биологических эффектов облучения при заданной длительности проживания населения в условиях загрязнения;

– определения мощности эффективной дозы на организм в динамике для выявления критического радионуклида, а также суммарного облучения от воздействия различных радионуклидов и сравнения с пределами доз согласно НРБ-96;
– определения эффективной кумулятивной дозы на организм для сравнения относительной значимости различных источников облучения, а также для суммирования их воздействия по критерию потенциальных биологических эффектов.

2. Исходные данные

Данные рекомендации для прогнозирования доз облучения от вдыхаемого Pu отвечают современному уровню знаний и являются обобщением многолетних исследований:

– авторами – концентраций Pu в воздухе пунктов зоны наблюдения ПО «Маяк», расчетов доз при различных ритмах поступления нуклидов;
– Филиалом – концентраций и дисперсности аэрозолей Pu на предприятиях атомной промышленности, ПАП;
– Филиалом – особенностей поведения субмикронных аэрозолей Pu в организме животных;
– Филиалом – накопления Pu у персонала ПО “Маяк” и других ПАП, а также у жителей зоны наблюдения;
– исследователями России и других стран – физико-химических характеристик аэрозолей Pu, концентраций его в воздухе и организме жителей, особенностей поведения мелкодисперсной фракции, МДФ аэрозолей.

3. Определение доз облучения жителей загрязненных территорий инкорпорированным плутонием

Экспериментально установлено, что аэрозоли Pu (и любые другие) мелкодисперсной фракции, МДФ, АМАД которых < 1 мкм, ведут себя в организме животных и человека как соединения подвижные (класс Д), согласно классификации легочной модели МКРЗ.

Анализ большого количества литературных данных показал, что повсеместно при равновесных условиях в воздухе – как в окружающей среде, так и на любых предприятиях – преобладает МДФ аэрозолей. Нарушение равновесных условий является эпизодическим.

Расчеты авторов выявили, что нормализованный коэффициент (n_q) для перехода от поступления (J) к накоплению в органах вторичного депонирования зависит, главным образом, от доли перехода (f_1) из дыхательной системы в кровь.

Величина f_1 является максимальной для соединений класса Д. Поэтому аэрозоли МДФ максимально накапливаются в организме. Это внелегочное накопление не зависит от различных модификаций модели МКРЗ, а также от класса подвижности аэрозолей при их вдыхании – в рамках одной модели.

Данные литературы свидетельствуют о нахождении Pu в почвах ВУРСа (Восточно-Уральского радиоактивного следа), Урала и других территорий России в виде аморфных (фиксированных, нерастворимых) соединений.

Равновесные концентрации нуклида над загрязненными почвами обусловлены вторичным (конвективным) подъемом, при котором в воздухе постоянно находятся частицы МДФ.

Это дает основание при расчетах аэрозоли МДФ, поступающие в легкие, относить к классу Г, а попадающие в кровь – к классу Д.

Использование при оценках накопления этих допущений позволило приблизить расчетные данные к фактически измеренным и выявить закономерность: близкие величины годового накопления Pu на единицу концентрации (6,2±2,8 мБк/мБк·м^3) в воздухе для глобальных (от ядерных испытаний), локальных (в районе ПО “Маяк”) и профессиональных (на заводах ПАП) источников его поступления.

По результатам сопоставления расчетных и измеренных уровней накопления Pu можно сделать предварительный вывод: определяющую роль во внелегочном накоплении Pu при всех условиях поступления и скелетном типе распределения его в организме людей играет равновесная компонента концентрации, приходящаяся на аэрозоли МДФ, которая является достаточно стабильной и зачастую формирует большую часть интегральной концентрации нуклида, вдыхаемого человеком повсеместно. Среднедисперсная фракция аэрозолей, СДФ, если она преобладает в интегральной концентрации по сравнению с МДФ, вносит ничтожный вклад в накопление Pu в организме и важна только при накоплении в легких.

Поэтому для определения поступления и внелегочного накопления МДФ аэрозолей Pu в условиях окружающей среды и на ПАП предлагается единая формула (1) и единые коэффициенты дозового преобразования, КДП для перехода от суточного поступления к накоплению и дозам.

$$q_t = J \cdot (n_q^{к,п})_t^{кл.Д} = C \cdot V \cdot K \cdot f^{МДФ} \cdot (n_q)_t^{кл.Д}, \qquad (1)$$

где $K = K_н \cdot K_c \cdot K_{пр}$; $q_t^{к,п}$ – накопление в органе (кость, печень) через t лет хронического поступления, Бк;

J – поступление нуклида, Бк·сут$^{-1}$;

C – интегральная концентрация Pu (всех фракций дисперсности), измеренная аспирационным методом и усредненная за исследуемое время t для пункта проживания населения или помещения пребывания профессионалов, Бк·м$^{-3}$;

V – объем вдыхаемого воздуха, равный 6,8 и 20 м^3 в сутки для профессионалов и лиц из населения соответственно, с учетом того, что у профессионалов 6-часовой рабочий день и 283 рабочих дня в году;

$K_н$ – коэффициент неравномерности концентрации, измеренной аспирационным методом, которая отражает равновесные условия. Его величина для аэрозолей МДФ должна бьть близка к 1. Для населения величина $K_н$ будет зависеть от неравномерности загрязнения территории и влияния ветрового переноса нуклида с другой территории;

K_c – поправка на концентрацию нуклида на возможный проскок МДФ аэрозолей через фильтр;

Таблица 1. *КДП для перехода от суточного поступления J (Бк·сут$^{-1}$) плутония к накоплению и дозам в кости (МДФ аэрозолей)*

t, годы	Кость			$n_р^{экв}$, мЗв·год$^{-1}$		$n_н^{экв}$, мЗв		$n_р^{эф}$,мЗв·год$^{-1}$		$n_н^{эф}$, мЗв	
	$_кn_q$, Бк	$_кn_р^{экв}$, мЗв·год$^{-1}$	$_кn_н^{экв}$, мЗв	клетки кост. пов.	кр. кост. мозг	клетки кост. пов.	кр. кост. мозг	клетки кост. пов.	кр. кост. мозг	клетки кост. пов.	кр. кост. мозг
1	137	53	27	154	12,3	78	6,3	1,54	1,48	0,78	0,76
5	675	261	865	757	60,8	2508	202	7,57	7,31	25,1	24,2
10	1334	516	2617	1496	120	7589	610	14,9	14,4	75,9	73,3
20	3575	997	$1{,}03\cdot10^4$	2891	232	$1{,}14\cdot10^4$	920	28,9	27,9	115	111
30	3736	1446	$2{,}26\cdot10^4$	4193	337	$6{,}55\cdot10^4$	5265	41,9	40,5	655	633
50	5832	2257	$5{,}9\cdot10^4$	6545	526	$1{,}73\cdot10^5$	$1{,}39\cdot10^4$	65,5	63,2	1731	1671
70	7651	2960	$1{,}1\cdot10^5$	8584	690	$3{,}25\cdot10^5$	$2{,}61\cdot10^4$	85,8	82,9	3248	3136

Таблица 2. *КДП для перехода от суточного поступления J (Бк·сут$^{-1}$) плутония к накоплению и дозам на печень и легкие (МДФ аэрозолей)**

t, годы	Печень					Легкие				
	n_q, Бк	$n_р^{экв}$, мЗв·год$^{-1}$	$n_н^{экв}$, мЗв	$n_р^{эф}$, мЗв·год$^{-1}$	$n_н^{эф}$, мЗв	n_q, Бк	$n_р^{экв}$, мЗв·год$^{-1}$	$n_н^{экв}$, мЗв	$n_р^{эф}$, мЗв·год$^{-1}$	$n_н^{эф}$, мЗв
1	135	40	27	2,0	1,4	99	53	27,6	6,4	3,3
5	661	195	504	9,8	25,2	229	122	406	14,6	48,7
10	1265	374	1955	18,7	97,8	246	132	1025	15,8	123
20	2331	689	7303	34,5	365	248	133	2297	16,0	276
30	3231	952	$1{,}55\cdot10^4$	47,6	776	248	133	3680	16,0	442
50	4616	1364	$3{,}9\cdot10^4$	68,2	1949	248	133	6440	16,0	773
70	5594	1654	$6{,}9\cdot10^5$	82,7	3469	248	133	8970	16,0	1076

Примечание: * – цифры округлены.

$K_{пр}$ – коэффициент проникания СИЗОД для МДФ аэрозолей (АМАД < 1 мкм) и концентраций < 10^3 $ДК_а$ плутония, ниже которых испытания не проводились. Пока следует брать для СДФ аэрозолей $K_{пр}$=(0,005–0,01), а для МДФ аэрозолей – (0,1–0,3);

$f^{МДФ}$ – доля МДФ аэрозолей (АМАД < 1 мкм) в интегральной концентрации Pu в воздухе. Должна быть измерена методом, достаточно чувствительным к МДФ аэрозолей. Следует учитывать, что импакторы занижают вклад МДФ, особенно если он составляет десятки % (который характерен для современных производств и тем более – для окружающей среды);

$(n_q)_t^{кл.Д}$ – нормализованный коэффициент для перехода от суточного поступления МДФ плутония любого класса (АМАД = 0,1 мкм) к содержанию в органах вторичного депонирования или критических тканях (Бк/Бк·сут$^{-1}$), приводится в таблицах 1, 2 и 3. Здесь и далее классы Д, Н, Г по классификации легочной модели означают соединения с биологическими периодами полувыведения из легких, составляющими дни, недели и годы соответственно.

Таблица 3. *КДП для определения эффективных доз от плутония на организм при интенсивности поступления 1 Бк·сут$^{-1}$ (МДФ аэрозолей)*

t, лет	$P_{о\text{-}зм}^{эф}$, мЗв·год$^{-1}$	$H_{о\text{-}зм}^{эф}$, мЗв
1	11,4	6,3
5	39,2	123,2
10	63,8	370
20	107,3	867
30	146,0	2506
40	180	4315
50	213	6124
70	267	10929

Есть отчет с серьезным обоснованием этих оценок.

ОСНОВНЫЕ ПРОГНОЗНЫЕ КРИТЕРИИ ОБНАРУЖЕНИЯ УРАНОВОГО ОРУДЕНЕНИЯ ГИДРОГЕННОГО ТИПА ЗАПАДНО-СИБИРСКОГО РЕГИОНА

Е.М. Чернев

Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, chernev@tpu.ru

THE BASIC PROSPECTIVE CRITERION OF DISCOVERY URANIUM ORE HYDROGENIOUS TYPE OF THE WEST SIBERIAN REGION

E.M. Chernev

Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

Abstract. *One of perspective sources of expansion of a mineral-raw-material base uranium of Russia are uranium fields in sedimentary depositions of Mesozoic-kajnozoja of the West-Siberian table. Despite possible uranium low content in ores working of these fields is profitable in connection by possibility of application an effective way downhole an underground leaching. The operations held to last years under the analysis of great volume of share geologo-geophysical, hydrogeochemical, radiogeochemical materials and new data allow on diverse to look at history of geologic progressing of Western Siberia, its constitution and laws of housing of minerals, including uranium. In this paper will be observed geological, paleofacional, hydrogeochemical and radiogeochemical criterion influencing further on disproportionation of matter in deposits of Mesozoic.*

В последние годы по производству и потреблению урана Россия занимает третье-четвертое место в мире. Потребление урана в мировой энергетике превышает его первичное производство почти вдвое. Дефицит покрывается экспортом урана в западные страны из стран СНГ. Атомные электростанции России вместе с атомными электростанциями Восточной Европы, построенными по советским технологиям, потребляют около 6 тыс. т урана в год. Дефицит производства как в России, так и в мире в целом имеет тенденцию к росту. В такой ситуации в ближайшие 10–15 лет даже при использовании оружейного урана Россия может оказаться не обеспеченной собственными ресурсами урана. Использование плутония в качестве ядерного топлива, видимо, увеличит этот срок еще лет на 10. В связи с этим возникает необходимость в увеличении потенциала минерально-сырьевой базы урана.

Одним из перспективных источников расширения минерально-сырьевой базы урана России являются урановые месторождения в осадочных отложениях мезозоя-кайнозоя Западно-Сибирской плиты. Несмотря на возможно низкое содержание урана в рудах отработка этих месторождений может быть рентабельна в связи возможностью применения эффективного способа скважинного подземного выщелачивания (СПВ).

Проведенные в последние годы работы по анализу большого объема фондовых геолого-геофизических, гидрогеохимических, радиогеохимических материалов и полученные новые данные позволяют по иному взглянуть на историю геологического развития Западной Сибири, ее строение и закономерности размещения полезных ископаемых, в том числе урана.

Перспективы выявления промышленного уранового оруденения связываются с окраинами Западно-Сибирская плиты, которая является крупной урановой металлогенической провинцией. Эпигенетические процессы окислительного ряда объективно проявлены, хотя их рудный потенциал не сопоставим с рудоносными территориями востока Туранской плиты.

Западно-Сибирская плита представлена месторождениями семизбайского типа, расположенными по южной периферии Западно-Сибирской плиты, где урановое оруденения локализуется в позднемезозойских палеодолинах. В то время, когда формирование палеодолин месторождений семизбайского типа и их заполнение осадочными толщами в основном происходило в позднеюрское время, в центральных частях Западно-Сибирской впадины на площади примерно 1 млн км^2 шло накопление относительно маломощной (10–80 м) баженовской свиты [6]. Породы этой свиты, обычно рассматриваемой в качестве основной нефтепроизводящей формации гигантского газонефтеносного бассейна, повсеместно обогащенны ураном.

Процесс пластового окисления в чехле Западно-Сибирского региона достоверно доказан лишь на нескольких рудопроявлениях и месторождении Михайловском, в то время как грунтовое окисление в палеодолинах сопровождается промышленным уранонакоплением (Долматовское, Хохловское, Добровольное, Малиновское и другие месторождения) (рис. 1) [2, 4].

Одним из факторов функционирования Западно-Сибирской рудообразующей системы является понижение уровня морского бассейна на фоне слабой тектонической дифференциации территории. Поэтому зональность системы совпадает с контуром бассейна и подчинена палеогеографическим особенностям прибрежных территорий.

Результаты ранее проведенных работ, фондовых геохимических, гидрогеохимических материалов и новые данные позволяют говорить о наглядной смене палеофациальных обстановок [9] на уровне средней юры и до позднего мела, что соответствует возрасту бат-берриасс-баррем-апт-сеноманского ярусов мезозойских отложений. Начиная от позднего бата и до сеноманского ярусов наблюдается интенсивное пространственное перераспределение областей аккумуляции, т.е. происходит постепенный переход морских, прибрежно-морских фаций к континентальным осадочным фациям, что, в конечном счете, является зоной распространения юго-восточной границы Западно-Сибирской нефтегазонос-

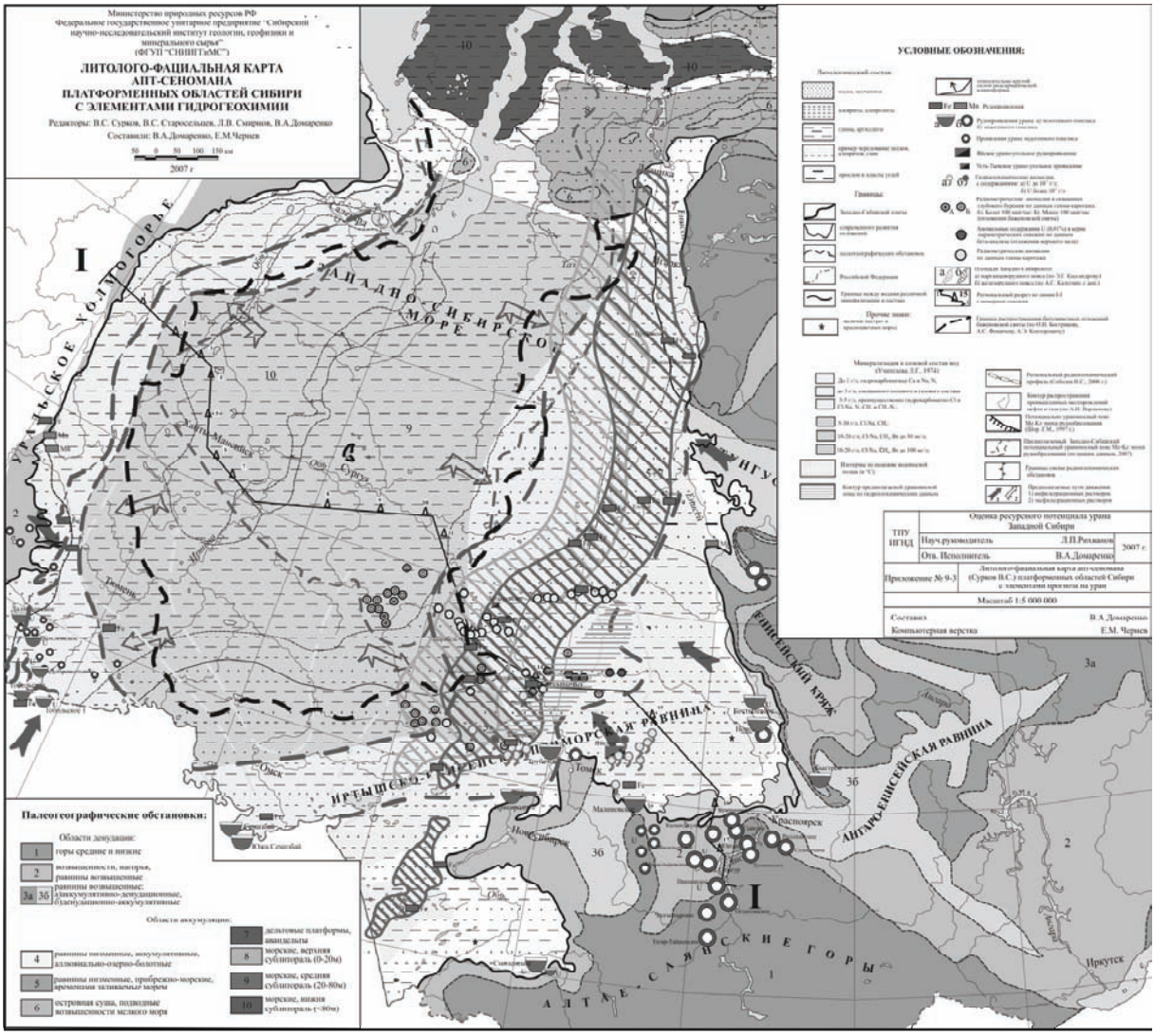


Рис. 1. *Литолого-фациальная карта апт-сеномана платформенных областей Сибири с элементами гидрогеохимии (по Суркову В.С., Учителевой Л.Г.)*

ной провинции [8, 9, 10]. Кроме того, по гидрогеохимическим данным, полученным гидрогеологами Томской комплексной экспедиции и ТПУ, прослеживается трансгрессия моря от средней юры до позднего мела, сопровождаемая сменой минерализации и солевого состава вод [9]. Происходит смена хлоридных вод, вод смешанного солевого и газового состава гидрокарбонатными водами. Этот факт также подтверждается результатами, проведенными томскими гидрогеологами (Н.А. Ермашовой и др.), о наличии в пределах юго-востока Западно-Сибирской плиты трех гидрогеохимических зон мел-палеогеновых отложений (рис. 2), которые также совпадают со сменой литолого-фациальных обстановок водоносных отложений верхнемелового возраста:

– западная зона, в основном развитая на левобережье р. Оби с водами существенно хлоридного состава;
– восточная, развитая в основном на правобережье р. Оби, простирающаяся вплоть до р. Енисей с водами существенно гидрокарбонатного состава;
– границей между зонами являются отложения с водами смешанного хлоридно-гидрокарбонатного состава. Ширина полосы смешанных вод, простирающихся в субмеридиональном направлении (с осью в районе г. Колпашево), достигает 150–200 км [2, 3].

К концу позднего мела воды гидрокарбонатного и смешанного составов совпадают с границей распространения промышленных месторождений нефти и газа, т.е. она является зоной гидрогеохимической неоднородности и в первом приближении совпадает с известным Западно-Сибирским железорудным бассейном. Этот бассейн играет роль геохимического барьера – участка, где происходит резкое уменьшение интенсивности миграции элементов и, как следствие, происходит их концентрация [1]. Это обстоятельство является очень важным с точки зрения критерия рудонакопления и осаждения полезного компонента. Известно, что на периферии нефтегазоносных бассейнов отмечаются месторождения рудных полезных ископаемых, таких как

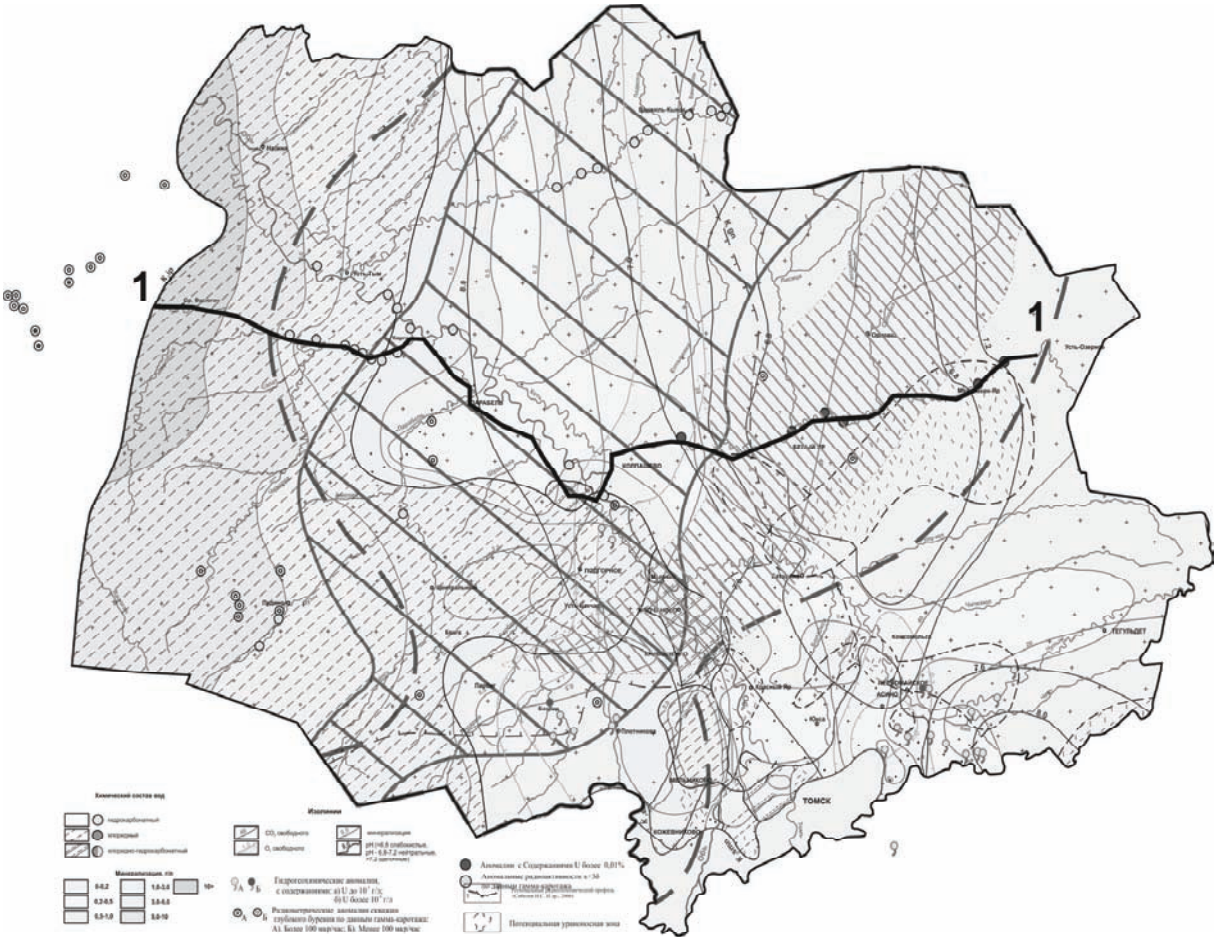


Рис. 2. *Гидрогеохимическая карта водоносных отложений верхне-мелового возраста юго-востока Западно-Сибирской плиты с элементами гидрогеохимии (Ермашова Н.А. и др.)*

Mo, V, Ca, Sr, Mn, Fe и другие компоненты, в том числе U [4, 7]. К тому же не исключается механизм вертикального перераспределения полезных компонентов, т.е. эксфильтрационный характер оруденения.

Радиогеохимические наблюдения на юго-востоке Западно-Сибирской плиты, проведенные сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ, подтверждают наличие геохимической неоднородности. В пределах переходной зоны с запада на восток резко снижается значение общей радиоактивности, содержаний урана (по радию), наблюдается интенсивное перераспределение тория и дифференциация торий-уранового отношения. Наиболее ярко выражена изменчивость суммарного показателя коэффициентов корреляции надфоновых концентраций радиоэлементов и калия, который в пределах переходной зоны принимает резко аномальные значения при практически нулевых значениях на флангах. Эти данные, обнаруженные в фондах архивных материалов, а также данные полевых наблюдений подтверждаются наличием немногочисленных аномалий (Трубачевское проявление урана, аномалии по 0,01% в верхнемеловом горизонте на Кетском профиле структурно-поискового бурения), в этой же зоне отмечаются аномальные концентрации урана в воде до 10^{-4}–10^{-7} г/л (рис. 1, 2). Существующие аномальные концентрации эквивалентного урана попадают в ту самую зону геохимической неоднородности со сложной схемой перераспределения полезных компонентов с участием различных газов, в особенности кислорода. Зона геохимической неоднородности очень четко прослеживается вдоль реки Кеть, начиная от Колпашевского мезовала, и далее протягивается до Белоярского мезовыступа.

Районы, где происходит разгрузка подземных вод нефтегазоносных бассейнов (НГБ), получили название зон катагенной разгрузки. Объемы таких вод – катагенных и вытесняемых ими на пути к разгрузке седиментогенных – огромны [5].

На территории Западно-Сибирской плиты на поздних этапах региональных воздыманий при широком развитии глубоко проникающих дизъюнктивных структур, которые располагаются преимущественно в краевых частях НГБ, происходит раскрытие гидродинамически замкнутых систем и в миграцию вовлекаются огромные массы пластовых соленых вод, двигающихся как за счет компрессионного механизма (аналогично углеводородным флюидам), так и за счет эксфильтрационного механизма [2]. Увеличение интенсивности тектонических подвижек приходилось для Западно-Сибирско-

го бассейна на верхнее-мел-палеогеновое время, что в свою очередь способствовало частичному раскрыванию системы и элизионному перетоку растворов из областей высокого давления в область низких. Областями разгрузки подземных агрессивных вод могут являться открытые горизонты известного Западно-Сибирского железорудного бассейна, горизонты, обогащенные органикой, и др. сорбенты.

Железо Копашевского, Бакчарского и Нарымского горизонтов могло служить физико-химическим барьером для рудоносных растворов – как эксфильтрационных, двигающихся со значительных глубин, так и инфильтрационных, движущихся с юго-востока со стороны Алтае-Саяна и с востока со стороны Енисейского кряжа.

Совокупность таких обстоятельств, как глубинный интервал, дизъюнктивные нарушения, объем подземных вод, длительность существования тектонических подвижек, обеспеченность разгрузки подземных вод и их металлоносность, объясняет возможность формирования в зонах открытой разгрузки подземных вод НГБ осадочных оруденений с необходимыми благоприятными геолого-геохимическими условиями.

Таким образом, анализ материалов предшественников и наши наблюдения позволили выявить несколько основных критериев, таких как:

1) геолого-структурные;
2) литолого-фациальные;
3) гидрогеохимические;
4) радиогеохимические,

которые могут позволить выявить гидрогенные месторождения урана как инфильтрационного, так и эксфильтрационного типов.

Литература

1. *Гидрогенные месторождения урана. Основы теории образования / под ред. А.И. Перельмана. – М. : Атомиздат, 1980. – 270 с.*
2. *Домаренко В.А., Воробьев Е.А., Молчанов В.И. и др. Основные результаты и перспективы развития геолого-разведочных работ на радиоактивное сырье в центрально-Сибирском регионе // Известия ТПУ. – Томск : Изд-во ТПУ, 2009. – Т.314, №1. – С.92–96.*
3. *Ермашова Н.А. и др. Отчет гидрогеохимической партии за 1976–1982 гг. – Томск, 1982.*
4. *Западная Сибирь // Геология и полезные ископаемые России : в 6 томах. – Т.2. / гл. ред. В.П. Орлов ; ред. 2-го т.: А.Э. Конторович, В.С. Сурков. – СПб. : Изд-во ВСЕГЕИ, 2000. – 477 с.*
5. *Карцев А.А., Павлов Д.И Зоны катагенной разгрузки подземных вод нефтегазоносных бассейнов и осадочный рудогенез // Геология рудных месторождений. – 1995. – Т.37, №2. – С.122–131.*
6. *Кисляков Я.М., Щеточкин В.Н. Гидрогенное рудообразование. – М. : Геоинформмарк, 2000. – 608 с.*
7. *Прогнозирование, поиски и оценка урановых месторождений в палеоруслах : Метордич. рекомендации. – М., 1999. – 153 с.*
8. *Сурков В.С., Коробейников В.П., Краевский Б.Г. Геостатические тектонические карты раннего (докембрия и палеозой) позднего (мезозой и кайнозой) неогея территории Сибири масштаба 1:2 500 000 : объяснит. записка. – Новосибирск : СНИИГГиМС, 1998. – 94 с.*
9. *Учителева Л.Г. Минеральные воды Западно-Сибирского артезианского бассейна. – М. : Недра, 1974. – 163 с.*
10. *Чернев Е.М. Обнаружение урана гидрогенного типа юго-восточной части Западно-Сибирского региона на основе профильных геохимических исследований // Проблемы геологии и освоение недр : сб. докл. XII Междунар. симпоз. им. акад. М.А. Усова студентов и молодых ученых, посвященный 100-летию первого выпуска горных инженеров в Сибири и 90-летию создания Сибгеолкома в России (Томск, ТПУ, 14–17 апр. 2008). – Томск : Изд. ТПУ, 2008. – С.193–195.*

РАДИАЦИОННАЯ ОБСТАНОВКА И РИСКИ НА ТЕРРИТОРИИ ИРКУТСКОЙ ОБЛАСТИ ПО РЕЗУЛЬТАТАМ ИССЛЕДОВАНИЙ ИРКУТСКОГО ФИЛИАЛА ФГУП “РОСРАО”

Б.П. Черняго, В.В. Синицкий, С.Н. Мироненко

Иркутский филиал ФГУП “РосРАО”, Иркутск, Россия, borch@radon.irkutsk.ru

ESTIMATION OF RADIATION SITUATION AND RISKS IN IRKUTSK AREA TERRITORY ON RESULTS OF IRKUTSK BRANCH OF “ROSRAO” RESEARCHINGS

B.P. Chernyago, V.V. Sinitsky, S.N. Mironenko

Irkutsk branch of FSUE “RosRAO”, Irkutsk, Russia

Abstract. *The radioecological researches data in Irkutsk area territory, including studying of radon conditions in settlements, estimation of radioactive pollution from fallouts of Semipalatinsk nuclear poligon, researching of influence of industrial targets on radiation situation in territory of the Baikal region, are submitted in the report of Irkutsk branch . Specialists of Irkutsk branch of “RosRAO” represented as independent experts at a rating of influence on an environment of such radiation dangerous objects as Angarsk ECC, underground nuclear explosion “Rift-3” and other objects. The most significant natural and technogenic radiation risks for the population of Pribaikalye are listed.*

Иркутский филиал ФГУП “РосРАО” (бывший ФГУП “Иркутский специализированный комбинат радиационной безопасности «Радон»”), имея радиационно-опасные объекты, выполняет регламентные работы по радиационному контролю и оценке радиационной обстановки на подконтрольной территории.

Лаборатория радиационного контроля филиала имеет аттестат аккредитации в системе Росстандарта, дру-

гие разрешительные документы, оснащена передвижными, переносными и стационарными комплексами современного измерительного оборудования и, конечно, располагает высокопрофессиональными сотрудниками. Кроме того, на базе филиала организована и функционирует уже более 20 лет региональная аварийно-спасательная служба ликвидации последствий радиационных аварий. В филиале работает информационно-аналитический центр учета и контроля радиоактивных веществ и радиоактивных отходов (РВ и РАО), выполняющий функции регионального центра сбора, обработки и передачи данных об обращении РВ и РАО в организациях Иркутской области в рамках системы государственного учета и контроля РВ и РАО.

В течение последних пятнадцати лет специалисты филиала принимают активное участие в радиоэкологических исследованиях Байкальского региона, которые проводятся по заказу администрации Иркутской области, муниципальных органов власти и других ведомств и организаций, в том числе в областной программе "Радон", изучении радиационной, в т.ч. радоновой, обстановки в сельских населенных пунктах и городах Иркутской области, радиоэкологических исследованиях по комплексной оценке влияния на Прибайкалье Семипалатинского полигона, изучении радиационно-опасных объектов, хвостохранилищ и промплощадок других предприятий, радиационном контроле и радиационно-гигиенической оценке общественных и жилых зданий и территорий населенных пунктов. Все выявленные в процессе исследований радиационной обстановки техногенные источники радиоактивного загрязнения ликвидировались собственными силами, образующиеся при ликвидации аномалий радиоактивные материалы принимались в хранилища предприятия. Накоплен большой объем данных как по природным, так и техногенным радиоактивным аномалиям, имевшим место на территории Иркутской области и в соседних регионах.

Результаты исследований, выполняемых в Иркутском филиале, широко используются для экспертных оценок и принятия решений в области радиационной и экологической безопасности в исполнительных и надзорных органах власти, публиковались в открытой печати, в местных и центральных средствах массовой информации, в том числе в ежегодном государственном докладе о состоянии окружающей природной среды в Иркутской области [1], докладывались на открытых слушаниях, экспертных советах, научно-практических совещаниях, конференциях [2–8].

Изучение распределения параметров радиационной обстановки связано с природными радиоактивными аномалиями, техногенными аномалиями, связанными с потерей радионуклидных источников и несанкционированным использованием радиоактивных материалов. Наибольшее количество аномалий встречалось с 1989 по 1992 гг., когда проводились массовые обследования городов и промышленных зон Иркутской области ("Сосновгеология"). Общее количество выявленных и ликвидированных аномалий (участки радиоактивного загрязнения) на территории Иркутской области составило более 300, причем только в Иркутске и его окрестностях – более половины из них, остальные загрязненные участки в основном были обнаружены в крупных городах, транспортных узлах [3]. Впоследствии инциденты с обнаружением бесхозных источников происходили от 3 до 10 случаев в среднем за год. До сих пор на предприятие поступают от населения или государственных органов изделия со знаком радиационной опасности, иногда пустые контейнеры, а иногда и с источниками. В 2007 г. была обнаружена и ликвидирована свалка геологических пород с повышенным содержанием природных радионуклидов в окрестностях пос. Белореченский Усольского района.

Начиная с конца 1990-х гг. специалисты предприятия по заказу исполнительных органов регулярно проводят обследование помещений в зданиях детских дошкольных, школьных, медицинских и административных учреждений в городах и поселках Иркутской области. Всего за последние годы обследовано на соответствие санитарно-гигиеническим нормам более 20 тысяч помещений в 400 зданиях общественного и жилого назначения общей площадью около 1,20 млн м^2.

Специалистами филиала проведено масштабное обследование жилой зоны и зоны перспективной застройки Ангарска, второго по величине города Иркутской области. Выполнена оценка распределения различных параметров, определяющих радиационную обстановку на открытой местности и в зданиях города, в том числе оценка влияния промышленных объектов на радиоактивное загрязнение территории, исследованы основные источники питьевого водоснабжения города. При обследовании муниципальных учреждений города было изъято около 150 радиоактивных предметов, в том числе музейные экспонаты с радиевой светомассой и школьные демонстрационные приборы с плутониевыми источниками.

Располагая одним из самых современных парков приборов радиационного контроля в регионе, Иркутский филиал "РосРАО", как независимая экспертная организация, принимал участие в оценке влияния на окружающую среду других радиационно-опасных объектов на территории Иркутской области, таких как Ангарский электролизный химический комбинат (АЭХК), как подземный ядерный взрыв "Рифт-3" в Осинском районе, в обследовании авиационного полигона тактического бомбометания (по слухам, т.н. полигона испытаний тактического ядерного оружия) и других объектов в Прибайкалье.

Радиационную опасность (аномалии радиационной обстановки) и связанные с ней (повышенные) риски для жителей Прибайкалья можно условно охарактеризовать по источникам происхождения и поступления радионуклидов в среду обитания человека.

Первая группа радиационных рисков, влияющих на здоровье и продолжительность жизни местного населения, связана с уже состоявшимися радиационными аномалиями (природными и техногенными), которые были или уже стали атрибутом, характеристикой окружающей природной среды и среды обитания человека (как, например, загрязнение искусственными долгоживущими радионуклидами от глобальных выпадений). Часть из

них (например, радон в домах) может регулироваться специальными мероприятиями, с другими приходится считаться, даже если они, не превышая установленных санитарных норм, однако, являются значимыми. Это:

- участки территории, в том числе здания в населенных пунктах, с повышенным природным радиационным фоном (гамма-фон на открытой местности и в зданиях, радоновая опасность в зданиях и строительные материалы с повышенным содержанием естественных радионуклидов);
- участки территории с повышенным техногенным радиационным фоном за счет естественных радионуклидов, поступавших в окружающую среду в результате человеческой деятельности (заброшенные промплощадки, карьеры, отвалы, хвостохранилища горнодобывающих и горноперерабатывающих предприятий, шлако- и золоотстойники предприятий топливно-энергетического комплекса и небольших котельных), искусственных радионуклидов от испытаний ядерного оружия (отдельные участки естественные ландшафтов с повышенным содержанием долгоживущих радионуклидов цезия-137, стронция-90 и плутония, в основном расположенные на западном побережье Байкала и в Присаянье), от использования радиоактивных материалов в промышленности, геологии, науке, медицине и т.п. (выявленные и ликвидированные локальные участки радиоактивного загрязнения в промышленных зонах, городах и поселках, транспортных узлах);
- места проведения подземных ядерных взрывов "Рифт-3" в Осинском районе (1982 г.) и "Метеорит-4" в Усть-Кутском районе (1977 г.). Хотя на дневной поверхности радиационная обстановка на обоих объектах считается благополучной, необходимо контролировать все геологические среды, особенно подземные воды, в окрестностях этих площадок с целью обнаружения возможного выхода радиоактивных продуктов из подземных полостей.

Контроль этих рисков сводится к оценке дозовых нагрузок на отдельные группы населения от всех природных и техногенных источников с целью недопущения превышения дозовых пределов. Региональный природный радиационный фон в среднем по территории области относительно благополучный, за исключением радоновой обстановки в отдельных населенных пунктах Прибайкалья.

Вторая группа рисков, имеющая значительный социальный аспект, относится к рискам возникновения (вероятности) радиационных аварий с возможным радиоактивным загрязнением (как локальным, так и глобальным):

- особый интерес жителей Иркутской области за последние два года проявился к деятельности и влиянию на окружающую среду Ангарского ЭХК в связи с организацией на его базе Международного центра по обогащению урана;
- риски, связанные с деятельностью организаций и предприятий, использующих радионуклидные источники и даже генерирующих источники ионизирующего излучения (в т.ч. в медицине) как при нормальной работе, так и с учетом возможных аварийных ситуаций;
- риски, связанные с глобальным и трансрегиональным радиоактивным загрязнением, в т.ч. возможные аварии при транзитных перевозках радиоактивных материалов через территорию области, с несанкционированным использованием радионуклидных источников.

Задачи обеспечения радиационного контроля и радиационной безопасности, учет и мониторинг источников возможного радиоактивного загрязнения в зонах потенциального влияния радиационно-опасных объектов, в транспортных узлах, в местах массового скопления народа могут быть решены современными техническими средствами в рамках автоматизированной системы контроля радиационной обстановки (АСКРО) Иркутской области. Наиболее полная и объективная информация о радиационной обстановке необходима, в первую очередь, региональным исполнительным органам власти для принятия решений по обеспечению радиационной безопасности населения. Население тоже должно быть информировано о состоянии радиационной обстановки.

При участии специалистов Иркутского филиала "РосРАО" еще в 2000 г. было разработано техническое задание на создание территориальной АСКРО "Байкал". В рамках разработки технического задания и технического проекта создания территориальной системы контроля радиационной обстановки была проведена оценка радиационных рисков (для здоровья населения) от природных источников и оценка возможных радиационных аварий на радиационно-опасных объектах, расположенных на территории Иркутской области, необходимая для оптимизации размещения средств контроля радиационной обстановки. Было разработано программное обеспечение для областного и муниципальных центров сбора и обработки данных информационной системы. Однако дальнейшая разработка системы контроля радиационной обстановки была приостановлена [8].

В настоящее время системы контроля радиационной обстановки на территории области функционируют только на отдельных, как правило, ведомственных объектах (Ангарский ЭХК, Иркутский филиал ФГУП "РосРАО", Российские ЖД, Гидрометслужба и др.). На данный момент можно констатировать функционирование только отдельных частей и информационных подсистем, не позволяющих достоверно и в полном объеме производить оценку и прогнозирование радиационной обстановки на территории области. Необходимость организации территориальной подсистемы контроля радиационной обстановки Иркутской области в составе ЕГАСКРО очевидна.

Литература

1. *Государственный доклад "О состоянии окружающей природной среды Иркутской области" за 1996–2007 гг. / раздел 3.8. "Радиационная обстановка". – Иркутск : Госкомприроды ; Администрация Иркутской области, 1997–2008.*
2. *Алексеев И.Е., Ершова Т.Г., Минаев Э.А. и др. Радиационная обстановка в пункте хранения радиоактивных веществ Ир-*

кутского специализированного комбината "Радон" // Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях : тр. междунар. конф. – Т.1. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2000. – С.337–342.

3. *Минаев Э.А., Мироненко С.Н., Синицкий В.В. и др. Проблемы обращения с радиоактивными веществами и отходами в Байкальском регионе // Радиационное наследие XX века (РАДЛЕГ-2000) : сб. аннот. междунар. конф. – М., 2000. – С.45.*
4. *Минаев Э.А., Синицкий В.В., Черняго Б.П. Радиационная обстановка вблизи хранилищ Иркутского СК "Радон" // Радиационная обстановка в РФ и сопредельных государствах в 2000 году. – М. : Гидрометеоиздат, 2001. – С.256.*
5. *Минаев Э.А., Мироненко С.Н., Синицкий В.В. и др. Мониторинг радиационной обстановки в пункте хранения радиоактивных веществ Иркутского спецкомбината "Радон" // Анализ, оценка и управление рисками на уровне региона: техногенные, природные и социальные аспекты : сб. докл. област. научно-практич. конф. – Иркутск : ИСЭМ СО РАН, 2001. – С.115–120.*
6. *Минаев Э.А., Мироненко С.Н., Синицкий В.В. и др. Организация радиационного контроля и радиационная обстановка в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения пункта хранения радиоактивных веществ Иркутского спецкомбината "Радон" // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.387–389.*
7. *Черняго Б.П., Минаев Э.А., Мироненко С.Н. Косвенная оценка риска возникновения радиационных аварий от использования радионуклидных источников // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : мат. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.649–652.*
8. *Черняго Б.П., Минаев Э.А., Мироненко С.Н. Автоматизированная система контроля радиационной обстановки в Иркутской области. Состояние и перспектива развития // Проблемы прогнозирования чрезвычайных ситуаций : сб. мат. VI научно-практич. конф., Иркутск, 5–7.09.2006 г. – М. : Антистихия, 2006. – С.82–84.*

"ГОРЯЧИЕ" ЧАСТИЦЫ РЕКИ ЕНИСЕЙ: РАДИОИЗОТОПНЫЙ СОСТАВ, СТРУКТУРА, ПОВЕДЕНИЕ В ЕСТЕСТВЕННЫХ УСЛОВИЯХ

А.В. Чугуевский, Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова, А.Т. Титов

Институт геологии и минералогии СО РАН им. В.С. Соболева,
Новосибирск, Россия, chuguevsky_av@mail.ru

"HOT" PARTICLES OF THE YENISEI RIVER: RADIOISOTOPE COMPOSITION, STRUCTURE, BEHAVIOUR IN NATURAL CONDITIONS

A.V. Chuguevskii, F.V. Sukhorukov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova, A.T. Titov

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. *Analysis of 20 "hot" particles extracted from contaminated alluvial soils of islands and a right bank of the river Yenisei (a short-range influence zone of the Krasnoyarsk MCPP) was carried out. According to isotope composition of gamma-emitting radionuclides 18 of them are analogs of earlier characterized [2, 3, 9, 11, 13]. Two "cobalt" particles were detected for the first time. SEM data show different morphological composition of the Yenisei "hot" particles. Presence of uranium-containing phase was established for two of them (Gch-6 and Gch-14). That allows to refer to these particles as to the fuel type particles. Experiments on interacting of the "hot" particles with water have shown the considerable mobility of ^{137}Cs, entered into the composition of the particles. It can indicate the dissolution of the "hot" particles in a water environment.*

Значительная часть радионуклидов, поступивших в окружающую среду в результате различных катастрофических событий, к которым относятся ядерные испытания, аварии на атомных станциях и предприятиях ЯТЦ, применение боеприпасов с обедненным ураном, инциденты с ядерным оружием и радиоактивными отходами, связаны с "горячими" частицами [8, 14, 15, 17]. К "горячим" частицам относят "…частицы, имеющие микрометровые и субмикрометровые размеры, обладающие на несколько порядков большей активностью, чем средняя активность почвы тех же размеров" [6]. По определению МАГАТЭ [15] радиоактивные частицы в окружающей среде определяются как локализованные агрегаты радиоактивных атомов, которые дают повышение неоднородности распределения радионуклидов, существенно отличную от таковой в фоновой матрице. Как правило, к частицам относят образования, превышающие по размерам 0,45 мкм [15]. История изучения "горячих" частиц, связанных с радиоактивным загрязнением поймы реки Енисей, насчитывает уже 15 лет. В период с 1994 по 2001 гг. различными исследователями [1–3, 7, 9–13] было обнаружено и изучено более 50 "горячих" частиц. Помимо ближней зоны влияния Красноярского ГХК (10–15 км от точки сброса), где были найдено большинство "горячих" частиц, последние обнаруживались и в дальней зоне (д. Смородинка, 263 км [7] и г. Енисейск, 330 км от ГХК [12]). Все найденные на Енисее "горячие" частицы являются сильными гамма-излучателями. Именно это свойство позволяет выявлять их в полевых условиях по резкому (в десятки раз) повышению МЭД в местах нахождения в загрязненном аллювии. По составу гамма-излучающих радионуклидов все "горячие" частицы, данные по которым приведены в указанных работах, можно условно разбить на три группы: моноизотопные – содержат только ^{137}Cs с активностью до $2 \cdot 10^6$ Бк на частицу; двухизотопные, содержащие ^{137}Cs и ^{134}Cs с активностями в диапазоне $2{,}7 \cdot 10^4$–$30 \cdot 10^6$ Бк и 10–7500 Бк соответственно; полиизотопные – ^{137}Cs ($4 \cdot 10^4$–$7 \cdot 10^5$ Бк), ^{134}Cs (180–1250 Бк), ^{154}Eu (1000–5000 Бк), ^{155}Eu (300–1400 Бк), ^{60}Co (20–30 Бк), ^{241}Am (20–75 Бк). Следует отметить доминирующую роль ^{137}Cs. Во всех "горячих" частицах, для которых проводились соответствующие определения, присутствуют изотопы ^{238}Pu, $^{239,240}Pu$ и ^{90}Sr с активностями от 0,01 до 7 Бк на частицу для

^{239,240}Pu, 0,03–120 Бк для ^{238}Pu и 30–1350 Бк для ^{90}Sr. При этом встречаются частицы с величиной отношения ^{238}Pu/^{239,240}Pu 50 и выше [9, 11]. Все частицы обнаруживаются в верхних горизонтах почв на глубине 5–10 см, реже до 25 см. По данным различных исследователей, распространенность таких "горячих" частиц составляет от 60 до 70 частиц на км^2 [7]. В настоящей работе представлены результаты продолжающихся в ИГМ СО РАН исследований по изучению Енисейских "горячих" частиц, полученные в 2007–2008 гг.

Объекты исследования и методы пробоотбора

В период с 1997 по 2006 гг. в загрязненных аллювиальных почвах на эпизодически затопляемых участках островов и правобережья ближней зоны влияния ГХК авторами было обнаружено 17 "горячих" частиц, в том числе: 5 – в 1997 г., 3 – в 1998 г., 1 – в 2001 г., 3 – в 2004 г., 4 – в 2005 г. и 1 – в 2006 г. Частично характеристика этих частиц приведена в работах [10–11]. В 2007–2008 гг. в ближней зоне влияния ГХК были обнаружены 20 "горячих" частиц (табл. 1): 6 – на косе Атамановская; 5 – на острове Атамановском; 5 – на правом берегу Балчуговской протоки (ниже д. Балчуг); 3 – на острове Березовый и 1 – на правом берегу устья реки Б. Тель. Следует отметить, что эти частицы были обнаружены после сильных паводков 2006–2007 гг. Все частицы обнаружены в верхних 5–20 см наносов. На острове Березовом (голова острова) и в устье р. Тель "горячие" частицы обнаружены впервые. Частица Gch-13 при извлечении распалась на три фрагмента, которые в дальнейшем изучались независимо. При отборе в полевых условиях "горячие" частицы изымались вместе с вмещающей почвой. Объем отобранного материала составлял 0,1–0,5 литра. Окончательная их локализация и выделение проводилось в лабораторных условиях.

Методики анализа

Все аналитические работы по изучению "горячих" частиц проводились в ИГМ СО РАН. Определение изотопного состава и активности гамма-излучающих радионуклидов выполнялось гамма-спектрометрическим методом с использованием HPGe и Ge(Li) коаксиальных и HPGe планарного ППД (Лаборатория геохимии благородных и редких элементов и экогеохимии). Изучение морфологии, фазового и химического состава "горячих" частиц проводилось на электронном сканирующем микроскопе (СЭМ) LEO1430VP с энерго-дисперсионным спектрометром "OXFORD" (Аналитический центр).

Результаты гамма-спектрометрического анализа

Результаты определения содержаний гамма-излучающих радионуклидов в обнаруженных "горячих" частицах представлены в таблице 1. Приведенные в таблице данные показывают, что из 22 частиц и их фрагментов 8 оказались моноизотопными. Из них шесть (Gch-4-2, Gch-9, ГЧ08-01, ГЧ08-02, ГЧ08-03, ГЧ08-05) содержат только ^{137}Cs, а две (Gch-1 и ГЧ08-06) – только ^{60}Co. Монокобальтовые частицы обнаружены нами впервые за все время наблюдения. В частице Gch-2-2 помимо ^{137}Cs присутствует ^{241}Am. Все остальные частицы являются полиизотопными и содержат в различных сочетаниях ^{154}Eu, ^{155}Eu, ^{134}Cs, ^{60}Co, ^{241}Am, а три из них (Gch-2-1, Gch-14 и Gch-6) – ^{243}Cm в количествах 136, 190 и 91 Бк на частицу соответственно. Частицы с ^{243}Cm обнаружены на косе Атамановской, о. Атамановском и на правом берегу Балчуговской протоки. Следует обратить внимание на отсутствие в составе горячих частиц активационного изотопа ^{152}Eu, доминирующего во вмещающих почвах. Моноизотопная кобальтовая частица Gch-1 интересна тем, что она была извлечена из почвы, содержащей преимущественно ^{60}Co в количестве 18602 Бк/кг. В этой же почве обнаружены также ^{137}Cs (3267 Бк/кг) и ^{152}Eu (420 Бк/кг). Содержания ^{60}Co в данном фрагменте почвы почти на два порядка превышают значения, характерные для окружающих аллювиальных отложений (200–300 Бк/кг). По-видимому, здесь мы имеем дело либо с привнесенным во время паводков 2006–2007 гг. первичным загрязненным материалом, либо с процессами растворения уже существующих частиц в естественных условиях.

Нахождение "горячих" частиц в верхнем слое почв, массовое их распространение (на 0,0143 км^2 только в 2007 г. обнаружены 4 частицы, что в разы превосходит принятое их распространение ~ 70 частиц на км^2) свидетельствуют о дополнительном поступлении частиц в последние 1–2 паводка.

В десяти частицах присутствует ^{134}Cs. Отношение ^{137}Cs/^{134}Cs варьирует от 600 до 1600, что указывает на их возраст, близкий к 20 годам. Можно утверждать, что они попали в точки обнаружения либо прямо из отстойников комбината, либо из почв и донных осадков, находящихся выше по течению.

Результаты сканирующей электронной микроскопии

В 2008 г. нами было проведено дополнительное изучение некоторых "горячих" частиц, представленных в таблице 1, методом сканирующей электронной микроскопии (СЭМ).

На рисунке 1 приведены фотографии, характеризующие внешний вид и геометрические размеры изученных "горячих" частиц. Размеры частиц колеблются от 160 мкм (Gch-8) до 1000 мкм (Gch-13/3). Условно можно выделить "монолитные" частицы (Gch-1, Gch-2-2, Gch-8, Gch-9, Gch-11, Gch-13/1, Gch-13/2), частицы, имеющие рыхлую структуру (Gch-5, Gch-6, Gch-7, Gch-10, Gch-14), и микроконгломераты (Gch-12, Gch-13/3).

Для двух частиц (Gch-6 и Gch-14) проведено более детальное исследование с целью выяснения их состава и природы. На рисунках 2 и 3 представлены фотографии частицы Gch-6, снятые в режиме обратно-рассеянных электронов, пространственного распределения некоторых элементов по площади сканирования выделенной области частицы и энерго-дисперсионные спектры, характеризующие элементный состав материала частицы в выбранных точках.

Яркие, светлые области на изображениях частиц Gch-6 (рис. 2, 3) и Gch-14 (рис. 4 и 5), полученных в режиме обратно-рассеяных электронов, соответствуют участкам, материал которых включает значительные ко-

Таблица 1. *Радионуклидный состав «горячих» частиц из почв ближней зоны влияния ГХК (отбор 2007–2008 гг.)*

Шифр	Место отбора	Дата отбора	Глубина залегания, см	Дата замера	Активность, Бк/частицу							$\frac{^{137}Cs}{^{134}Cs}$	$\frac{^{137}Cs}{^{154}Eu}$	$\frac{^{154}Eu}{^{155}Eu}$
					^{137}Cs	^{134}Cs	^{154}Eu	^{155}Eu	^{60}Co	^{241}Am	^{243}Cm			
Gch-1	коса Атамановская	08.2007	5–10	09.2007	–	–	–	–	32300	–	–			
Gch-2-1	коса Атамановская	08.2007	5–10	09.2007	22170	27	465	160	12	1115	136	821	48	2,9
Gch-2-2	коса Атамановская	08.2007	5–10	09.2007	104600	–	–	–	–	15	–			
Gch-4-2	коса Атамановская	08.2007	0–5	09.2007	8500000	–	–	–	–	–	–			
Gch-11	о. Атамановский	08.2007		09.2007	425900	–	319	–	104	1571	–		1335	
Gch-12	о. Атамановский	08.2007		09.2007	79130	110	2040	588	51	–	–	719	39	3,5
Gch-13/1	о. Атамановский	08.2007		09.2007	11440	16	272	81	13	5	–	715	42	3,4
Gch-13/2	о. Атамановский	08.2007		09.2007	16410	27	383	100	17	11	–	607	43	3,8
Gch-13/3	о. Атамановский	08.2007		09.2007	36180	50	860	230	33	21	–	724	42	3,7
Gch-14	о. Атамановский	08.2007		09.2007	29210	–	232	125	11	2650	190		126	1,9
Gch-10	Устье р. Б. Тель	08.2007	0–10	09.2007	59640	40	137	–	5	–	–	1491	435	
Gch-9	о. Березовый	08.2007	5–10	09.2007	217000	–	–	–	–	–	–			
Gch-5	Балчуговская протока	08.2007	5–10	09.2007	102600	148	3080	849	88	91	–	693	33	3,6
Gch-6	Балчуговская протока	08.2007	5–10	09.2007	14070	9	170	51	10	809	91	1563	83	3,3
Gch-7	Балчуговская протока	08.2007	5–10	09.2007	45100	64	1402	417	50	36	–	705	32	3,4
Gch-8	Балчуговская протока	08.2007	5–10	09.2007	49930	–	65	–	7	–	–			
ГЧ08-01	коса Атамановская	09.2008	35–40	09.2008	2324000	–	–	–	–	–	–	–		
ГЧ08-02	коса Атамановская	09.2008	10–15	09.2008	242000	–	–	–	–	–	–	–		
ГЧ08-03	о. Атамановский	09.2008	15–20	09.2008	135500	–	–	–	–	–	–	–		
ГЧ08-04	Балчуговская протока	09.2008	15–20	09.2008	36880	37	1305	620	32	–	–	997	28	2,1
ГЧ08-05	о. Березовый	09.2008	15–20	09.2008	43340	–	–	–	–	–	–	–		
ГЧ08-06	о. Березовый	09.2008	5–10	09.2008	–	–	–	–	46440	–	–	–		

Пределы обнаружения для всех изотопов составляют величину не хуже 5 Бк. Относительная ошибка определения по критерию 2s для ^{137}Cs и ^{154}Eu не превышает ±10%, для ^{134}Cs, ^{155}Eu, ^{60}Co (кроме Gch-1 и ГЧ08-06), ^{241}Am и ^{243}Cm – ±15–20%.

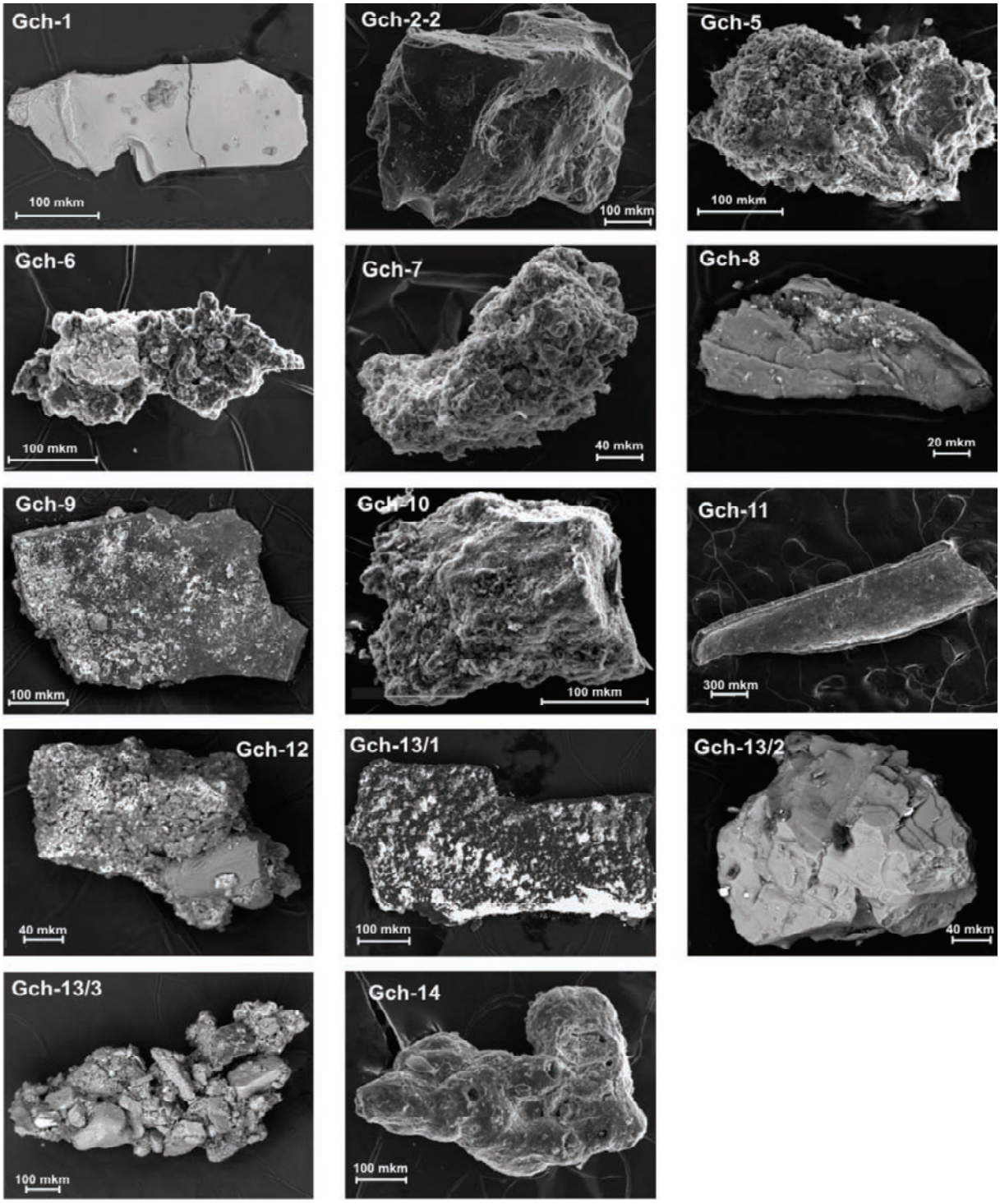


Рис. 1. *Внешние характеристики "горячих" частиц Енисея по данным СЭМ*

личества химических элементов с большими атомными номерами. В нашем случае это, предположительно, уран. И действительно, результаты сканирования выделенных областей частиц показывают полное совпадение пространственного распределения урана по площади со светлыми областями. Микрозондовый анализ частицы Gch-6 в пяти точках (номера спектров на рисунке 3 соответствуют номерам точек опробования) показывает большое содержание урана в точках 1, 2 и 3, выбранных на светлых участках. В точке 4 урана мало, а в точке 5, взятой за пределами светлой аномалии, он вообще не обнаруживается. Из результатов расчета вещественного состава исследуемого материала, полученных по данным энерго-дисперсионного анализа и приведенных в таблице 2, видно, что в точках 1–3 состав материала частицы определяется в основном ураном и представля-

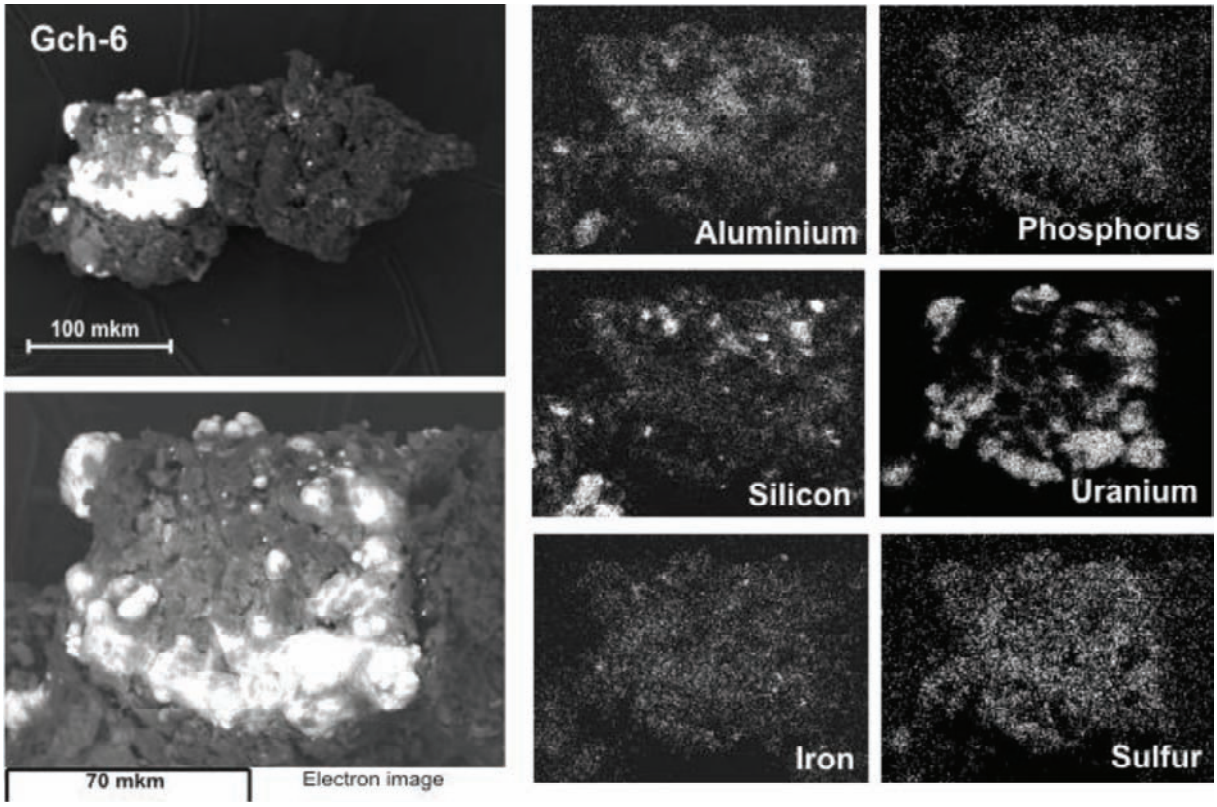


Рис. 2. *Образы "горячей" частицы Gch-6, полученные в режиме обратно-рассеянных электронов, и пространственное распределение некоторых элементов по площади сканирования выделенной области частицы по данным СЭМ*

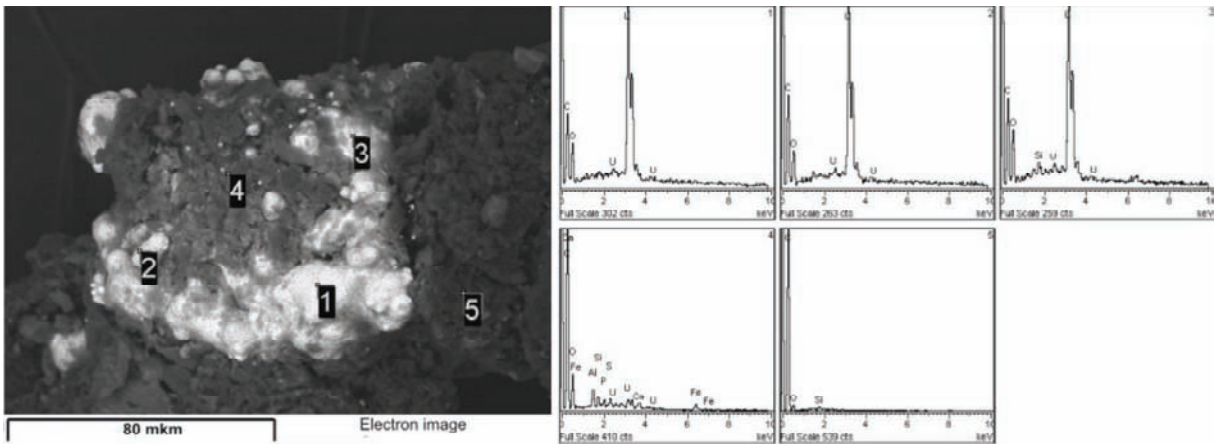


Рис. 3. *Образ выделенной области "горячей" частицы Gch-6, полученный в режиме обратно-рассеянных электронов, и энерго-дисперсионные спектры, характеризующие элементный состав материала частицы в выбранных точках*

Таблица 2. *Элементный состав (в %) материала «горячей» частицы Gch-6 в выбранных точках по данным микрозондового анализа*

Точка	C	O	Al	Si	P	S	Ca	Fe	U	Total
1	5,22	19,62							75,16	100
2	7,43	17,53							75,04	100
3	7,72	22,41		1,04					68,83	100
4	65,34	25,33	1,52	0,59	0,52	0,67	0,66	1,65	3,73	100
5	88,23	11,4		0,37						100

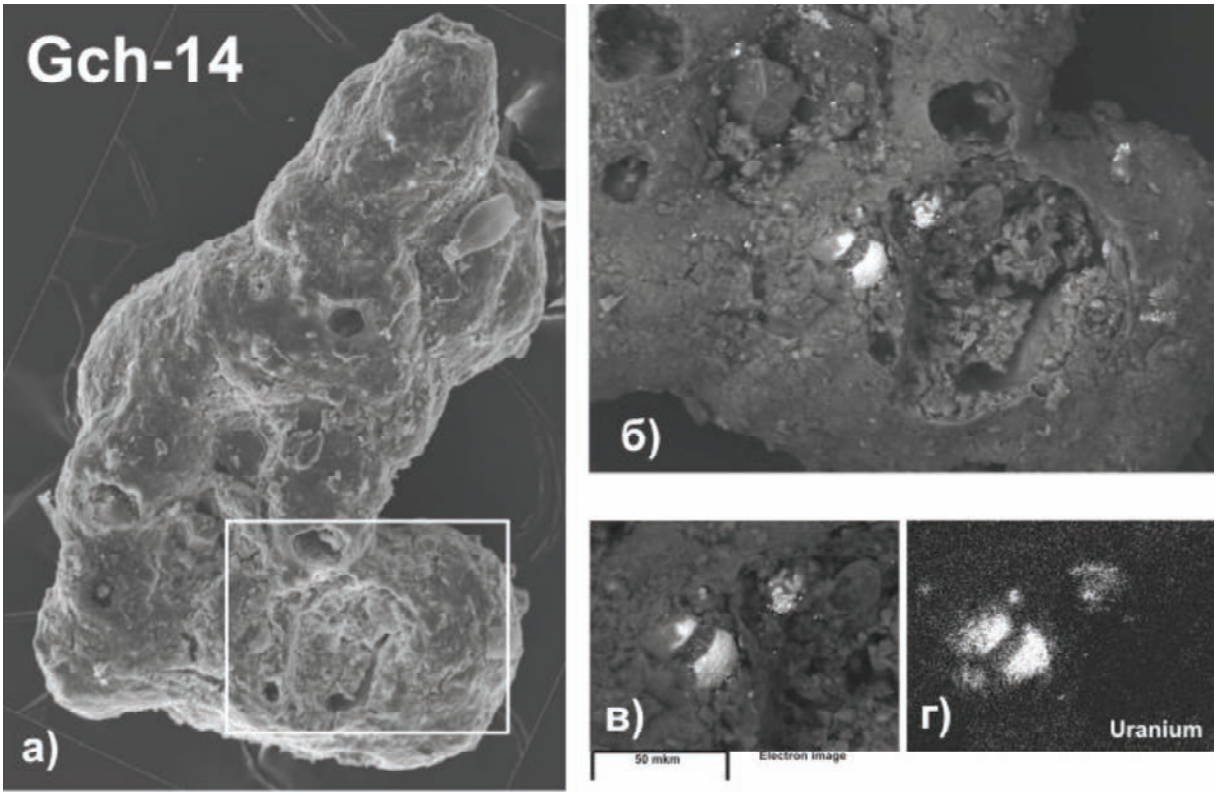


Рис. 4. *Внешний вид "горячей" частицы Gch-14 (а), образ, полученный в режиме обратно-рассеянных электронов (б, в) и пространственное распределение урана (г) в выделенной области частицы по данным СЭМ*

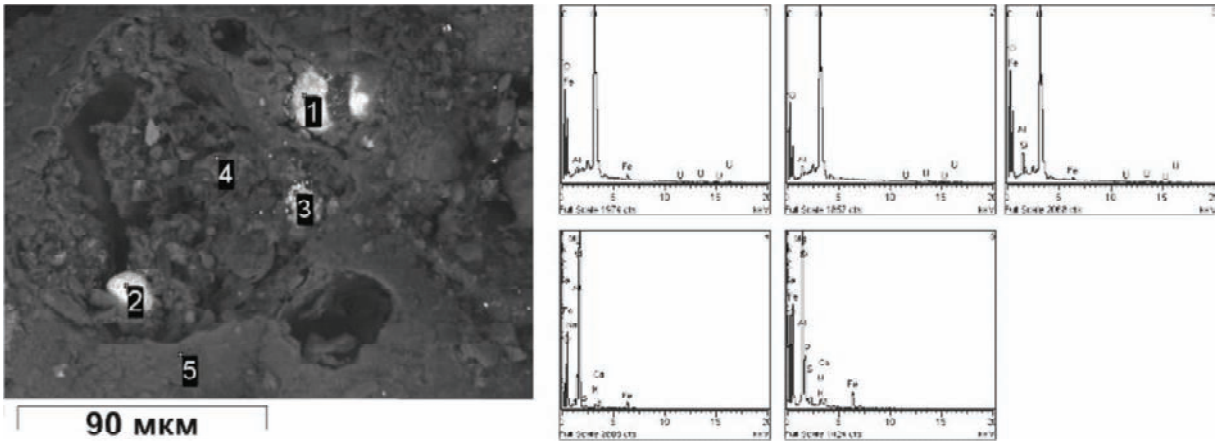


Рис. 5. *Образ выделенной области "горячей" частицы Gch-14, полученный в режиме обратно-рассеянных электронов, и энерго-дисперсионные спектры, характеризующие элементный состав материала частицы в выбранных точках*

Таблица 3. *Элементный состав (в %) материала «горячей» частицы Gch-14 в выбранных точках по данным микрозондового анализа*

Точка	O	Na	Mg	Al	Si	P	S	K	Ca	Fe	U	Total
1	26,98			0,76						1,5	70,76	100
2	18,87			1,26							79,87	100
3	28,19			2,79	0,61					0,78	67,63	100
4	52,21	0,72	1,49	5,75	31,99		0,52	0,74	1,92	4,65		100
5	49,62		0,52	24,13	8,54	1,56	1,67	0,91	1,45	9,46	2,13	100

ет собой, по-видимому, окись урана. В точках 4 и 5 основным элементом матрицы является углерод, что говорит о графитовой природе "горячей" частицы Gch-6.

Аналогично, микрозондовый анализ частицы Gch-14 (рис. 5) показывает большое содержание урана также на светлых участках в точках 1, 2 и 3. В точке 4 уран не обнаруживается, а точке 5 его мало. По результатам расчета вещественного состава материала частицы в выбранных точках (табл. 3) видно, что в точках 1–3 основу матрицы составляет, как и в случае горячей частицы Gch-6, уран. В точках 4 и 5 основными элементами матрицы являются кремний и алюминий. Соответственно, частица Gch-14 представляет собой алюмо-силикатную матрицу с внедренными зернами окиси урана.

Результаты экспериментов по растворению "горячих" частиц

Важнейшим свойством, во многом определяющим радиоэкологическую опасность "горячих" частиц, помимо высокой удельной активности входящих в ее состав радионуклидов, является потенциальная возможность выноса их при выветривании за пределы области локализации частицы в окружающую среду. Считается, что частицы являются биологически инертными образованиями, хотя и могут аккумулироваться различными фильтрующими организмами (пассивное поглощение). Однако проявление механизмов ремобилизации (десорбция, растворение и процессы дисперсии) может приводить к изменению форм нахождения ассоциированных радионуклидов и переходу их в биологически доступные формы [15, 16]. Эффективность таких процессов рассматривается Булгаковым с соавторами на примере растворения чернобыльских "горячих" частиц [5].

Для выявления характера поведения енисейских "горячих" частиц в природных условиях под воздействием воды был проведен ряд экспериментов с двумя частицами: цезиевой ГЧ08-2 и полиизотопной ГЧ08-4 (см. табл. 1). Частицы помещались в колонки, заполненные образцами типичных енисейских аллювиальных почв, отобранных в фоновых районах. Из искусственных гамма-излучающих радионуклидов в таких почвах в небольших количествах присутствовал только ^{137}Cs, что учитывалось при проведении расчетов. Подготовленные колонки подвергались воздействию дистиллированной водой в различных режимах (от застойных до слабо проточных). Во всех случаях наблюдались процессы растворения и выноса доминирующего радионуклида ^{137}Cs за пределы области локализации частиц.

Результаты одного такого эксперимента представлены в таблице 4.

Эксперимент проводился со следующими параметрами:

- высота колонки для частицы ГЧ08-2 составляла 13 см, для частицы ГЧ08-4 – 16 см. Диаметр колонок 1,5 см. Частица ГЧ08-2 помещена в горизонт 1,3–1,6 см (слой 02–05), частица ГЧ08-4 – 2,2–2,5 см (04–08);
- режим взаимодействия с водой – слабопроточный. Вода проходила через колонку за счет процесса естественной фильтрации;
- длительность эксперимента – 11 дней. За этот период через колонку с частицей ГЧ08-2 прошло 750 мл воды, через колонку с частицей ГЧ08-4 – 720 мл;
- по окончании эксперимента колонки разрезались послойно (по 3–4 мм). Частицы изымались. Полученный материал высушивался и измерялся на содержание ^{137}Cs;
- собранная во время эксперимента фильтрованная вода упаривалась до объема 5–7 мл и также измерялась на содержание ^{137}Cs.

Таблица 4. *Распределение удельной активности (Ауд) ^{137}Cs по глубине колонки (D) после проведения эксперимента по растворению частиц ГЧ08-2 и ГЧ08-4 в проточном режиме*

Номер слоя	D, см	Ауд., Бк\кг
Частица ГЧ08-2		
02-04	1,3	47
02-05	1,6	53519
02-06	2,0	1264
02-07	2,3	118
02-08	2,7	26
02-09	3,0	39
Частица ГЧ08-4 (Eu)		
04-01	0,4	231
04-02	0,7	124
04-03	1,1	146
04-04	1,4	246
04-05	1,7	150
04-06	2,0	179
04-07	2,2	308
04-08	2,5	234014
04-09	2,9	1375
04-10	3,1	336
04-11	3,5	380
04-12	3,8	130
04-13	4,1	104
04-14	4,5	93
04-15	4,8	956
04-16	5,2	160
04-17	5,5	283
04-18	5,8	16
04-19	6,1	21
04-20	6,5	359
04-21	6,8	11
04-22	7,2	8
04-23	7,6	32
04-24	7,9	7
04-25	8,2	3

Анализ результатов эксперимента (табл. 2) показывает на значительный вынос ^{137}Cs за пределы областей локализации частиц. В случае полиизотопной частицы ГЧ08-4 вынос ^{137}Cs идет более активно, а его проникно-

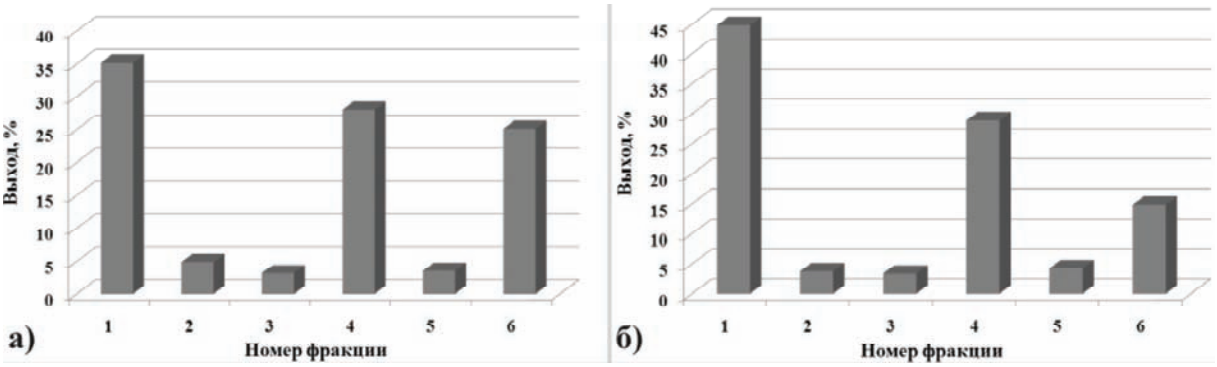


Рис. 6. *Результаты эксперимента по селективному выщелачиванию образцов 02-05 (а) и 04-08 (б). Фракции: 1 – обменная, 2 – карбонатная, 3 – оксиды и гидроксиды Fe и Mn, 4 – органическая, 5 – аморфные силикаты, 6 – сухой остаток*

вение происходит на большую глубину. Наивысшие концентрации ^{137}Cs, сорбированного после растворения, соответствуют горизонтам, в которых находились "горячие" частицы. Интересно, что значимые концентрации ^{137}Cs наблюдаются и в вышележащих горизонтах. Это явно указывает на наличие процессов диффузии ^{137}Cs от места локализации частиц в окружающий материал. Растворенный ^{137}Cs фиксируется и в фильтрованной воде в количествах 0,15 Бк/л для частицы ГЧ08-2 и 0,22 Бк/л для частицы ГЧ08-4, что также свидетельствует о его значительной подвижности с переходом в растворенное состояние. В ходе эксперимента за 11 дней из частицы ГЧ08-2 было вынесено порядка 38,7 Бк, а из частицы ГЧ08-4 – 159 Бк ^{137}Cs. Сопоставление этих величин с исходными активностями (табл. 1) говорит о значительном времени жизни частиц во влажных условиях естественного залегания (> 10 лет).

Для выявления форм нахождения ^{137}Cs во вновь сформированном в ходе эксперимента загрязненном материале было проведено селективное выщелачивание образцов 02-05 (ГЧ08-2) и 04-08 (ГЧ08-4) по методике Tessier [18], адаптированной Л.Н. Бондаревой с соавторами для искусственных радионуклидов в донных отложениях реки Енисей [4]. Гистограммы, представленные на рисунке 6, показывают, что значительная часть ^{137}Cs находится в обменной фракции, что согласуется с его высокой подвижностью, проявленной в ходе эксперимента. До 25% растворенного ^{137}Cs при фильтрации через почву связывается с органикой. Эти результаты не противоречат раннее полученным данным по формам нахождения ^{137}Cs в аллювиальных образованиях [9, 10], так как они характеризуют именно начальную стадию его взаимодействия с материалом аллювия.

Заключение

Два факта – отсутствие активационного изотопа ^{152}Eu и обнаружение соединений урана (UO_2) – дополнительно свидетельствуют о реакторном (топливном) происхождении, по крайней мере, части "горячих" частиц.

Нахождение "горячих" частиц в верхнем слое почв, массовое их появление после сильных паводков 2006–2007 гг., обнаружение частиц в местах, где их не находили ранее, появление монокобальтовых частиц, которые ранее также не обнаруживались, свидетельствуют о продолжающемся поступлении горячих частиц в экосистему Енисея.

Находясь в естественных условиях залегания в затопляемых почвах пойменной части р. Енисей, "горячие" частицы под действием фильтрующейся воды и влаги поровых растворов постепенно растворяются, а входящие в их состав радионуклиды вовлекаются в повторную миграцию.

Литература

1. *Болсуновский А.Я. Атурова В.П., Бургер М. и др. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения Горно-химического комбината // Радиохимия. – 1999. – Т.41, Вып.6. – С.563–568.*
2. *Болсуновский А.Я., Черкезян В.О., Барсукова К.В. и др. Исследование высокоактивных проб почв и горячих частиц поймы реки Енисей // Радиохимия. – 2000. – Т.42, №6. – С.560–564.*
3. *Болсуновский А.Я., Горяченкова Т.А., Черкезян В.О. и др. Горячие частицы в Красноярском крае // Радиохимия. – 1998. – Т.40, №3. – С.271–274.*
4. *Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Сухоруков Ф.В. и др. Оценка миграционной способности трансурановых радионуклидов (^{241}Am, изотопов плутония) и ^{152}Eu в донных отложениях реки Енисей // Радиохимия. – 2005. – Т.47, №4. – С.289–294.*
5. *Булгаков А., Коноплев А., Войцехович О. и др. Оценка и прогноз скорости растворения топливных частиц в донных отложениях водоема-охладителя Чернобыльской АЭС // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий : тр. междунар. конф., Москва, 5-6 декабря 2005 г. / под ред.Ю.А. Израэля. – Т.2. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2006. – С.24–30.*
6. *Быховский А.В., Зараев О.М. Горячие аэрозольные частицы при техническом использовании атомной энергии. – М. : Атомиздат, 1974. – 254 с.*
7. *Гритченко З.Г., Кузнецов Ю.В., Легин В.Н. и др. "Горячие" частицы 2-го рода в пойменных почвах реки Енисей // Радиохимия. – 2001. – Т.43, №6. – С.863–865.*
8. *Лощилов Н.А., Кфшпаров В.А., Поляков В.Д. и др. Ядерно-физические характеристики горячих частиц, образовавшихся в результате аварии на ЧАЭС // Радиохимия. – 1992. – №4. – С.113–125.*
9. *Сухоруков Ф.В., Дегерменджи Ф.В., Белолипецкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск : Изд-во СО РАН,. филиал "Гео", 2004. – 286 с.*
10. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И. Основные черты распределения техногенных радионуклидов в аллювиаль-*

ных почвах и донных осадках реки Енисей // Сибирский экологический журнал. – 2000. – №1. – С.39–50.

11. *Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Ковалев С.И. и др. "Горячие" частицы в аллювиальных отложениях реки Енисей в ближней зоне влияния Красноярского ГХК (новые данные) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. II междунар. конф. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.601–605.*
12. *Тимофеев В.А. Техногенное радиоактивное загрязнение аллювиальных отложений Енисея // Сборник докладов II Международной радиоэкологической конференции. – Красноярск, 1995. – С.165–171.*
13. *Bolsunovsky A.Ya., Tcherkezian V.O. Hot particles of the Yenisei River flood plain, Russia // J. Environ. Radioact. – 2001. – Vol.57. – P.167–174.*
14. *Salbu B. Hot particles – a challenge with radioecology // J. Environ. Radioact. – 2001. – Vol.53. – P.267–268.*
15. *Salbu B. Speciation of radionuclides – analytical challenges within environmental impact risk assessments // J. Environ. Radioact. – 2007. – Vol.96. – P.47–53.*
16. *Salbu B., Lind O.C., Skipperud L. Radionuclide speciation and its relevance in environmental impact assessments // J. Environ. Radioact. – 2004. – Vol.74. – P.233–242.*
17. *Tcherkezian V., Galushkin B., Goryachenkova T. et al. Forms of contamination of the environment by radionuclides after the Tomsk accident (Russia, 1993) // J. Environ. Radioact. – 1995. – 27, Vol.2. – P.133–139.*
18. *Tessier A., Cambell P.G., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analyt. Chem. – 1979. – Vol.151. – P.232–258.*

ПОВЫШЕНИЕ РАДИАЦИОННОЙ СТОЙКОСТИ МАТЕРИАЛОВ КОМПЛЕКСНЫМИ МОДИФИКАТОРАМИ ИЗ ОТХОДОВ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

С.М. Шарипов, Б.К. Шайлятов, Ж.Б. Бекпергенова

Кокшетауский университет, г. Кокшетау, Казахстан, serik53@rambler.ru

INCREASE OF RADIATING FIRMNESS OF MATERIALS BY COMPLEX MODIFIERS FROM AN INDUSTRY WASTE

S.M. Sharipov, B.K. Shailatov, Z.B. Bekpergenova

Abstract. *In the given work one of the main building aspects, namely increase of radiating firmness and efficiency of building materials is considered. Scientific and technical interest represents the developed way of reception radiation-resistant polymer cement materials from wastes of an industry.*

Перспективы развития строительной промышленности Казахстана обусловливают целесообразность производства высокоэффективных строительных материалов на основе ресурсо- и энергосберегающих технологий. Одним из возможных решений этой актуальной проблемы является создание композиционных материалов на основе сочетания минеральных, полимерных вяжущих, а также эффективных модификаторов, наполнителей из отходов промышленности, так называемых модифицированных полимерцементных материалов (ПЦМ).

При разработке новых областей применения ПЦМ учитывают особенности свойств полимеров: высокую адгезию, водостойкость, химическую стойкость, гидрофобность, высокие диэлектрические показатели, способность изменять реологические свойства бетонных смесей.

Однако прочность органических полимерных материалов при длительной эксплуатации снижается вследствие разрывов и других изменений химической структуры под воздействием агресивных сред: тепла, радиоактивного излучения, химических веществ и других факторов, особенно если материал находится в нагруженном состоянии. Известно, что полимерные материалы теряют механическую прочность при воздействии ионизирующего излучения (при поглощении доз 10^5–10^7 Гр), цементные же материалы сохраняют прочностные свойства в полях ионизирующего излучения с поглощенной дозой до 10^{10} Гр, но при высоких физико-механических свойствах имеют пониженные эксплуатуционные характеристики из-за пористой структуры материала и его гигроскопичности.

Учитывая, что ряд важных объектов применения ПЦМ находится в Северном регионе Казахстана (уранодобывающие и ураноперерабатывающие предприятия), повышение радиационной стойкости ПЦМ является вопросом достаточно актуальным. В связи с этим был предложен ряд мероприятий, которые в значительной мере позволили увеличить специальные, физико-механические и строительно-технические свойства ПЦМ.

Нами были разработаны комплексная модифицирующая добавка (КМД) и кислотостойкий наполнитель на основе отходов промышленности, а также эффективная технология получения модифицированного полимерцементного раствора и бетона.

Для приготовления комплексных модификаторов применяли:

– послеспиртовую барду, отвечающую требованиям ТУ1110 РК 00393896 ОАО 01-2003;
– гидрофобизирующие ингредиенты – кубовые остатки синтетических жирных кислот (КОСЖК), соапстоки растительных масел;
– золу-унос (г. Кокшетау), ГОСТ 25818.

Выбор ингредиентов осуществлялся на основе изучения опыта работы передовых предприятий ближнего и дальнего зарубежья с учетом требований к добавкам-модификаторам действующих нормативных документов, в частности ГОСТа 24211-2003 "Добавки для бетонов и строительных растворов. Общие технические требования".

Для получения тонкодисперсного кислотостойкого наполнителя были использованы отходы камнедробления (отсев гранита), получаемые путем размола предварительно раздробленных кислотостойких горных пород. Нами получены в зависимости от кислотостойкости наполнители стойкие (кислотостойкость не менее 93%) и относительно стойкие (кислотостойкость не менее 87%).

Новизной предложенного способа является предварительная модификация цементной составляющей комплексной модифицирующей добавкой типа КМД-П и кислотостойким наполнителем с последующим перемешиванием в роторно-дисперсионном аппарате с полимерной составляющей (рис. 1).

Роторно-дисперсионный аппарат (РДА) показан на рисунке 2. Особенностью данного аппарата является получение полимерцементных растворов различной дисперсности и вязкости при помощи специальных сменных рабочих органов.

Влияние способа введения полимера в полимерцементные растворы оценивали по показателю прочности на сжатие. Ранее известные способы приготовления полимерцементных композиций применимы для ограниченного рецептурного состава, включающего цемент, полимер, заполнитель-песок и воду, в присутствии эмульгатора [1, 2]. На современном этапе используются многокомпонентные составы полимерцементных растворов и бетонов с различными добавками, обеспечивающие полифункциональность. Состав полимерцементного раствора, принятый в исследованиях: портландцемент; кварцевый песок 1:2; кислотостойкий наполнитель 10%; добавка КМД-П 3,5%; В/Ц=0,35; П/Ц=0,12. В качестве полимерного компонента использовали эпоксидную смолу ЭД-22 и марки ФАЭИС с отвердителем ПЭПА холодного отверждения. Кроме того, для менее вязкой смолы марки ФАЭИС и водорастворимых полимеров были предложены два способа приготовления. Результаты испытаний представлены на рисунке 3. Из диаграммы видно, что наибольшая прочность на сжатие наблюдается при изготовлении образцов по предлагаемым способам.

Исследования показали, что для модифицированных добавками и наполнителями полимерцементные растворов и бетонов были получены следующие результаты.

Известно [3, 6, 9], что в условиях ионизирующего излучения материалы изменяют свои физико-механические свойства. При рассмотрении данных, приведенных в таблице 1, мы видим, что портландцементный камень с увеличением дозы облучения незначительно теряет прочность на сжатие.

Принято считать [4, 5, 7, 8], что причиной радиационных усадочных деформаций цементного камня является радиолиз воды. При удельной дозе облучения $2 \cdot 10^{18}$ н/мм^2 в цементном камне происходит радиолиз воды. Такое поведение характерно для цементного камня из портландцемента.

Прочность при изгибе с увеличением дозы облучения незначительно возрастает – с 8 до 9–10 МПа, что говорит об упрочнении материала.

Рассматривая прочностные показатели модифицированного полимерцементного камня с ЭД-22, следует отметить, что предел прочности при изгибе и при сжатии с увеличением дозы облучения снижается на 20–26%. Это, очевидно, связано с радиационной усадкой полимерной составляющей.

Для полимерной композиции на основе ФАЭИС-30 характерен рост прочности с повышением дозы облучения. Увеличение прочности на сжатие составило 20%, а на изгиб – 15% от исходной. Это объясняется повышенной дисперсностью олигомера и равномерностью его распределения в цементном камне.

Добавление в полимерцементный раствор модификатора способствует пластификации цементного ра-

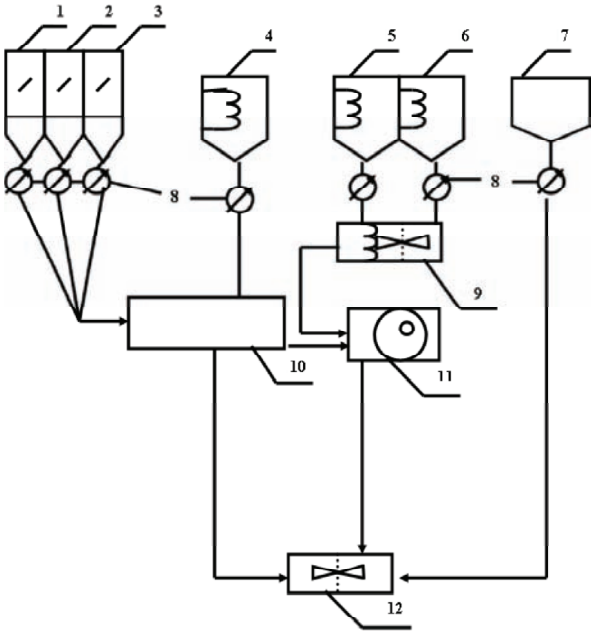


Рис. 1. *Способ приготовления полимерцементного раствора на основе водонерастворимых олигомеров типа ЭД-22 с низкой вязкостью: 1 – цемент, 2 – кислотостойкий наполнитель, 3 – КМД-П, 4 – вода, 5 – олигомер, 6 – отвердитель, 7 – заполнитель, 8 – дозатор, 9 – промежуточная емкость, 10 – растворосмеситель, 11 – РДА, 12 – растворосмеситель (800–1000 об/мин)*

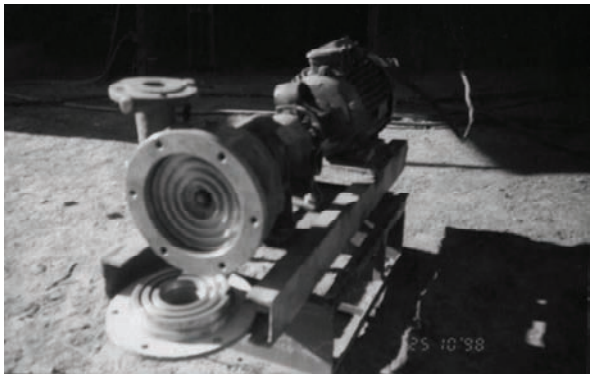


Рис. 2. *Роторно-дисперсионный аппарат*

Таблица 1. *Прочностные свойства облученного цементного и модифицированного полимерцементного камня*

Доза облучения, Гр	Наименование материала									
	Цементный камень		Полимерцементный камень на ЭД-22		Полимерцементный камень на ФАЭИС-30		Модифицированный полимерцементный камень на ЭД-22		Модифицированный полимерцементный камень на ФАЭИС-30	
	$R_{сж}$, МПа	$R_{и}$, МПа	$R_{сж}$, МПа	$R_{и}$, МПа	$R_{сж}$, МПа	$R_{и}$, МПа	$R_{сж}$, МПа	$R_{и}$, МПа	$R_{сж}$, МПа	$R_{и}$, МПа
0	42	8	52,3	12	55	15,1	57,5	15,2	60	16,2
$3 \cdot 10^7$	40,6	10	47,7	10,5	59	16,2	53,4	12,3	63	13,1
$3 \cdot 10^8$	39	9,2	38,4	9,6	62	17,1	44,5	10,6	65	11,7

створа и тем самым уменшения его в объеме, что в дальнейшем при совмещении его с водонерастворимым олигомером способствует улучшению всех физико-механических свойств.

Таким образом, полученные результаты свидетельствуют о целесообразности получения полимерцементных материалов с использованием портландцемента в качестве неорганической составляющей, эпоксидных смол ЭД-22 и ФАЭИС-30 – в качестве полимерной составляющей и добавки КМД для улучшения гидрофильно-гидрофобных свойств минерального вяжущего в полимерцементном составе. Добавка КМД увеличивает подвижность, а кислотостойкий наполнитель создает устойчивую структуру полимерцементного раствора и бетона и тем самым повышает радиационную стойкость ПЦМ.

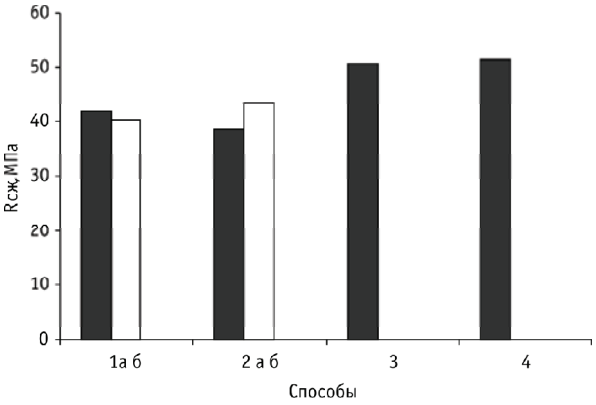


Рис. 3. *Влияние способа получения смесей полимерцементных растворов на прочность при сжатии*

Литература

1. *Абдыкалыков А.А. Экспериментально-теоретические основы оптимизации реологических и прочностных свойств наполненных композиционных строительных материалов. – Бишкек : Технология, 2000. – 93 с.*
2. *Идрисова И. Прочность полимерных материалов. – М. : Химия, 1987.*
3. *Козлов В.В. и др. Исследование некоторых факторов, влияющих на радиационную стойкость материалов, облучаемых в полях рассеянного излучения ускорителей // Сб. трудов МИСИ. – 1972. – №99. – С.139–143.*
4. *Конрад К.Г. Свойства и взаимодействие эпоксидных смол в ЭЦД (эпоксидно-цементного-бетона) растворах с цементным камнем. Механические свойства при многоосных нагрузках. – М. : ВЦП, 1987. – С.39–43.*
5. *Патуроев В.В. Технология полимербетонов. – М. : Стройиздат, 1977. – 140 с.*
6. *Пергаменщик Б.К. и др. К вопросу об исследовании радиационной стойкости цементного камня // Сб. трудов МИСИ. – 1972. – №114. – С.19–24.*
7. *Попов К.Н. Полимерные и полимерцементные бетоны, растворы и мастики. – М. : Высшая школа , 1987. – 68 с.*
8. *Саталкин А.В. и др. Цементно-полимерные бетоны. – Л. : Стройиздат, 1971. – 245 с.*
9. *Торпищева Н.К. Полимерцементные композиции с повышенными диэлектрическими свойствами для радиационно-нагруженных конструкций : автореф. дис. … канд. техн. наук, 05.23.05. – М., 1990. – 21 с.*

КОМПЛЕКС АНАЛИТИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ПРИ ИЗУЧЕНИИ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОБСТАНОВКИ РЕСПУБЛИКИ КАЗАХСТАН

И.А. Шишков[1], Т.Я. Чеснокова[1], А.Е. Бахур[2]

[1]АО "Волковгеология", Алматы, Республика Казахстан, vershina@come.kz
[2]ФГУП "ВИМС", Москва, Россия, lab@u238.ru

COMPLEX OF ANALYTICAL METHODS BY STUDYING RADIOECOLOGICAL SITUATION IN REPUBLIC OF KAZAKHSTAN

I.A. Shishkov[1], T.Y. Chesnokova[1], A.E. Bakhur[2]

[1]Joint-stock Company "Volkovgeology", Almaty, Republic of Kazakhstan
[2]Federal State Unitary Enterprise "VIMS" ("All-Russian Scientific-Research Institute Of Mineral Resources Named After N.M. Fedorovsky"), Moscow, Russia

Abstract. *Kazakhstan is one of the most countries that has strained radioecological situation, which can be explain by two principal reasons. First of all, Republic of Kazakhstan has one of the biggest natural uranium raw material bases in the world; secondly, during 40 years (from 1949 to 1989) Kazakhstan had been the main range of realization nuclear tests in the Soviet Union, which brought negative changes in the environment. Program's purpose of studying radioactive situation on the territory of Republic of Kazakhstan was to find out radioactive-strained zones and regions, mark out areas for the realization next radioecological monitoring and exploit activities to reduce radioactive strained situation in Kazakhstan. The important link in this work was rational complex of analytical researches, which describes in this work.*

Республика Казахстан (РК) относится к числу стран с весьма напряженной радиоэкологической обстановкой. Во-первых, Казахстан обладает одной из крупнейших в мире сырьевой базой урана и, во-вторых, на протяжении 40 лет (с 1949 по 1989 гг.) являлся главным полигоном СССР по проведению ядерных испытаний, повлекших за собой негативное воздействие на окружающую среду.

В зонах радиационного воздействия находится около 13% территории Казахстана (350 тыс. км^2) с населением более 1 млн человек. Очевидно серьезное влияние естественной и техногенной радиоактивности на среду обитания человека – почвы, флору и фауну, природные воды, приземный слой атмосферы.

Таким образом, на территории РК чрезвычайно актуальными являются задачи оценки современной радиационной обстановки; зонирования территории по сумме радиационных факторов: мощности экспозиционной дозы, концентраций естественных и техногенных радионуклидов (ЕРН и ТРН) в растениях, почвах, грунтах, водах, стройматериалах, концентрации радона в приземном слое атмосферы, почве, воде и помещениях; выделения площадей для организации мониторинга; разработки по результатам исследований рекомендаций по реабилитации загрязненных территорий и защите населения от сверхнормативного радиационного облучения.

Решение этих задач невозможно без обоснования и практического использования оптимального комплекса аналитических методов, с учетом специфики источников загрязнения, радионуклидного состава и уровней активности.

Основные факторы, определяющие неблагоприятную радиационную обстановку:

1. Загрязнение земной поверхности искусственными радионуклидами в результате многолетних ядерных испытаний на территории Семипалатинского и других полигонов, а также ядерных взрывов в мирных целях; функционирования промышленных и исследовательских реакторов, один из которых, промышленный реактор БН-350 (г. Актау), в настоящее время остановлен; использования источников ионизирующих излучений (ИИИ) в промышленности, медицине, науке [1, 3, 7–10].

Суммарная активность радиоактивных отходов ядерных полигонов составляет 12,9 млн Кюри при общей массе 12,3 млн т, из которых 6,5 млн т накопилось в подземных полостях и 5,8 млн т – на поверхности в местах проведения наземных ядерных взрывов. Отходы ядерной энергетики составляют 15 тыс. т с активностью 2,3 млн Кюри, для которых необходимо решить проблему их захоронения.

Основная опасность этих источников загрязнения связана с поступлением в различных формах в окружающую среду чуждых для живой природы радионуклидов – ^{239}Pu, ^{240}Pu, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{152}Eu и др.

2. Значительная часть территории РК характеризуется высоким естественным радиационным фоном почв и горных пород в районах урановых, ториевых и редкометалльных рудных провинций и районов, а также широким распространением природных грунтовых и подземных вод с высокими содержаниями радионуклидов [5–7, 11, 12]: Северо-Казахстанская, Бетпакдала-Чу-Илийская, Шу-Сарысуйская, Сырдарьинская, Илийская рудные провинции, Прикаспийский урановорудный район.

Для этих территорий характерны: выходы на дневную поверхность интрузивных и эффузивных горных пород с повышенными фоновыми содержаниями U и Th; типичные для аридных зон локальные приповерхностные инсоляционно-эвапорационные скопления U; площадное развитие водоносных горизонтов и водоисточников с аномальными концентрациями ЕРН; рудоформирующие зоны пластового окисления (ЗПО), содержащие помимо радионуклидов сверхнормативные (выше ПДК) концентрации Se, Br, Mn, Al, Fe, Cd; наличие крупных разломов с повышенным эманированием, что при-

водит к значительному увеличению концентрации радона и его дочерних продуктов распада.

Например, в некоторых городах и поселках в 70% жилых домов концентрация радона превышает предельно допустимые значения (200 Бк/м^3): г. Жезказган, п.п. Акчатау, Актогай Карагандинской области, г. Макинск, п.п. Балкашино Акмолинской области, Аксай Западно-Казахстанской области, п. Арыкбалык, г. Щучинск, п. Горный Северо-Казахстанской области и другие. В пределах этих областей 64 населенных пункта попадают в потенциально опасные по радону зоны. Зафиксированы случаи, когда объемная активность ^{222}Rn в почвах достигает значений до $3\cdot10^5$ Бк/м^3, а в помещениях – $(6–12)\cdot10^3$ Бк/м^3, что превышает нормативы в 60 раз.

Кроме того, в ряде районов, особенно в пределах Шу-Сарысйской урановорудной провинции, существуют условия для выходов радиоактивных подземных вод на поверхность через сеть большого количества самоизливающихся бесхозных скважин, пробуренных различными организациями. Это приводит к значительному радиационному и химическому загрязнению почв и растительности. Часто у таких скважин расположены огороды и бахчи, продукция которых представляет очевидную угрозу для здоровья. На поверхности около скважин формируются радиоактивные ореолы с удельной активностью ^{226}Ra в почвах от $2\cdot10^3$ до $1{,}26\cdot10^6$ Бк/кг

Все эти особенности определяют повышенный естественный фон и уровень дозовой нагрузки на население за счет внешнего гамма-излучения, поступления радионуклидов с воздухом, водой и пищей – ^{234}U, ^{238}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Po, ^{210}Pb, ^{232}Th, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{224}Ra, ^{220}Rn.

3. Большое количество очагов техногенного загрязнения природными радионуклидами в виде радиоактивных отвалов горных пород, хвостов рудообогатительных фабрик, сбросов природных и технологических вод при геологоразведочных и эксплуатационных работах на месторождениях урана [2, 4, 12], сопровождаемых активными процессами рассеяния, миграции и перераспределения радионуклидов, нарушения радиоактивного равновесия.

В последние десятилетия по ряду причин многие предприятия Северо-Казахстанской и Бетпакдала-Чу-Илийской провинций прекратили свое существование, и огромные объемы радиоактивных бесхозных отходов представляют опасность в связи с тем, что раздробленные породы интенсивно выделяют ^{222}Rn, материал отвалов может несанкционированно использоваться местным населением и строительными фирмами для строительства зданий, отсыпки дорог и других хозяйственных целей. При этом уровень мощности радиационной дозы от каждого из брошенных отвалов превышает ПДК более чем в 50 раз. Разнос радионуклидов в виде пылевидных аэрозолей распространяется на десятки километров. Радиоактивные отходы горнодобывающей отрасли составляют 222 млн т с суммарной активностью около 250 тыс. Кюри.

Отработка месторождений U методами подземного выщелачивания (ПВ) сопровождается внедрением технологических растворов в водоносные горизонты, нарушением режима подземных вод, образованием депрессионных воронок в результате нарушения баланса между закачиваемыми и откачиваемыми растворами.

Перечисленные факторы являются мощным источником техногенного загрязнения окружающей среды природными радионуклидами ^{234}U, ^{238}U, ^{230}Th, ^{226}Ra, ^{222}Rn, ^{210}Po, ^{210}Pb, ^{232}Th, ^{228}Ra, ^{228}Th, ^{224}Ra, ^{220}Rn, при этом со значительным нарушением радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th.

4. Серьезным источником радиоактивного загрязнения являются технологические процессы по добыче и переработке нефти. Почвы и пластовые воды в районах добычи нефти содержат повышенные концентрации ЕРН. Радионуклиды концентрируются в местах сбросов нефтяных вод, а также на стенках технологического оборудования и трубопроводов, формируя активности, превышающие фон в сотни и тысячи раз и сопоставимые с классами низко- и среднеактивных РАО. Удельные активности ^{226}Ra и ^{232}Th в верхнем слое почвы на полях испарения достигают $n\cdot10^4$ Бк/кг.

Таким образом, в нефтеносных регионах Казахстана (Мангистауский и Атырауский) существует серьезная проблема радиационного заражения территорий, требующая разработки методов дезактивации и обеззараживания почв и бывших в употреблении технологических труб. Радиоактивные отходы от нефтепромыслов Западного Казахстана составляют 2,4 млн тонн с активностью 128 Кюри.

Главными дозообразующими радионуклидами этого источника загрязнения являются изотопы радия, тория и радона: ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{224}Ra, ^{228}Th, ^{232}Th, ^{222}Rn, ^{220}Rn.

5. Деятельность предприятий неуранового профиля (полиметаллы, редкие земли, угли) вносит свой ощутимый вклад в загрязнение окружающей среды. При этом радиоактивное загрязнение сопровождается химическим, с поступлением тяжелых металлов и токсичных элементов (Se, Br, Mn, Al, Fe, Cd, P, Cu, Zn, Pb, Co, As и др.), что лишь усиливает негативное воздействие на живую природу. К таким объектам относятся Прикаспийский горнометаллургический комбинат (скандий-редкоземельно-уран-фосфорное оруденение), месторождения углей (Куланское, Ой-Карагой), цветных и черных металлов, фосфоритов. Только в хвостохранилище Прикаспийского комбината сконцентрировано 173 млн тонн отходов с активностью 187 тыс. Кюри.

Таким образом, анализ основных источников радиационного загрязнения на территории РК приводит к выводу о необходимости использования комплекса радиоизотопных, радиометрических и физико-химических методов, а при необходимости – радиографических и электронно-микроскопических.

Такой комплекс позволяет получить достоверную и полную информацию о радиоэкологическом состоянии природной среды, идентифицировать радионуклидный состав и формы нахождения радионуклидов, количественные и миграционные характеристики загрязнения, выявить основные тенденции в изменении радиационной ситуации, осуществить прогнозные оценки и выра-

ботку рекомендаций по снижению дозовых нагрузок на население. В обобщенном виде комплекс лабораторных методов и рекомендуемая последовательность их применения при радиоэкологических исследованиях [2] показаны на рисунке 1. Маркировкой "МР-1, 2, ..." отмечены номера методических руководств (методики выполнения измерений, методические указания и рекомендации), разработанные в ФГУП "ВИМС" и обеспечивающие выполнение данного вида исследований.

Решаемые комплексом задачи: идентификация и количественные определения ^{234}U, ^{235}U, ^{238}U, ^{230}Th, ^{232}Th, ^{228}Th, ^{226}Ra, ^{228}Ra, ^{224}Ra, ^{222}Rn, ^{220}Rn, ^{210}Po, ^{210}Pb, ^{40}K, $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{60}Co, ^{152}Eu и др., тяжелых металлов и токсичных элементов, установление характера пространственного распределения и форм нахождения радионуклидов, выявление "горячих" частиц и исследование их характеристик, оценка интенсивности миграционных характеристик, соответствие нормам радиационной безопасности, прогноз и рекомендации по снижению уровней облучения.

В последние годы специалистами АО "Волковгеология", РГП НЯЦ РК, ТОО "КАТЭП-АЭ", ТОО НПЦ "Геокен", Республиканской СЭС и ФГУП "ВИМС" разработанный комплекс использован частично или в полной мере при выполнении работ по Программе изучения радиационной обстановки на территории Республики Казахстан на 2002–2006 гг. [7] и другим программам.

Лабораторные исследования выполнялись с применением аттестованных методик выполнения измерений, соответствующих категории точности не ниже III, с нижними пределами обнаружения на уровне фоновых значений или ниже. Комплекс включает инструментальные спектрорадиометрические методы (суммарная α-β-активность, гамма-спектрометрия), методы с предварительной радиохимической подготовкой проб и α-, β- или γ-спектрометрическим окончанием, физико-химические методы (масс-спектральный и атомно-эмиссионный с индуктивно связанной плазмой, рентгеноспектральный флуоресцентный, атомно-абсорбционный, лазерно-люминесцентный), авторадиографические и электронно-микроскопические методы.

В качестве примеров можно привести результаты исследования радиоактивности водоносных горизонтов (табл. 1).

Долговременное перемещение растворенного урана по водоносным горизонтам привело к загрязнению водовмещающих окисленных пород радионуклидами, в первую очередь ^{226}Ra. Пластовые воды загрязнены ЕРН и некоторыми другими токсичными элементами. Содержания ^{238}U в подземных водах изменяются в широких пределах, от $n \cdot 10^{-7}$ до $2 \cdot 10^{-4}$ г/дм^3, превышая уровни вмешательства УВ^{вода} в пределах урановорудных залежей. Кроме того, очевидна зараженность вод (особенно в пределах ЗПО) ^{226}Ra, ^{210}Po, ^{210}Pb и ^{222}Rn.

Существенно осложняют ситуацию перетоки подземных вод между отдельными водоносными горизонтами и комплексами через гидравлические окна и зоны разломов в водовмещающих породах, через гидрогео-

Рис. 1. *Обобщенная блок схема комплекса лабораторных методов при радиоэкологических исследованиях загрязненных территорий*

Таблица 1. *Вариации радионуклидного состава подземных вод*

Зональность	Диапазоны вариаций объемной активности (Бк/дм^3) радионуклидов (max-min)/среднее						
	$A_{\Sigma\alpha}$	^{226}Ra	^{228}Ra	^{222}Rn	^{210}Po	^{210}Pb	^{230}Th
Зоны пластового окисления	1,9–149 / 2,4	1,4–46 / 5,1	0,1–0,8 / –	10–5400 / 330	0,2–1,8 / 0,4	0,3–12 / 1,6	0,01 / –
Сероцветные проницаемые породы	0,6–14 / 1,8	0,4–3,8 / 0,7	0,3–0,8 / 0,5	2–20 / 8	0,2–0,5 / 0,2	0,3–2,5 / 0,4	0,007 / –
УВ^{вода} (НРБ-99)	0,10	0,50	0,20	60	0,12	0,20	0,66

логические и разведочные скважины, соединяющие рудоносные и безрудные горизонты.

Контуры аномальных вод с эффективной дозой более 0,1 мЗв/год прослеживаются на расстояниях до 3–5 км от основной линии выклинивания ЗПО в породах в направлении сероцветных проницаемых пород. В тыловой части в пределах окисленных рудовмещающих отложений граница ореола может находиться на расстоянии до 20 км и более.

Средняя ширина проекции подземных вод с аномальными концентрациями радионуклидов на дневную поверхность для водоносных горизонтов палеогенового возраста составляет 20–30 км, достигая, например, в долине реки Чу 70 км.

Таблица 2. *Распределение техногенных радионуклидов в вертикальном почвенном разрезе Семипалатинского ядерного полигона (Опытное поле)*

Интервал отбора проб, см	Удельная активность (Бк/кг) радионуклидов				
	$^{239+240}$Pu	^{238}Pu	^{90}Sr	^{137}Cs	Данные радиографии и электронной микроскопии
0–5	2061	68	1325	701	Pu и Sr находятся в почве в труднорастворимых формах в виде микроскопических радиоактивных частиц на поверхности более крупных (до 0,5 мм) сфероидов
5–10	180	9	183	209	
10–15	120	7	175	≤ 5	
15–20	10	1	123	≤ 5	

В таблице 2 представлен пример исследования радионуклидного состава и форм нахождения радионуклидов в почвах участка проведения ядерных испытаний [1, 3, 8].

В почвах установлены высокие активности трансурановых элементов и осколочных продуктов деления. Их активность с глубиной существенно снижается, но на 20 см еще не достигают фоновых значений. ^{239,240,238}Pu и ^{90}Sr находятся в труднорастворимых формах в виде микроскопических радиоактивных частиц на поверхности более крупных (до 0,5 мм) стеклообразных сфероидов силикатного состава. Крупные частицы аморфны, окружены корочкой колломорфной структуры близкого элементного состава и не имеющей прочного контакта с поверхностью сфероида. На поверхности колломорфной пленки находится большое количество собственно радиоактивных частиц с высокой плотностью, представляющих высокотемпературные формы Pu и Sr.

Таким образом, РК в силу особенностей геологического строения, богатства природными ресурсами, а также исторических условий развития в качестве сырьевой базы военно-промышленного комплекса и полигонов для ядерных испытаний, как ни одна страна в мире накопила богатый и печальный опыт отношений с величайшим открытием XX столетия – радиоактивностью. Значительная часть территории загрязнена ЕРН и ТРН. Стоит сложнейшая проблема реабилитации загрязненных территорий, утилизации и захоронения РАО.

Вместе с тем сложившаяся в РК ситуация предоставляет уникальные возможности для проведения широкого круга радиоэкологических исследований, совершенствования и апробации комплекса радиоизотопных, физико-химических, радиографических и электронно-микроскопических методов.

Литература

1. *Бахур А.Е., Шишков И.А., Дубинчук В.Т. и др. Радиоактивные частицы в почвах Семипалатинского полигона // Радиация и риск. – 1997. – Вып.9.*
2. *Бахур А.Е. Научно-методические основы радиоэкологической оценки геологической среды. Диссертация на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук. – М. : ВИМС, 2008.*
3. *Берикболов Б.Р., Шишков И.А., Бахур А.Е. и др. Формы нахождения и особенности определения техногенных долгоживущих радионуклидов в почвах Семипалатинского ядерного полигона // Геология Казахстана. – 1998. – №2 (354).*
4. *Берикболов Б.Р., Ефремов Г.Ф., Шишков И.А. Организация и выполнение временного и пространственного радиационного мониторинга окружающей среды на территории Казахстана // Актуальные проблемы урановой промышленности : мат. IV междунар. конф. – Алма-Ата, 2006.*
5. *Малышев В.И., Бахур А.Е., Соколова З.А. и др. Особенности изотопно-почвенных аномалий на урановых месторождениях в русловых структурах Центрального Казахстана : мат. по геологии месторождений урана, редких и редкоземельных металлов // Информационный сборник КНТС. – №127. – М. : ВИМС, 1991.*
6. *Мендыгалиев А.С., Шишков И.А., Флерова Р.И. Радиоэкологическое состояние подземных вод территории Северо-Казахстанской урановорудной провинции // Актуальные проблемы урановой промышленности : матер. IV междунар. конф. – Алма-Ата, 2006.*
7. *Программа изучения радиационной обстановки на территории Республики Казахстан на 2002–2006 гг. / Утверждена Постановлением Правительства Республики Казахстан. – Алма-ата ; Курчатов, 2002.*
8. *Шишков И.А. Особенности радиоактивного загрязнения почв на Семипалатинском испытательном полигоне // Проблемы радиационного загрязнения бывшего Семипалатинского полигона и прилегающих к нему территорий : матер. НТС. – Курчатов, 1996.*

9. *Шишков И.А., Дубинчин П.П., Бахур А.Е. и др. Формы нахождения и особенности путей миграции долгоживущих радионуклидов в экосистемах Семипалатинского полигона // Ядерная и радиационная физика : мат. II междунар. конф. – Т.2 : Радиационная физика твердого тела и радиоэкология. – Алма-Ата : ИЯФ НЯЦ РК, 1999.*

10. *Шишков И.А., Берикболов Б.Р., Буркитбаев М.М. Радиоэкологическая обстановка в Казахстане // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и проблемы нераспространения : тр. междунар. конф. – Курчатов, 2003.*

11. *Шишков И.А. Мендыгалиев А.С., Ефремов Г.Ф. Радиологическое картирование природных вод методом корреляции урана-238 с комплексом естественных радионуклидов // Актуальные проблемы урановой промышленности : мат. III междунар. конф. – Алма-Ата, 2005.*

12. *Skippud L., Stormman G., Gavert T. et al. TENORM and metal contamination of selected uranium mining and tailing sites in Kazakhstan // International Conference on Radioecology. Envionmental Radioactivity, 15-20 June 2008, Bergen, Norway. – Ref. Type: In Press.*

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ УРАНА И ТОРИЯ В ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОМ ПОКРОВЕ ЛЕСНЫХ БИОГЕОСИСТЕМ ЮГА ИРКУТСКОЙ ОБЛАСТИ

С.Г. Швецов

Сибирский институт физиологии и биохимии растений СО РАН,
Иркутск, Россия, shvetsov@sifibr.irk.ru

URANIUM AND THORIUM DISTRIBUTION IN SOIL-PLANT COVER OF FOREST BIOGEOSYSTEMS ON THE SOUTHERN IRKUTSK REGION

S.G. Shvetsov

Siberian Institute of Plant Physiology and Biochemistry, Irkutsk, Russia

Abstract. *Uranium and thorium quantity in soils and plants of pine forests on the southern cis-Baikal region was investigated . The uranium mean value was 1,44–2,23 mg/kg in soils and 0,050–0,170 mg/kg in ashes of trees. The thorium mean value was 4,18–6,41 mg/kg in soils and 0,135–0,752 mg/kg in ashes of trees. All plants contained 0,55–1,1% uranium and thorium from their total quantity in phytogeocenosis. Trees contained greater part of plant uranium and thorium. Roots had uranium and thorium more then stems and needles.*

Введение

Уран и торий играют значительную роль в биосфере как источники радиоактивности. Степень влияния этих элементов на биосферу определяется их содержанием в живых организмах и в среде обитания. Вовлечение урана и тория в биологический круговорот веществ происходит на уровне фитогеоценоза: содержащиеся в литосфере элементы поступают в почву и растения. Особенно интенсивно этот процесс происходит в лесных ландшафтах, преобладающих в Азиатской части России. Изучение содержания и закономерностей распределения урана и тория в этих объектах проводилось с позиций биогеохимии и радиационной экологии уже длительное время [3, 7–9]. Основной результат этих исследований заключается в том, что уровень урана и тория в растениях определяется содержанием этих элементов в почве и почвообразующей породе. Недостаточно изученными остаются как общие (системные) закономерности содержания и распределения урана и тория в лесных биогеосистемах, так и их региональные особенности. Это особенно актуально для территорий юга Предбайкалья со сложным холмисто-увалистым рельефом, рассеченным речными долинами, сложной геологией и разнообразным характером почвообразующих пород.

Объекты исследования и методы

Район исследований располагался в нижнем течении р. Иркут, на расстоянии 50–60 км южнее г. Иркутска. Территория представляет собой переходную зону от Иркутско-Черемховской равнины с полого-волнистым рельефом к предгорьям Восточного Саяна. Склоны возвышенностей (со средней крутизной 8–10˚) и водоразделы занимают свыше 80% процентов территории. Климат района резкоконтинентальный – с большими колебаниями годовых положительных и отрицательных температур, небольшим количеством осадков с неравномерным их сезонным распределением. Почвообразующими породами являются среднесуглинистые и тяжелосуглинистые четвертичные отложения, образованные из пород кембрийского и юрского возраста, на которых формируются преимущественно дерновые лесные, дерново-карбонатные и дерново-подзолистые почвы [1, 6]. Территория района занята светлохвойными лесами и связанными с ними лугово-кустарниковыми и болотными ассоциациями [1–4].

Для настоящего исследования были выбраны разнотравно-брусничные и разнотравные сосновые (с примесью лиственницы и березы) леса, сформированные на дерновых лесных и дерново-подзолистых почвах. Было обследовано 6 пробных площадей по 500 м^2, заложенных в виде двух трансектов возвышенностей (теневой склон – водораздел – склон солнечной экспозиции). По общепринятым методикам [2, 10, 12] определяли лесорастительные и почвенные характеристики: состав древостоя, массу стволов, листьев и корней деревьев, состав, общую массу надземных частей и корней покровной растительности, плотность сложения и удельный вес почвы, содержание глинистых частиц, pH, емкость катионного обмена и состав поглощенных катионов.

Содержание урана и тория определяли в образцах

Таблица 1. *Основные характеристики исследуемых фитоценозов*

№ пробной площади, тип леса, состав древостоя, количество стволов/га, элемент рельефа, почва	Под-стилка*	Деревья*			Покровные растения*	
		Стволы и ветви	Хвоя	Корни	Надземные органы	Корни
1, бруснично-зеленомошный, 7С2Л1Б+К, 550, северо-восточный склон 10°, дерновая лесная	0,12	74,9	2,7	25,8	1,41	0,93
2, бруснично-разнотравный 7С2Л1Б, 650, водораздел, дерновая лесная	0,15	79,5	3,2	26,2	1,35	0,97
3, бруснично-разнотравный, 8С2Л+Б 520, юго-западный склон 15°, дерновая лесная	0,10	71,6	2,8	27,1	1,42	1,28
4, бруснично-разнотравный, 8С2Л+Б, 670, северный склон 8°, дерново-подзолистая	0,25	64,2	2,9	23,5	1,33	1,24
5, бруснично-разнотравный, 9С1Л+Б, 720, водораздел, дерново-подзолистая	0,32	70,7	2,9	23,7	1,24	0,98
6, разнотравный, 8С1Л1Б, 620, южный склон 10°, дерново-подзолистая	0,18	72,9	3,31	26,3	1,27	1,02

* – т сухого веса на 1 га.

почвы, надземных частей и корней деревьев и покровной растительности по модифицированным методикам, изложенным в руководстве под редакцией А.Н. Марея и А.С. Зыковой [5]. Анализ образцов включал их озоление, растворение в азотной кислоте, экстракцию трибутилфосфатом, иоонобменное разделение и, наконец, измерение радиоактивности на жидкостном сцинтилляционном счетчике [11]. Массовое содержание урана и тория в опытных образцах определяли по сравнению со стандартными образцами. В таблицах представлены средние данные; ошибка определения не превышала 17%.

Результаты

Состав древостоя, масса растений и лесной подстилки представлены в таблице 1. Основной закономерностью, характерной для всех исследованных фитогеоценозов было то, что наибольшая концентрация тория и урана в золе разных частей лесообразующих пород (сосна и лиственница) наблюдалась в корнях, а наименьшая – в хвое (табл. 2). Древесина стволов по этому показателю занимала промежуточное положение. По сравнению с лиственницей, содержание урана и тория в золе из разных частей сосны было, в целом, выше. Содержание тория в золе деревьев, растущих на дерново-подзолистых почвах, было заметно выше, чем на дерновых лесных почвах, однако содержание урана по этому показателю различалось в меньшей степени. По-видимому это было следствием того, что дер-

Таблица 2. *Содержание урана и тория в золе древесных растений, мг/кг*

№ пп	Растение	Корни		Ствол		Листья	
		Th	U	Th	U	Th	U
1	Сосна	0,212	0,074	0,177	0,060	0,152	0,060
	Лиственница	0,210	0,071	0,174	0,054	0,139	0,052
2	Сосна	0,287	0,124	0,246	0,120	0,135	0,061
	Лиственница	0,272	0,119	0,231	0,112	0,110	0,049
3	Сосна	0,196	0,071	0,173	0,071	0,151	0,055
	Лиственница	0,186	0,064	0,163	0,062	0,124	0,044
4	Сосна	0,602	0,149	0,570	0,138	0,488	0,118
	Лиственница	0,560	0,136	0,526	0,125	0,368	0,092
5	Сосна	0,752	0,170	0,712	0,160	0,610	0,143
	Лиственница	0,688	0,144	0,632	0,133	0,464	0,101
6	Сосна	0,733	0,138	0,720	0,130	0,595	0,107
	Лиственница	0,698	0,144	0,650	0,130	0,425	0,083

Таблица 3. *Содержание урана и тория в почвах, мг/кг сухого веса*

№ пп	Элемент	Горизонт						
		A_0	A	A_2B	B	BC	C	Среднее (A-BC)
1	Th	0,93	8,26	–	5,26	6,58	4,14	6,41
	U	0,32	2,40	–	2,37	1,98	1,57	2,23
2	Th	0,77	5,80	–	5,27	4,98	2,31	5,26
	U	0,33	3,34	–	3,06	2,17	0,95	2,72
3	Th	0,62	5,78	–	4,63	3,64	2,65	4,18
	U	0,28	1,81	–	1,58	1,17	1,11	1,44
4	Th	1,67	14,92	7,55	7,38	4,79	5,49	6,87
	U	0,21	3,24	1,86	1,92	1,29	1,39	1,68
5	Th	2,88	11,81	8,42	8,76	7,39	7,61	8,23
	U	0,77	1,91	2,05	2,22	1,84	1,93	2,02
6	Th	2,49	10,72	10,20	9,73	5,92	8,17	7,98
	U	0,77	2,87	2,55	2,53	1,68	2,14	2,12

ново-подзолистые почвы содержали больше тория, чем дерновые лесные почвы.

Распределение урана и тория в исследуемых почвах было неравномерным, хотя имело, в основном, подобный друг другу характер (табл. 3). Концентрация этих элементов была максимальной в аккумулятивных горизонтах. В дерновых лесных почвах уровень урана и тория с глубиной постепенно снижался до величин, характерных для почвообразующей породы. В дерново-подзолистых почвах содержание урана и тория в горизонте С было несколько выше, чем в переходном горизонте ВС. Возможно, это было связано с более тяжелым гранулометрическим составом почвообразующей породы по сравнению с вышерасположенным почвенным горизонтом. Средневзвешенное содержание урана в корнеобитаемом слое (горизонты А-ВС) дерновой лесной почвы изменялось от 0,96 до 2,23 мг/кг, тория – от 4,18 до 6,41 мг/кг. Те же показатели для почв дерново-подзолистого ряда составляли 1,68–2,12 мг/кг и 6,87–8,23 мг/кг, соответственно.

Таблица 4. *Содержание урана и тория в основных компонентах исследуемых фитогеоценозов, г/га*

Элемент	Деревья			Покровные		Почва		Сумма	% в растениях от суммы
	Стволы	Листья	Корни	Надземные органы	Корни	A_0	Σ(A-BC)		
				пп № 1					
Th	87,1	15,5	120,0	18,6	21,0	10,9	47073	47346	0,55
U	43,9	5,4	42,7	7,2	8,1	3,7	17610	17707	0,61
				пп № 2					
Th	131,1	13,1	177,6	20,7	22,5	12,0	51600	51977	0,70
U	66,0	5,9	78,9	10,8	10,8	5,1	27468	27649	0,62
				пп № 3					
Th	102,8	14,1	113,0	17,6	18,8	7,6	34600	34874	0,76
U	64,6	5,1	40,5	8,5	9,4	2,3	7928	12217	1,07
				пп № 4					
Th	216,2	38,9	376,6	38,4	41,2	71,8	75061	75844	0,94
U	50,8	7,2	92,9	10,7	10,7	17,6	18785	18975	0,91
				пп № 5					
Th	318,5	52,5	491,2	39,5	46,4	142,8	126883	127973	0,74
U	75,7	12,2	110,3	10,1	11,2	38,2	31520	31778	0,69
				пп № 6					
Th	324,2	57,9	559,4	41,7	51,0	66,0	133685	134785	0,77
U	59,7	10,6	107,3	8,9	10,3	20,3	33458	33675	0,58

В таблице 4 представлены результаты оценки абсолютного содержания урана и тория в основных компонентах исследуемых фитогеоценозов в расчете на 1 га. Содержание этих элементов в почве рассчитывалось на слой массового распространения корней – до нижней границы горизонта ВС. Видно, что содержание урана и тория в растениях составляет от 0,5 до 1,1% от общего их количества в фитогеоценозе. Основная масса этих элементов находилась в древесной растительности, причем корни содержали их больше, чем надземные органы. Сравнение полученных данных в зависимости от расположения пробных площадей на элементах рельефа показало, что распределение урана и тория в фитогеоценозах имеет сложный характер, поскольку оно связано с изменениями в гидротермическом режиме территорий и почвенно-растительными характеристиками.

Литература

1. *Атлас Иркутской области. – М. ; Иркутск : ГУГК, 1962. – 182 с.*
2. *Добровольский В.В. Практикум по географии почв с основами почвоведения : учеб. пособие для вузов. – М. : Владос, 2001. – 144 с.*
3. *Гродзинский Д.М. Естественная радиоактивность растений и почв. – Киев : Наук. Думка, 1965. – 216 с.*
4. *Логачев Н.А. Геологические экскурсии в окрестности Иркутска и соседние районы. – Иркутск : Иркутское книжное изд-во, 1958. – 92 с.*
5. *Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / под ред. А.Н. Марея, А.С. Зыковой. – М., 1980. – 336 с.*
6. *Почвы Иркутской области, их использование и мелиорация. – Иркутск : Ин-т географии Сибири и Дальнего Востока, 1979. – 135 с.*
7. *Титаева Н.А. Ядерная геохимия. – М. : Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.*
8. *Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция тяжелых естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. – Л. : Наука, 1984. – 232 с.*
9. *Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: Миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / под ред. Р.М. Алексахина. – М. : Наука, 1990. – 350 с.*
10. *Усольцев В.А. Фитомасса лесов Северной Евразии: нормативы и элементы географии. – Екатеринбург : УрО РАН, 2002. – ISBN 5-7691-1278-6.*
11. *Швецов С.Г., Гудаев А.В., Иванов А.А. Мониторинг содержания тяжелых естественных радионуклидов в почве на жидкостном сцинтилляционном счетчике // Почва как связующее звено функционирования природных и антропогенно-преобразованных экосистем : мат. II междунар научно-практ. конф. (Иркутск, 4–7 сентября. 2006 г.). – Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 2006. – С.309–311.*
12. *Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests / Hamburg and Prague Unated Nations Environment Programme and Economic Commision for Europe. – 1994. – 477.*

К ПРОБЛЕМЕ КОЛИЧЕСТВЕННОГО ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЭМИССИИ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ ЛЕСНЫХ ПОЖАРАХ

Б.Л. Щербов

Институт геологии ОИГГМ СО РАН, г. Новосибирск, Россия, boris @uiggm.nsc.ru

ABOUT THE PROBLEM OF QUANTITATIVE ESTIMATION OF EMISSION OF ARTIFICIAL RADIO-NUCLIDES UNDER FOREST FIRE

B.L. Schebrov

Institute of geology SB RAS, Novosibirsk, Russia

Количество пыли и аэрозолей, ежегодно поставляемых в атмосферу эмиссией лесных пожаров, сопоставимо с выбросами вулканов (соответственно 20–150 и 10–200 млн т) [6]. На территории Сибири, где сосредоточено 80% лесов нашей страны (около 552 млн га), ежегодно возникает в среднем 30 тыс. пожаров, за пожарный период сгорает приблизительно 20 млн т биомассы с выбросом в атмосферу 2 млн т продуктов горения [3].

Ущерб, наносимый природе лесными пожарами, огромен: происходит смена пород деревьев, повышается кислотность почв, их оподзоливание, нарушаются водный и испарительный режимы, усиливаются эрозионные процессы, уходит фауна, пересыхают реки и т.д. Эти потери дополняются мобилизацией многих химических элементов, включая тяжелые металлы и, как показали исследования в районах, подверженных чернобыльским выпадениям, искусственные радионуклиды [1, 2, 8, 20–23 и др.]. Реальные масштабы ущерба от лесных пожаров подсчитать невозможно.

К концу XX в. вся территория Северного полушария подверглась радиоактивному загрязнению в результате испытаний ядерных устройств на полигонах СССР и США и многочисленных аварий на космических аппаратах, предприятиях ЯТЦ и т.д. Основными источниками искусственных радионуклидов в Сибири следует признать радиоактивные выпадения от ядерных взрывов на Семипалатинском и Новоземельском полигонах СССР в 50–60-х гг. XX в. и, отчасти, от подземных ядерных взрывов [4, 7, 10]. Эти выпадения сформировали глобальный радиоактивный фон в Северном полушарии, на котором до сих пор выделяются зоны различных форм и размеров с повышенной активностью долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu. Радиоактивные изотопы с разной степенью прочности закреплялись во всех объектах ландшафта и компонентах биогеоценоза. Это метастабильное состояние нарушается растворенным и твердым стоком, эрозией почв, испарением, биологическим выведением и другими факторами, ведущими к миграции искусственных радионуклидов в природных ландшафтах. Среди этих процессов далеко не последнее место принадлежит лесным пожарам.

В Сибири, на территории которой сосредоточено 80% лесов России (около 552 млн га), исследований по поведению радионуклидов при лесных пожарах до наших работ [14–17 и др.] не проводилось. Между тем, существует предположение о переносе в Канаду Cs^{137} воздушными потоками от пожаров в сибирских лесах [11].

Начиная с 2000 г., в различных регионах Сибири и Восточном Казахстане нами обследовано более двух десятков объектов. Для удобства сравнения поведения искусственных радионуклидов при различных типах пожарищ выбраны только сосновые боры. Обследование проведено отбором наземных лесных горючих материалов стандартным кольцом (высота 50 мм, диаметр 84 мм) со случайным выбором точек по трансекту “наветренная сторона – пожарище – подветренная сторона”. В районах изучения пожарищ, вне зоны их влияния, собраны представительные коллекции практически всех лесных горючих материалов (ЛГМ), куда вошли: лесные подстилки, мхи, лишайники, травы, кустарники, хвоя деревьев и древесина.

Во всех пробах методом гамма-спектрометрии определен ^{137}Cs (чувствительность 2–3 Бк/кг). Активность ^{90}Sr и $^{239+240}$Pu изучена радиохимическим методом, но достаточно представительно только в лесных подстилках ленточных боров Обь-Иртышского междуречья. Предел обнаружения ^{90}Sr – 0,1, $^{239+240}$Pu – 0,01 Бк/кг. Все аналитические данные приведены в расчете на воздушно-сухое состояние вещества. Анализы выполнены в лаборатории геохимии золота, редких элементов и экогеохимии ИГМ СО РАН.

Из таблицы 1 отчетливо видна зависимость выноса или накопления искусственных радионуклидов от типа пожарищ: наиболее активно они мигрируют при верховых повальных пожарах, менее активно – при низовых. Следует остановиться на объекте, обследованном в районе с. Вознесенка Алтайского края. Здесь произошло увеличение содержания искусственных радионуклидов (впрочем, как и некоторых других элементов [13]) на выгоревшей площади. Этот пожар характеризуется исключительно неравномерным выгоранием наземных ЛГМ в результате их различной влажности. Возник он в конце апреля, когда полностью выгорели только участки вокруг деревьев, где таяние снега произошло раньше, чем на остальной территории, на которой огнем лишь опалило верхние части подстилок, мхов и лишайников. Сравнение удельной активности радионуклидов на различных участках показало, что на выгоревших полностью частях леса уменьшение количества радионуклидов относительно их уровня на остальной территории составило: ^{90}Sr – 52%, ^{137}Cs – 47,3% и ^{239,240}Pu – 19,7%.

Аналогичный объект обследован нами в Краканском

Таблица 1. *Вынос-накопление радионуклидов в пожарищах различных регионов*

Район, регион			Тип пожара	^{90}Sr	^{137}Cs	$^{239,240}Pu$
п. Тарко-Сале (1)	2000	2000	верховой слабый	–	–26	–
п. Вынгапуровский (1)	1999	2000	верховой слабый	–	24	–
п. Ханымей (1)	1997	2000	верховой сильный	–	–31	–
п. Завьялово (2)	1997	1999	верховой*	–	–42	–
п. Новоегорьевское (2)	1998	2000	верховой	–50	–40,6	–1,95
п. Ракиты (2)	1997	2000	верховой повальный*	–27,5	–48,2	–
п. Северка-1 (2)	2000	2003	верховой повальный	–	–44	–
п. Северка-2 (2)	2003	2003	верховой	–	–36	
п. Волчиха (2)	1998	2000	верховой повальный*	–33,3	–60,2	–
п. Вознесенка (2)	2004	2004	низовой беглый	+39,5	+39,3	+4
п. Иркутское (2)	2005	2005	верховой	–	–35,5	–
п. Мирный (2)	1997	2006	верховой повальный	–	–48,7	
п. Ерестная (3)	2004	2004	низовой беглый	–14,6	–23,6	–
п. Иля (4)	2004	2004	верховой повальный	–32	–49	–16,8
п. Ара-Иля (4)	2001	2004	верховой	–	–27,5	–
п. Обуса (5)	2003	2003	верховой	–	–29,5	–
п. Загатуй (5)	2003	2003	верховой	–	–28,6	–
Оз. Халанда (6)	2003	2004	верховой	–	–29,1	
г. Улан-Удэ (7)	2004	2004	низовой беглый	–	+5	–
п. Талица (8)	2006	2006	низовой+верховой		–25,8	
п. Талица (8)	2003	2006	верховой повальный	–31,2	–47	–23,7
п. Мостик (8)	2005	2006	низовой беглый		0	
п. Мостик (8)**	2005	2006	низовой по верховому		–55,9	
п. Долонь (8)	2006	2006	низовой		–10,9	

Примечание. В скобках – символы регионов: 1 – Ямало-Ненецкий АО, 2 – Алтайский край, 3 – Новосибирская обл., 4 – Агинский Бурятский АО, 5 – Усть-Ордынский Бурятский АО, 6 – Читинская обл., 7 – Республика Бурятия, 8 – Республика Казахстан; * – рекультивированные пожарища; ** – низовой пожар 2005 г. на месте пожарища, возникшего 40 лет назад.

бору около п. Ерестная (Новосибирская область). Однако в этом случае произошел заметный вынос радионуклидов из выгоревшей площади. Разница между этими двумя пожарищами объясняется отсутствием ветра на первом из них и ветреной погодой на втором. В вознесенском варианте вовлеченные в миграцию радионуклиды оседали на выгоревшей площади, а в караканском выносились за пределы пожарища. В эпифитных лишайниках, собранных с деревьев на высоте 4–6 м в пределах гари вознесенского объекта, активность ^{137}Cs в два раза выше, чем на свежих площадях (50 и 23 Бк/кг соответственно). Точно такие же результаты получены нами при изучении одного из пожарищ в Усть-Ордынском БАО [17]. Ничем иным, кроме воздушной миграции радиоцезия, эти данные объяснить нельзя.

Дополнительным аргументом в пользу активной эмиссии искусственных радионуклидов является следующее обстоятельство. Мхи, лишайники, хвоя деревьев и лесные подстилки на подветренной стороне и на останцах внутри пожарищ существенно обогащаются искусственными радионуклидами по сравнению с их аналогами, отобранными с наветренной стороны. Например, в Алтайском крае активность радиоцезия в лишайниках рода кладонии в среднем составляет 46 Бк/кг, а

Таблица 2. *Удельная активность ^{137}Cs в ЛГМ Сибири*

Объект	n	min	max	$\bar{x}$	S	V
Лесные подстилки	165	15	392	113	59	57
Лишайники	130	2	402	78	55	80
Мхи	112	2	296	63	34	70
Хвоя	157	0	188	14	18	178
Травы	42	0	20	3	3	179

Примечание: n – количество проб, $\bar{x}$ – среднее, S – стандартное отклонение, V – вариация.

на площадях, прилегающих к пожарищам, почти в два раза больше – 91,3 Бк/кг. Такие примеры не единичны.

Основными депонентами радиоцезия в лесных ценозах являются мхи, лишайники, лесные подстилки (табл. 2). Хвоя и травы аккумулируют радионуклиды значительно слабее, однако огромные запасы хвои при сгорании во время верховых пожаров могут вносить весьма существенный вклад в эмиссию. Как показано нами ранее [15], в целом содержания искусственных радионуклидов в компонентах биогеоценоза из различных регионов разнятся незначительно. Исключение представ-

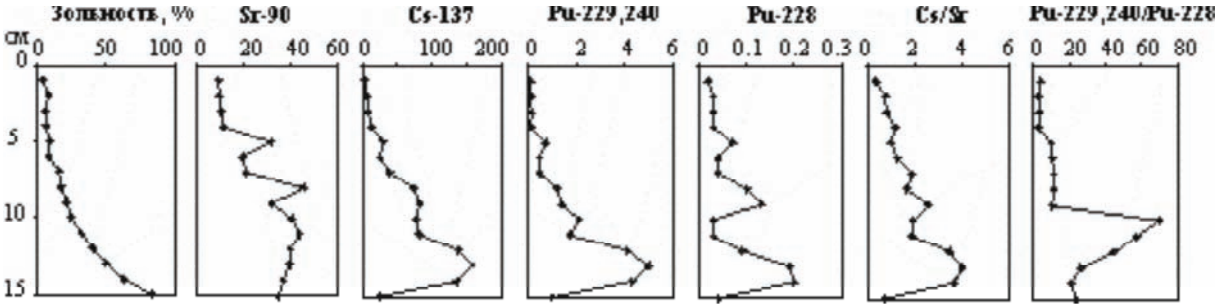


Рис. 1. *Характер распределения искусственных радионуклидов (Бк/кг) в разрезе лесной подстилки*

Таблица 3. *Удельная активность ^{137}Cs (Бк/кг) в лесных горючих материалах из разных регионов Сибири*

Объект	подстилка	лишайник	мох	хвоя	кустарник	трава
Алтайск. рег.	119	46	29,5	2	9,8	1,4
Новосиб. обл.	130	–	80	4,3	–	–
Респ. Тыва	119	–	29	1,6	–	2,5
Респ. Якутия	112,6	35,2	21	0,3	0,2	0,9
ЯНАО	193,3	121,5	8	67	32,1	14
УО БАО	91,2	34,7	4	4,8.	–	4,3
АБАО	126,4	73,9	4,5	4,3	–	–

Примечание: Алтайск. рег. – Респ. Алтай и Алтайский край, ЯНАО – Ямало-Ненецкий АО, УОБАО – Усть-Ордынский Бурятский АО, АБАО – Агинский Бурятский АО. Прочерк – нет данных.

ляет собой Ямало-Ненецкий автономный округ, на территории которого все без исключения ЛГМ существенно выше загрязнены радиоцезием, чем в других областях (табл. 3).

Несомненно, первое место в ряду депонентов ^{137}Cs следует признать за лесными подстилками. Они же служат главным резервуаром выпадавших из атмосферы изотопов стронция и плутония. В подстилках ленточных боров средняя удельная активность ^{90}Sr (59 определений) составляет 30 Бк/кг при разбросе значений от 11 до 88 Бк/кг, ^{137}Cs в 81 пробе – 119 Бк/кг (21–341), $^{239+240}$Pu в 24 образцах – 1,93 (0,27–5,46).

В защиту приоритета лесных подстилок как основного депонента искусственных радионуклидов необходимо привести несколько аргументов. Во-первых – это самые высокие значения активности радиоцезия среди всех наземных ЛГМ, а во-вторых – их повсеместная распространенность в обследованных лесах, тогда как мхи и лишайники встречаются фрагментарно, а нередко и вообще отсутствуют.

К этому следует добавить, что измеренная нами плотность лесных подстилок существенно выше, чем у мхов и лишайников (0,274, 0,048 и 0,018 г/см^3 соответственно).

Для выяснения характера поведения искусственных радионуклидов при лесных пожарах важно знать их распределение в наземных ЛГМ. В вертикальном разрезе лесных подстилок, лишайников и мхов радиоактивные изотопы сосредотачиваются главным образом в нижних интервалах (рис. 1 и 2).

При различных типах пожаров выгорание этих компонентов происходит по-разному. Во время беглых низовых пожаров огнем охватываются лишь верхние части наземных компонентов, что сопровождается слабым вовлечением в миграцию ^{90}Sr, ^{137}Cs и ^{239,240}Pu, при полном сгорании наземных ЛГМ мигрирует основное количество радионуклидов.

Исследованиями в Чернобыльской зоне установлено, что при пожарах ^{137}Cs сосредотачивается в основном на аэрозольных частицах менее 1,8 мкм, способных переноситься на огромные расстояния. Наши данные (табл. 1) свидетельствуют о более активной миграции искусственных радионуклидов. Грубое усреднение полученных данных дает основание считать количество мигрирующих ^{90}Sr и ^{137}Cs не менее 30% от их исходного содержания в наземных ЛГМ. Загрязнение радионуклидами прилегающих к пожарищам площадей дает основание считать, что основное их количество оседает в непосредственной близости от выгоревшей площади.

На основе полученных данных можно привести некоторые расчеты количества выносимых радионуклидов

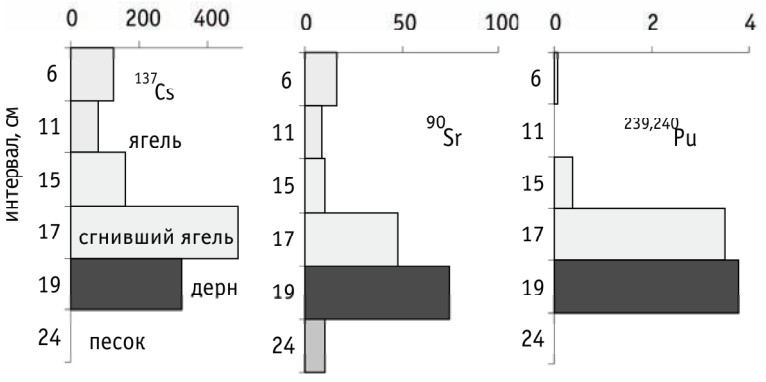


Рис. 2. *Распределение искусственных радионуклидов (Бк/кг) в кустистых лишайниках*

из конкретных пожарищ, сведения о которых содержат их размеры. Рассмотрим один конкретный пример.

За пожароопасный период 1997 г. (с 8 апреля до 12 ноября) в ленточных борах Алтайского края выгорело 140 тыс. га леса [9]. Объем лесной подстилки в борах, по нашим подсчетам [13], составляет 10,8 т/га. Средняя удельная активность ^{137}Cs в подстилках – 116 Бк/кг, ^{90}Sr – 31 Бк/кг.

Исходя из этих данных, на одном га активность радиоцезия составляет (10800 кг · 116 Бк/кг) 1252,8 тыс. Бк, радиостронция – 334,8 тыс. Бк, суммарная активность – 1587,6 тыс. Бк. Средняя величина выноса радионуклидов ~30%. Следовательно, на одном га мигрировало количество ^{90}Sr и ^{137}Cs с активностью около 480 тыс. Бк, а на всей выгоревшей площади ленточных боров – $66 \cdot 10^9$ Бк или 1,8 Ки. Это значение основано только на выгорании лесной подстилки, следовательно, указанная активность является минимально возможной. На самом деле сюда следует приплюсовать результаты сгорания лишайников и мхов, что учесть корректно не представляется возможным.

Приняв среднее значение ежегодного выгорания лесов за 8,5 млн га (из приведенных в литературе данных – от 5 [3] до 12 млн га [18]) и минимальное количество наземных ЛГМ за 11 т/га [5], можно гипотетически вывести активность эмиссии ^{90}Sr+^{137}Cs за каждый год. Если в 1997 г. на Алтае из 140 тыс. га мигрировало 1,8 Ки, то из 8,5 млн га должно быть в 60 раз больше, т.е. более 100 Ки. И это значение также минимально. В приарктических регионах, где важную роль среди наземных ЛГМ играют лишайники, сплошным покровом развитые на отдельных площадях, в расчеты следовало бы включать и часть радионуклидов, заключенных в этих растениях. Кроме того, например, на севере Западной Сибири (см. табл. 3) повышена загрязненность хвои и кустарников, что также следовало бы учесть.

Конечно, в настоящее время радиоактивная компонента в эмиссии лесных пожаров уменьшается и будет уменьшаться впредь благодаря естественному распаду ^{90}Sr и ^{137}Cs. Только плутоний (период полураспада 24 тыс. лет) надолго сохранится в ландшафтах Сибири и будет перераспределяться при лесных пожарах.

Таким образом, миграция искусственных радионуклидов во время горения лесных массивов в Сибири – факт неоспоримый и, с экологической точки зрения, не совсем безвредный, если учесть, что это обстоятельство усугубляется совместной миграцией таких опасных поллютантов, как ртуть, кадмий, мышьяк и др. [12, 17].

Работа выполнена при финансовой поддержке интеграционного проекта СО РАН №84.

Литература

1. *Абдурагимов И.М. Еще об одном аспекте экологических последствий Чернобыля // Пробл. безопас. при чрезвычайных ситуациях. – 1990. – №10. – С.20–25.*
2. *Азаров С.И. Загрязнение атмосферы Cs^{137} при лесных пожарах в Чернобыльской зоне // Радиац. биол. Радиоэкол. – 1996. – №4. – С.506–515.*
3. *Валендик Э.Н. Экологические аспекты лесных пожаров в Сибири // Сиб. экол. журн. – 1996. – №1. – С.1–8.*
4. *Израэль Ю.А.. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий : тр. междунар. конф. – Т.1. – СПб. : Гидрометеоиздат, 2006. – С.13–49.*
5. *Курбатский Н.П. Определение степени пожарной опасности в лесах // Лесное хозяйство. – 1957. – №4. – С.15–18.*
6. *Малахов С.Г., Махонько Э.П. Выброс токсичных металлов в атмосферу и их накопление в поверхностном слое земли // Успехи химии. – 1990. – Т.59, Вып.11. – С.1777–1798.*
7. *Махонько К.П., Павлова Л.Н. Радиоактивные продукты в атмосфере от подземных ядерных взрывов на полигонах СССР // Бюлл. ЦОИ по атомной энергии. – ЦНИИатоминформ, 1997. – №9. – С.15–24.*
8. *Пазухин Э.М., Боровой А.А., Огородников Б.И. Лесной пожар как фактор перераспреления радионуклидов чернобыльского генезиса в окружающей среде // Радиохимия. – 2004. – Т.46, №1. – С.93–96.*
9. *Парамонов Е.Г., Ишутин Я.Н. Крупные лесные пожары в Алтайском крае. – Барнаул : Дельта, 1999. – 193 с.*
10. *Плутоний в России. Экология, экономика, политика / под. ред А.В. Яблокова. – М. : ЦЭПР, 1994. – 143 с.*
11. *Радиоактивные лесные пожары // Наука и жизнь. – БИНТИ, 2007. – №2. – С.10.*
12. *Щербов Б.Л., Бадмаева Ж.О. Мобилизация ртути при лесных пожарах // Проблемы геохимии эндогенных процессов и окружающей среды : матер. всерос. науч. конф., посвящ. памяти акад. Л.В. Таусона, Иркутск, 24-30 сент. 2007 г. – [Т.1]. – Иркутск : Изд-во Ин-та географии СО РАН, 2007. – С.252–255.*
13. *Щербов Б.Л., Завгородняя Н.В., Лазарева Е.В. Экогеохимические последствия лесных пожаров в ленточных борах Алтайского края // Сиб. экол. журн. – 2008. – №4. – С.595–605.*
14. *Щербов Б.Л., Лазарева Е.В., Панин М.С. Геохимическая экология лесных пожаров в ленточных борах Семипалатинского прииртышья // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии. – 2008. – №1(5). – С.72–85.*
15. *Щербов Б.Л., Страховенко В.Д. Искусственные радионуклиды в лесных горючих материалах различных регионов Сибири // Радиоактивные элементы в среде обитания человека : матер. II междунар. конф. / под ред. Л.П. Рихванова ; Томск, 18-22 окт. 2004 г. – Томск : Тандем-Арт, 2004. – С.694–697.*
16. *Щербов Б.Л., Страховенко В.Д. Перераспределение искусственных радионуклидов в результате лесных пожаров // Современ. достижения в исслед. окруж. среды и экологии : сб. науч. статей, посвящ. памяти акад. РАН В.Е. Зуева. – Томск : STT, 2003. – С.114–117.*
17. *Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Сухоруков Ф.В. Экогеохимическая роль лесных пожаров в Байкальском регионе // Геогрфия и природные ресурсы. – 2008. – №2. – С.60–66.*
18. *Conard S.G., Ivanova G.A. Wildfire in Russian boreal forest – potential impacts of fire regime characteristics on emissions and global carbon balance estimates // Environ. Pollut. – 1997. – Vol.98, No.3. – P.305–313.*
19. *Johnson D.W., Susfalk R,B., Caldwell T.G. et al. Fire effects on carbon and nitrogen budgets in forests // Water, Air and Soil Pollution. – 2004. – Focus 4. – P.263–275.*
20. *Lewis, W.M. Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest // Ecology. – 1974. – Vol.55. – P.1120–1127.*
21. *Lujaniene G., Jankunaite D., Ogorodnikov B.I. et al. Speciation of radionuclides in soil (the influence of high temperature) // Environ. Phys. – 1997. – Vol.19, No.2. – P.21–25.*
22. *Samsonov Yu.N., Koutsenogii K.P., Makarov V.I. et al. Particulate emissions from fires in central Siberian Scot pine forests // Can. J. For. Res. – 2005. – Vol.35. – P.2207–2217.*
23. *Vierecheck L.A. Wildfire in the taiga of Alaska // Quart. Res. – 1973. – 3, 3. – P.465–495.*

ПОСЛЕДСТВИЯ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ КАТАСТРОФЫ ДЛЯ НАСЕЛЕНИЯ И ПРИРОДЫ СПУСТЯ 22 ГОДА – МЕТА-АНАЛИЗ

А.В. Яблоков

Российская академия наук, Москва, Россия, Yablokov@ecopolicy.ru

THE CONSEQUENCES OF THE CHERNOBYL CATASTROPHE FOR PEOPLE AND NATURE IN 22 YEAR AFTER (META-ANALYSIS)

A.V. Yablokov

Russian academy of science, Moscow, Russia

Abstarct. *More 50% Chernobyl' radionuclides were dispersed outside Belarus, Ukraine and European Russia. Territories radioactively contaminated in 1986 at a level ≥ 4 kBq/m² inhabited nearby 400 millions people. Till now nearby 5 millions people live under dangerous contamination. The growth of the morbidity, premature aging and increasing of the level of mutations is revealed for all studied contaminated territories. The total mortality rate increased for the first 17 years in European Russia up to 3,75%, and in Ukraine – up to 4,0%. Because Cs-137, Sr-90, Pu and Am are increasingly acquired by plants during last years, growing level of internal irradiation. Affected populations of plants and animals at 1986 exhibit as a variety of morphological deformities (that were rare before), as significantly higher level of mutations. Chernobyl zone is a "black hole": some species may only persist here via immigration from uncontaminated areas.*

Взрыв и радиоактивные выбросы 4-го блока ЧАЭС в апреле-мае 1986 г. по масштабу и последствиям являются самой крупной техногенной катастрофой в истории. Почти вся Беларусь, значительная часть Украины и Европейской России, 40% всей Европы (особенно, Австрия, Германия, Норвегия, Швеция, Финляндия, Швейцария, Франция, Италия, Великобритания, Греция, Румыния, Словения) и большие территории в Азии (в том числе Турция, Закавказье, Иран, Эмираты, Китай), отдельные территории в Северной Африке и Северной Америке подверглись заметному радиационному загрязнению. В апреле-июле 1986 г. на территориях, загрязненных чернобыльскими выпадениями на уровне ≥ 4 kBq/m² (0,11 Ci/km²), проживало около 400 млн человек. В первые недели после катастрофы десятки миллионов подверглись облучению, многократно превышающему фоновое.

Не находит научного объяснения факт, что МАГАТЭ и ВОЗ [15], оценивая последствия Чернобыльской катастрофы, рассматривают только территории бывшего СССР, на которых выпало менее половины (около 43%) чернобыльских радионуклидов [16].

Среди трудностей количественного учета последствий Чернобыльской катастрофы [11]:

- официальная секретность и необратимая фальсификация в СССР медицинской и статистики в первые 3,5 года после катастрофы;
- недостаточная надежность медицинской статистики не только в Украине, Беларуси и России. Например, в Западной Европе статистка не отражает до 30% ВПР и до 20% случаев синдрома Дауна [17];
- принципиальная трудность точного расчета и определения индивидуальных доз облучения;
- недостаточность современных знаний по влиянию ультранизких доз [13], синергизму в действии и противоположным эффектам разных радионуклидов; индивидуальным и популяционным вариациям радиочувствительности [3]; влиянию инкорпорированных радионуклидов [1, 2].

Признание в качестве единственного доказательства влияния чернобыльского облучения корреляции между всегда неточно рассчитываемым уровнем индивидуального облучения и всего более точно наблюдаемым состоянием здоровья [15] научно мало обоснованно. Объективная информация о влиянии чернобыльского облучения может быть получена:

- сравнением смертности и заболеваемости на территориях, идентичных по социально-экономическим и эколого-этническим показателям и различающимся только по уровню и спектру радиационного загрязнения;
- сравнением здоровья одних и тех же групп в разные периоды до и после катастрофы;
- сравнением одних и тех же лиц по признакам, не связанным с полом и возрастом (например, уровню стабильных хромосомных аберраций);
- сравнением здоровья людей с точно определяемым уровнем инкорпорации Cs-137 и Sr-90 (метод особенно применим для детей, родившихся после катастрофы [7]);
- выявлением корреляции патологических изменений органов с уровнем инкорпорации в них радионуклидов [1, 2], а также учетом данных по заболеваемости и смертности более 800 тыс. ликвидаторов и сотен тысяч эвакуированных и добровольно мигрировавших с пораженных территорий, а также их потомков [9, 11, 14].

Через 22 года на загрязненных территориях достоверно увеличена заболеваемость:

- органов кроветворения и кровообращения;
- эндокринной (особенно – раковых и других патологий щитовидной железы, диабет), иммунной;
- дыхательной, мочеполовой (нарушения репродуктивных функций), костно-мышечной, пищеварительной систем (включая патологию структуры и состава костной ткани);
- ЦНС (органические изменения головного мозга, ве-

дущие к нарушениям поведения и высшей нервной деятельности);
- изменения в органе зрения (включая катаракту);
- врожденные аномалии разного масштаба.

Среди других последствий:
- изменения внутренней биоты человека (повышение числа токсикозов, дисбактериозов, сепсисов);
- интенсификация инфекционных и паразитарных заболеваний (гепатитов, респираторных и др. вирусов);
- нарушения здоровья детей облученных родителей;
- катастрофическое состояние здоровья ликвидаторов (особенно ликвидаторов 1986–1987 гг.);
- преждевременное постарение, увеличение мутационного груза [обзоры см. 11, 12, 14, 21, 24].

Чернобыль "обогатил" медицину такими синдромами, как "вегето-сосудистая дистония", "инкорпорация долгоживущих радионуклидов", "острое ингаляционное поражение верхних дыхательных путей", "облучение в утробе", "чернобыльский СПИД", "чернобыльское сердце", "чернобыльские конечности", придал новое звучание синдромам хронической усталости, затяжной радиационной болезни, раннего постарения.

Заболеваемость статистически достоверно выше на территориях с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения и одинаковых по остальным характеристикам. Радиофобия не может объяснить эти различия, так как уровень радиофобии со временем уменьшается, а уровень заболеваемости растет (да и какая радиофобия может быть у полевок, ласточек, лягушек, обнаруживающих те же самые изменения здоровья на загрязненных территориях?).

МАГАТЭ и ВОЗ [15] определили общее число жертв катастрофы в 9 тыс. дополнительных смертей и около 200 тыс. дополнительных заболеваний (что статистически неуловимо). Сравнительный анализ сильно радиоактивно загрязненных территорий Европейской России и Украины с менее загрязненными соседними показывает, что смертность на сильно загрязненных территориях возросла на 3,75–4,00% в первые 15–17 лет после катастрофы [6, 9]. С учетом площадей и уровней загрязнения это составляет для Европейской России, Беларуси и Украины около 237 тыс. дополнительных смертей, для остальной Европы – около 417 тыс.; для всего мира – около 824 тыс. [11]. Это число будет расти на протяжении нескольких поколений.

Все первичные прогнозы о сравнительно быстром выходе чернобыльских радионуклидов из природных экосистем оказались ошибочными. В результате попадания погружающихся вглубь почвы радионуклидов в корнеобитаемую зону уровень радиоактивного загрязнения наземных растений в последние годы растает (несмотря на общее уменьшение количества радионуклидов в почве).

Уровень биоаккумуляции радионуклидов в растениях, грибах и животных может в тысячи раз превышать их концентрации в воде и почве. Коэффициенты аккумуляции и перехода многократно варьируют по сезонам и биотопам даже внутри одного вида (делая ненадежными прогнозы радиационной безопасности территорий) [8].

Уровень облучения живых организмов в 1986 г. на огромных территориях Северного Полушария многократно превышал естественный, что должно было сказаться и сказалось на всех изученных в этом отношении популяциях растений и животных (морфологические, физиологические, генетические изменения).

Через 20 лет практически все промысловые животные на загрязненных территориях Европейской Росиии, Украины и Белоруссии опасно загрязнены, то же наблюдается для наземных млекопитающих в ряде мест Австрии, Швеции, Финляндии, Германии, Швейцарии, Норвегии, Франции.

Все детальные исследования обнаруживают в популяциях растений и животных на загрязненных территориях морфологические вариации ранее или редкие, или вообще не отмеченные для этих видов [4, 18–20]. На всех загрязненных территориях в первые девять лет после катастрофы были увеличены показатели флуктуирующей асимметрии у животных и растений – понижена стабильность индивидуального развития [5]. Уровень генетических и морфологических аномалий пыльцы и спор соответствует уровню геоботанической катастрофы [22]. У всех изученных видов на загрязненных территориях заметно выше уровень хромосомных мутаций. Хроническое низкодозовое облучение ведет к транс-генерационной аккумуляции геномной нестабильности [25].

В 30-километровой зоне идут противоречивые процессы: увеличение численности популяций ряда видов позвоночных при снятом антропогенном прессе и патологические морфогенетические, физиологические, цитогенетические, иммунологические изменения. Сейчас пока не ясно, что возникнет в этом микроэволюционном "котле". Многие виды присутствуют в чернобыльской зоне только благодаря потоку мигрантов из менее загрязненных территорий [23].

Исследования последствий Чернобыльской катастрофы должны быть продолжены и расширены, а не свертываться, как это наблюдается в последние годы.

Литература

1. *Бандажевский Ю.И. Патология инкорпорированного радиоактивного излучения. – Минск : Гомельский мед. ин-т, 1999. – 136 с.*
2. *Бандажевский Ю.И. Патологические процессы в организме как результат инкорпорации радионуклидов. – Минск : Белрад, 2002. – 142 р .*
3. *Бурлакова Е.Б. К вопросу оценки негативных последствий для здоровья населения и ликвидаторов в связи с аварией на Чернобыльской АЭС. Сверхмалые дозы и нанонаука. Медико-биологические проблемы токсикологии и радиологии // Вестн. Российской военно-медицинской академии. – 2008. – Т.3 (23). – Прилож. 1. – С.18–20.*
4. *Антропогенная радионуклидная аномалия и растения / под ред. Д.М. Гродзинского. – Киев : Лыбидь, 1991. – 160 с.*
5. *Последствия Чернобыльской катастрофы: Здоровье среды / под ред В.М. Захарова, Е.Ю. Крысанов. – М. : Центр экологической политики России, 1996. – 170 с.*
6. *Национальный доклад Украины. 20 лет Чернобыльской катастрофы: взгляд в будущее [Электронный ресурс]. – Киев, 2006. – URL:http://mns.gov.ua/news_show.php.*
7. *Нестеренко И.Б. Радиационный мониторинг населения и про-*

дуктов питания в Чернобыльской зоне Беларуси. (Гомельская область, Наровлянский район). [Электронный ресурс] // БЕЛРАД Информ. Бюлл. – 2005. – №30, – 180 с. – URL: http://belradinstitute.boom.ru/frameeng.htm.

8. *Орлов А.А. Аккумуляция техногенных радионуклидов дикими лесными ягодами и медицинскими растениями [Электронный ресурс] // Чернобыль-Дайджест 1998–2000. – Вып.6. – Минск. – URL: biobel.bas-net.by/igc/ChD/ChD_r.htm.*
9. *Худолей В.В., Блоков И.П., Садовинчик Т. и др. Попытка оценки последствий Чернобыльской катастрофы для населения, проживающего на радиоактивно-загрязненных территориях России // Последствия чернобыльской аварии, оценка и прогноз дополнительной смертности и раковых заболеваний / под ред. И.П. Блоков. – М. : Центр независимой эколог. экспертизы РАН, 2006. – С.3–19.*
10. *Яблоков А.В. Некоторые проблемы экологии и радиационной безопасности // Мед. Радиоэкол. радиац. Безопасн. – 1998. – Т.43 (1). – С.24–29 .*
11. *Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестренко А.В. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. – СПб. : Наука, 2007. – 376 с.*
12. *Blokov I., Sadownichik T., Labunska I., Volkov I (Eds.) The Health Effects of the Human Victims of the Chernobyl Catastrophe. – Amsterdam: Greenpeace Int., 2007. – P.194–235.*
13. *Low Doses Radiation: Are they Dangerous? / Burlakova E.B. (ed.). – New York : NOVA Sci. Publ., 2000. – 329 p.*
14. *ECRR Chernobyl: 20 Years on. Health Effects of the Chernobyl Accident / C.C. Busby, A.V. Yablokov (eds) : ECRR Doc. 1. – Aberystwyth : Green Audit Book, 2006. – 248 p.*
15. *Chernobyl Forum. Health Effects of the Chernobyl Accident and Special Health Care Programmes : Report of the UN Chernobyl Forum Expert Group "Health" (2006) / B. Bennett, M., Repacholi, Zh. Carr (eds.) – Geneva : WHO, 2006. – 167 p. – (URL:// www.who.int/ ionizing_radiation/chernobyl/WHO%20Report%20on%20Chernobyl%20Health%20Effects%20July%2006.pdf.*
16. *Fairly I., Sumner D. The other report on Chernobyl (TORCH). – Berlin : Altner Combecher Foundation, 2006. – 90 p.*
17. *Hoffmann W. Fallout from the Chernobyl nuclear disaster and congenital malformations in Europe // Arch. Env. Health. – 2001. – Vol.56. – P.478–484.*
18. *Grodzinsky D.M. Reflection of the Chernobyl catastrophe on the plant world: special and general biological aspects // ECRR Chernobyl: 20 years on. Health consequences of the Chernobyl Accident / C.C. Busby, A.V. Yablokov (eds) : ECRR Doc. 1. – Aberystwith : Green Audit Book, 2006. – P.117–134.*
19. *Gudkov I.N., Vinichuk M.M. Radiobiology and Radioecology. – Kiev : Nat. Agricult. Univers. Ukr, 2006. – 296 p.*
20. *Hesse-Honegger C., Wallimann P. Malformation of true bug (Heteroptera): a phenotype field study on the possible influence of artificial low-level radioactivity // Chem Biodivers. – 2008. – Vol.5(4). – P.499–539.*
21. *Horishna O.V. Chernobyl catastrophe and public health. Results of scientific investigations. – Kiev : Chernobyl Children Foundation, 2005. – 59 p.*
22. *Levkovskaya G.M. What are some natural or anthropogenic geobotanical catastrophes from the palynological statistics point of view? // Palinology: theory and applications : Proc. XI All-Russ. Palynolog. Conf. (September, 27 – October 1, 2005, Moscow,. Proc. (Abstracts, Moscow) [Электронный ресурс]. – P.129–133. – (URL: www.paleo.ru/download/palinolog_2005/tesises1.pdf).*
23. *Moller A.P., Mousseau T.A. Biological consequences of Chernobyl: 20 years on // Trend. Ecol. Evol. – 2006. – Vol.2(4). – P.200-207. – (URL://cricket.biol.sc.edu/chernobyl/papers/Moller-Mousseau-TREE-2006-PR1.pdf).*
24. *Pflugbeil S., Paulitz H., Claussen A., Schmitz-Fuerhake I. Health Effects of Chernobyl. 20 years after the reactor catastrophe. Meta analysis. – Berlin : German IPPNW, 2006. – 75 p.*
25. *Ryabokon' N.I., Goncharova R.I. Transgenerational accumulation of radiation damage in small mammals chronically exposed to Chernobyl fallout // Rad. Env. Biophys. – 2006. – Vol.45(3). – P.167–177.*

U-238 (Ra), Th-232, K-40 И Cs-137 В ПОЧВАХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ ЛАНДШАФТОВ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО АЛТАЯ

С.Н. Балыкин, А.В. Пузанов

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, Россия, BalykinS@rambler.ru

U-238 (Ra), Th-232, K-40 AND Cs-137 IN SOILS OF GEOCHEMICAL LANDSCAPES OF NOUTH-EAST ALTAI

S.N. Balykin, A.V. Puzanov

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, Barnaul, Russia, BalykinS@rambler.ru

Abstract. *The regularities of the profile and spatial distribution of natural radioactive nuclides and Cs-137 in soils of geochemical landscapes in the upper part of Pravy Samysh river basin are studied.*

Исследования проведены в верхней части бассейна реки Правый Самыш. Заложены три катены имеющие различия в экспозиционном и структурном отношении. В первом случае катена северо-западной экспозиции открывается в водосборную воронку, во втором – катена западной экспозиции открывается в дренированную долину реки, в третьем – катена восточной экспозиции открывается в заболоченную седловину. Определение радиоактивных элементов в почвенных образцах выполнено гамма-спектрометрическим методом.

Вследствие значительной крутизны склонов почвенный покров первой катены представлен маломощными почвами с обилием включений обломков горных пород. Почвообразование, в основном, происходит по буроземному типу. На вершине катены распространены органогенные (с различной степенью разложения) почвы. Смена типа почвообразования происходит и в основании катены. Здесь мы наблюдаем уменьшение угла наклона поверхности, что приводит к усилению радиальной миграции веществ в профиле. При этом происходит более выраженная элювиально-иллювиальная дифференциация почвенной толщи по гранулометрическому составу. Периодическое переувлажнение верхней части профиля в данной точке обусловливает разруше-

Таблица 1. *Радионуклиды в почвах катены №1*

Горизонт, глубина (см)	U -238 (Ra)	Th-232	K-40	Cs-137
	Бк/кг			
1. Останцовая вершина. Горно-лесная оторфованная маломощная почва.				
A_0, 0–1	95,2	2,6	8,8	38,0
A_0', 1–4	84,4	н.о.	н.о.	131,0
A, 4–14	22,3	9,4	42,8	84,0
г/порода	14,7	8,1	66,6	н.о.
2. Верхняя часть склона (∟35°). Горно-лесная бурая типичная почва.				
A_0, 0–0,5	25,9	1,2	18,0	21,0
A, 0,5–6	19,6	9,4	95,8	88,0
AB, 6–20	40,1	14,6	162,9	8,0
B, 20–43	21,8	16,4	183,3	н.о
BC, 43–70	40,9	15,0	188,1	н.о
г/порода	39,4	8,1	50,4	н.о
3. Верхняя часть склона (∟18°). Горно-лесная бурая типичная почва.				
A_0, 0–2	148,1	13,8	н.о	72,0
A, 2–5	16,2	11,8	222,2	106,0
AB, 5–10	31,7	17,8	260,8	52,0
AB, 10–15	43,3	15,7	256,9	9,0
B_1, 15–20	17,8	19,1	257,6	н.о.
B_1, 20–25	22,1	22,0	308,3	н.о.
B_1, 25–30	16,5	21,1	303,0	н.о.
B_2, 45–55	26,6	11,4	199,0	н.о.
B_3, 60–70	26,3	14,6	175,6	н.о.
BD, 80–90	47,7	20,6	348,8	н.о.
г/порода	15,7	6,9	58,6	н.о.
4. Средняя часть склона (∟20°). Горно-лесная бурая типичная почва.				
A_0, 0–2	105,2	8,4	н.о	38,0
A, 2–5	40,8	10,5	328,0	232,0
AB, 5–10	29,6	17,8	281,4	33,0
AB, 10–15	44,4	20,4	309,6	н.о.
B_1, 15–20	34,6	19,4	278,1	н.о.
B_1, 20–25	69,8	22,1	332,8	н.о.
B_1, 25–30	45,1	20,4	344,0	н.о.
B_2, 40–50	25,5	24,4	333,1	н.о.
B_3, 65–75	44,0	23,5	282,5	н.о.
BD, 95–105	38,9	28,3	342,5	н.о.
г/порода	18,4	1,5	н.о	н.о.
5. Нижняя часть склона (∟10°). Горно-лесная светло-серая почва.				
A_1, 0–4	88,1	20,8	339,9	104,0
A_1A_2, 4–20	77,3	23,7	358,6	н.о.
A_2B, 25–35	19,8	15,6	179,0	н.о.
B_1, 40–50	33,1	39,4	491,9	н.о.
B_2, 65–75	40,5	41,7	525,2	н.о.
B_3, 85–95	82,8	46,3	406,7	н.о.
BD, 125–135	58,2	34,4	390,9	н.о.

н.о. – здесь и далее, ниже пределов обнаружения

Таблица 2. *Радионуклиды в почвах катены №2*

Горизонт, глубина (см)	U -238 (Ra)	Th-232	K-40	Cs-137
	Бк/кг			
6. Останцовая вершина. Примитивная почва.				
г/ порода	55,8	16,2	351,9	н.о.
7. Верхняя часть склона (25°). Горно-лесная бурая типичная почва				
A, 0,5–8	33,8	19,0	275,6	121
AB, 10–20	26,9	21,2	314,1	н.о.
B_1, 30–40	22,1	23,0	315,4	н.о.
B_2, 50–60	33,1	25,3	359,1	н.о.
BD, 75–85	20,6	17,2	334,3	н.о.
8. Нижняя часть склона (∟8–10°). Горно-лесная бурая типичная почва				
A_0, 0–2	35,9	н.о	101,7	23
A, 2–6	25,1	14,9	242,4	145
AB, 6–20	20,6	19,8	324,7	20
B_1, 40–50	22,5	25,3	346,0	н.о.
B_2, 65–80	29,7	26,0	362,7	н.о.
BD, 85–95	29,7	28,0	363,3	н.о.
9. Слабовыпуклая поверхность (∟3–5°). Горно-лесная бурая слабооподзоленная почва				
A_0, 0–4	23,0	3,5	39,1	73
A, 4–10	24,7	12,9	259,9	179
AB, 10–15	40,7	19,6	285,2	27
B_1, 15–23	20,2	20,2	305,1	3
B_2, 30–40	30,7	23,7	331,0	н.о.
B_3, 60–70	37,1	36,6	435,4	н.о.
BD, 80–90	20,5	24,3	658,3	н.о.
D, 120–130	22,1	15,4	478,2	н.о.
10. Верхняя часть склона (∟7–8°). Горно-лесная бурая оподзоленная почва				
A_0, 0–3	27,6	1,8	107,4	88
A_1, 3–6	21,9	11,5	342,1	167
A_1A_2, 6–10	51,1	17,6	345,9	23
A_2B, 10–15	28,3	20,6	426,2	н.о.
B_1, 20–30	38,8	23,4	426,2	н.о.
B_2, 40–55	114,5	26,6	426,0	н.о.
BC, 60–70	27,6	23,0	425,5	н.о.
C, 90–100	29,6	13,3	356,9	н.о.
C, 125–135	54,6	11,7	365,8	н.о.
11. Средняя часть склона (∟10–15°). Горно-лесная бурая оподзоленная почва				
A_0, 0–4	61,3	0,2	10,9	20
A_1A_2, 4–10	11,3	9,2	273,2	87
A_2B, 10–40	23,1	24,1	503,9	н.о.
B, 40–80	25,0	25,9	507,4	н.о.
BC, 80–85	25,4	25,4	549,9	н.о.

Продолжение таблицы 2

Горизонт, глубина (см)	U -238 (Ra)	Th-232	K-40	Cs-137
	Бк/кг			
12. Средняя часть склона (∟18–20°). Горно-лесная бурая слабооподзоленная почва				
A_0 0–4	20,9	0,9	45,6	75
A 4–10	12,0	10,9	281,1	142
AB10–17	23,8	16,5	319,5	5
B_1 17–25	30,6	20,9	388,0	н.о.
B_1 25–30	22,3	25,7	442,8	н.о.
B_2 37–64	32,6	26,8	570,5	н.о.
BC64–90	43,7	28,7	510,3	н.о.
13. Крутая нижняя часть склона (∟45°). Горно-лесная бурая типичная почва				
A_0 0–2	14,6	9,5	29,2	68
A 2–6	58,8	13,6	429,8	248
AB 6–11	26,5	17,0	416,9	н.о.
B_1 11–40	21,9	20,9	520,8	н.о.
B_2 40–75	38,8	20,0	518,1	н.о.
BC75–90	24,1	23,9	550,7	н.о.
14. Нижняя часть склона – шлейф (∟7°). Горно-лесная бурая оглееная почва				
A_0 0–5	95,4	12,1	49,6	8
A 5–11	15,6	13,2	306,1	69
AB11–20	34,9	21,8	443,9	21
B_1 20–35	25,0	25,3	456,4	н.о.
B_2 35–58	33,1	37,2	509,3	н.о.
B_3 58–67	33,6	36,3	546,0	н.о.
BC_g67–84	36,5	33,1	505,7	н.о.
C_g84–110	60,7	36,5	501,3	н.о.

ние минералов. Реакция почвенного раствора во всех случаях кислая – слабокислая, даже не смотря на то, что в точках 3–5 почвы формируются на карбонатных породах. Связано это, вероятно, с активным выщелачиванием оснований за пределы почвенного профиля в условиях промывного типа водного режима и хорошей дренируемости почвенной толщи. Наблюдается постепенное смещение pH почвенного раствора в нейтральную сторону от вершины катены к ее основанию и в профиле почв от гумусовых горизонтов к подстилающим или почвообразующим породам. Все исследуемые почвы относятся к многогумусным.

Удельная активность радионуклидов в почвах катены варьирует в широких пределах (табл. 1). В пространственном распределении естественных радионуклидов проявляется следующая закономерность: концентрации их от вершины катены к основанию возрастают, особенно это относится к торию и калию. Внутрипрофильное распределение U-238 носит, в большинстве случаев, аккумулятивный или аккумулятивно-иллювиальный характер. При этом максимальными значениями его удельной активности отличаются подстилки (точки 1, 3, 4), гумусовые (точка 5) и иллювиальные горизонты (точки 4,

Таблица 3. *Радионуклиды в почвах катены №3*

Горизонт, глубина, см	U-238 (Ra)	Th-232	K-40	Cs-137
	Бк/кг			
15. Останцовая вершина. Горно-лесная перегнойная почва				
A_0, 0–2	74,9	2,8	30,7	163
$A_п$, 2–8	23,3	3,3	60,2	115
$A_п$B, 8–15(30)	10,7	7,3	76,6	21
16. Верхняя часть склона (∟15°). Горно-лесная бурая типичная почва				
A_0, 0–1	126,7	4,6	6,3	43
A, 1–5	32,1	7,0	215,6	153
AB, 5–10	24,2	14,4	297,2	17
AB, 10–17	22,8	17,6	342,4	2
B_1, 17–20	27,0	16,2	337,9	н.о.
B_1, 20–25	26,4	21,4	375,1	н.о.
B_1, 25–30	32,8	17,2	325,1	н.о.
B_2, 50–60	26,8	18,3	355,6	н.о.
B_3, 80–90	26,5	17,1	297,1	н.о.
BC, 105–115	29,4	12,9	345,2	н.о.
17. Средняя часть склона (∟12°). Горно-лесная бурая типичная почва				
A, 1–4	35,7	13,1	309,2	205
AB, 4–11	40,0	11,8	329,9	99
B_1, 11–15	52,1	20,8	429,1	н.о.
B_1, 15–20	31,6	17,4	403,1	н.о.
B_1, 20–25	28,5	20,2	406,7	н.о.
B_1, 25–30	26,7	18,9	385,6	н.о.
B_2, 40–50	33,2	10,9	498,4	5
B_3, 65–75	40,0	26,9	524,8	н.о.
BC, 90–100	25,5	21,8	385,9	н.о.
C, 120–130	40,1	21,0	383,6	н.о.
18. Средняя часть склона (∟12°). Горно-лесная светло-серая оглееная почва				
A_0, 0,5–5	35,7	13,7	280,9	79
A_1, 5–10	36,1	16,4	330,6	53
A_1A_2, 10–15	31,2	22,7	399,8	19
A_1A_2, 15–20	31,8	19,8	366,9	н.о.
A_2B, 20–25	27,5	18,2	348,1	н.о.
A_2B, 25–30	22,1	16,4	329,4	н.о.
B_1, 40–50	28,2	19,5	379,1	н.о.
B_2, 60–70	25,5	19,9	322,6	н.о.
BC, 75–85	23,9	23,1	297,5	н.о.
19. Нижняя часть склона (∟5–7°). Лугово-болотная глеевая почва				
A, 0,5–5	22,8	18,9	251,6	84
AB, 5–13	33,9	28,8	374,6	30
B_{1g}, 13–20	25,6	19,3	275,0	н.о.
B_{1g}, 20–25	25,4	17,9	275,4	н.о.
B_{1g}, 25–30	20,8	20,3	308,8	н.о.
B_{2g}, 30–40	29,4	20,1	278,9	н.о.
B_{3g}, 45–55	33,1	16,5	236,6	н.о.
BC_g, 64–70	38,1	29,6	383,4	н.о.

5). Распределение тория и калия в профиле почв первой катены, практически во всех случаях, элювиально-иллювиальное. Содержание искусственного радионуклида Cs-137 варьирует от 8,0 до 232,0 Бк/кг. Увеличения его концентрации в аккумулятивном ландшафте не обнаружено. Проникновение цезия в нижние горизонты почв незначительное. Глубже 10–20 см удельная активность его ниже пределов обнаружения.

Вторая катена имеет ступенчатую структуру и состоит из двух частей (точки 6–9 и 9–14, табл. 2). В почвах катены №2 процесс оподзоливания так же выражен только в относительно стабильных условиях слабонаклонных поверхностей (3–15°). Причем, в точках 10 и 11 степень развития процесса позволяет выделить переходные горизонты гумусово-элювиальный и элювиально-иллювиальный, тогда как в разрезах 9 и 12 оподзоливание проявляется только в виде кремнеземистой присыпки в гумусовых горизонтах. В основании катены в нижних горизонтах горно-лесной бурой почвы обнаружены следы оглеения. В среднем, содержание Th-232 и K-40 в почвах второй катены несколько выше, а урана – ниже. В пространственном отношении, распределение естественных радионуклидов не отличается от распределения в первой катене. Здесь также происходит повышение удельной активности урана, тория и калия в почвах, развивающихся в основании катены (табл. 2). Во всех представленных разрезах внутрипрофильное распределение тория и калия происходит по элювиально-иллювиальному типу. Распределение урана не так однозначно. В профиле почв 7, 8, 11, 13, 14 мы наблюдаем аккумулятивно-иллювиальное его распределение, а в точках 9 и 10 – элювиально-иллювиальное. Как и в первой катене цезий сосредоточен в гумусовых горизонтах почв, не глубже 20 см.

Катена № 3 отличается разнообразием представленных здесь типов почв. На вершине развиваются перегнойные маломощные почвы, в верхней и средней части склона – горно-лесные бурые. В средней части склона ближе, к основанию, формируются горно-лесные светло-серые почвы, в гидроморфных условиях заболоченной седловины – лугово-болотные почвы. Заметного увеличения концентраций естественных радионуклидов в аккумулятивных ландшафтах третей катены не обнаружено (табл. 3).

Органогенные горизонты перегнойных почв характеризуются низким содержанием тория и калия. Такой четкой элювиально-иллювиальной дифференциации почвенного профиля по содержанию этих элементов, как в первых двух катенах, в почвах третей катены мы не наблюдаем. А в лугово-болотной почве заметна некоторая аккумуляция тория и калия в гумусовых горизонтах. Распределение урана в профиле представленных почв более или менее равномерное. Повышенным содержанием U-238 характеризуются подстилки в точках 15 и 16. Возможно, это связано с преобладанием в составе подстилок мхов, способных накапливать уран до значительных концентраций [1, 2]. Внутрипрофильное распределение цезия аккумулятивное.

Выводы

1. В гумидных условиях Северо-Восточного Алтая за счет латерального стока происходит увеличение концентраций естественных радионуклидов от элювиальных ландшафтов к аккумулятивным. При этом, значительную роль играет крутизна склона: чем больше угол наклона поверхности, тем интенсивнее вынос элементов. Данная закономерность не проявляется в отношении искусственного радионуклида Cs-137.
2. На относительно пологих элементах рельефа в почвенном покрове усиливается радиальная миграция веществ, о чем свидетельствует более выраженная элювиально-иллювиальная дифференциация профиля почв по гранулометрическому составу и содержанию естественных радионуклидов, особенно тория и калия.
3. Внутрипрофильное распределение урана имеет, в большинстве случаев, аккумулятивный или аккумулятивно-иллювиальный характер. Значительными концентрациями отличаются органогенные горизонты исследуемых почв.
4. Несмотря на промывной тип водного режима, кислую реакцию почвенных растворов, основное количество Cs-137 поступившего на поверхность почв аккумулируется в верхних горизонтах. Глубже 20 см удельная активность его ниже пределов обнаружения.

Литература

1. *Любашевский Н.М., Стариченко В.И. и др.Радиоактивное загрязнение полуострова Ямал и оценка радиационной опасности для населения // Экология. – 1993. – №4. – С.39–45.*
2. *Михайловская Л.Н., Молчанова И.В. и др. Поведение тяжелых естественных радионуклидов в техногенных ландшафтах южной Якутии // Экология, 1996. – №3. – С.203–205.*

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ БИОГИДРОЦЕНОЗОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ В 1997–2008 ГГ.

Д.И. Гудков[1], С.И. Киреев[2], А.Б. Назаров[2], Н.Л. Шевцова[1], Е.В. Дзюбенко[1], В.Г. Кленус[1], А.Е. Каглян[1]

[1]Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина, digudkov@svitonline.com
[2]Государственное специализированное научно-производственное предприятие "Чернобыльский радиоэкологический центр" МЧС Украины, Чернобыль, Украина

RADIOECOLOGICAL STUDIES OF BIOHYDROCENOSE OF THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE IN 1997–2008

D.I. Gudkov[1], S.I. Kireev[2], A.B. Nazarov[2], N.L. Shevtsova[1], E.V. Dzyubenko[1], V.G. Klenus[1], A.Ye. Kaglyan[1]

[1] Department of Freshwater Radioecology, Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine
[2] State Specialised Scientific and Production Enterprise "Chernobyl Radioecological Centre" of the Ministry of Emergency Situations of Ukraine

Abstract. *The results of radioactive contamination dynamics in the main components of aquatic ecosystems and absorbed dose rate for hydrobionts within the Chernobyl accident exclusion zone has been analysed. Some cytogenetical effects of long-term irradiation on aquatic organisms and damage of higher aquatic plants by parasitic fungi and gall-producing arthropods have been considered.*

Современный уровень и состав радионуклидного загрязнения водных экосистем Чернобыльской зоны отчуждения (далее зона отчуждения) обусловлены в первую очередь количеством радиоактивных веществ, поступивших в виде аэрозолей на водную поверхность и прилегающие территории в течение первых недель после аварии на Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) в 1986 г., интенсивностью и продолжительностью их последующего смыва с площадей водосбора, а также гидродинамическими процессами транспорта за пределы водоемов. Немаловажное значение при этом имеет трансформация в грунтах водосборных территорий и донных отложениях водоемов физико-химических форм радионуклидов, их участие в биогеохимическом круговороте, а также миграция с водными потоками.

Наиболее низким уровнем удельной активности радиоактивных веществ характеризуются компоненты речных экосистем, донные отложения которых подверглись процессам естественной деконтаминации (особенно в паводки и периоды весеннего половодья) и, за прошедшие с момента аварии годы, перестали играть здесь существенную роль вторичного источника загрязнения вод руслового потока. В настоящее время основное поступление радионуклидов в реки происходит в результате смыва с водосборных территорий и притока из более загрязненных водных объектов. В то же время, замкнутые водоемы и, в особенности, озера ближней зоны отчуждения, имеют значительно бульшие уровни радиоактивного загрязнения, обусловленные ограниченностью водообмена и сравнительно высокими уровнями содержания радионуклидов, депонированных в донных отложениях. Поэтому для большинства непроточных водоемов уровень содержания радионуклидов в воде определяется преимущественно интенсивностью обмена мобильных форм радионуклидов между донными отложениями и водными массами, а также внешним смывом с территории водосбора. В связи с этим наибольшую значимость имеют пойменные ландшафты р. Припяти. В результате аварии на ЧАЭС эти районы подверглись интенсивному радионуклидному загрязнению и являются в настоящее время одним из наиболее значительных источников поступления радиоактивных веществ с поверхностным стоком в речные системы зоны отчуждения, относящиеся к бассейну Днепра.

На протяжении исследуемого периода общей тенденцией в изменении содержания радионуклидов в воде практически всех исследуемых нами водных объектов зоны отчуждения является продолжающееся снижение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs, динамика которой связана, в первую очередь, с интенсивностью водообменных процессов. Исключение составляют замкнутые водоемы левобережной поймы р. Припяти, расположенные на территории одамбированного участка Красненской поймы, где в последние годы, при стабилизации удельной активности ^{137}Cs в воде, отмечена тенденция к увеличению содержания ^{90}Sr. В 2008 г. среднегодовое содержание ^{90}Sr в воде полигонных водоемов регистрировали в широких пределах: от 0,1 Бк/л в р. Припять до 95 Бк/л в оз. Глубоком; для ^{137}Cs – от 0,03 Бк/л в р. Припять до 4,8 Бк/л в оз. Азбучин (табл. 1).

Основными водными объектами зоны отчуждения, в донных отложениях которых депонировано значительное количество радионуклидов, являются замкнутые водоемы, а также водоемы с низкой степенью проточности – озера, старицы, затоны, заброшенные ирригационные каналы и др. Многие затоны и старицы имеют высокие плотности загрязнения донных отложений, в связи с чем, с целью предотвращения вымывания радионуклидов в периоды паводков и весенних половодий, были отгорожены от основного русла р. Припяти намывными дамбами. Проведенные в зимние периоды 1998–1999 гг. работы по определению уровней загрязнения донных отложений непроточных водоемов позволили уточнить морфометрию исследуемых объектов, площа-

Таблица 1. *Среднегодовое содержание радионуклидов в воде основных полигонных водоемов Чернобыльской зоны отчуждения, Бк/л*

Год	Яновский затон		Озеро Далекое-1		ВО ЧАЭС		Озеро Азбучин		Озеро Глубокое		Река Припять	
^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	
1997	30	5,2	45	4,5	2,2	2,8	85	12,7	100	13,2	0,25	0,16
1998	35	4,3	50	3,4	1,8	3,1	120	17,2	120	14,0	0,30	0,14
1999	38	3,7	45	2,8	1,9	3,1	190	22,8	120	13,6	0,50	0,15
2000	49	2,8	48	1,7	1,7	2,7	133	13,0	103	7,8	0,22	0,11
2001	26	2,7	35	2,6	1,5	2,1	110	9,9	79	7,1	0,23	0,12
2002	23	3,2	29	2,0	1,4	2,1	52	5,6	74	7,2	0,17	0,05
2003	22	2,4	40	2,3	1,7	2,1	49	8,7	102	6,8	0,15	0,03
2004	19	2,8	55	2,2	1,6	1,8	56	6,7	135	6,2	0,18	0,03
2005	17	2,3	58	2,1	1,3	1,8	74	6,8	140	6,3	0,19	0,09
2006	16	2,2	–*	–	1,5	1,6	61	6,3	160	3,6	0,16	0,07
2007	19	2,1	–	–	1,6	1,4	47	5,2	110	3,5	0,12	0,05
2008	11	3,2	–	–	2,2	1,4	37	4,8	95	3,7	0,10	0,03

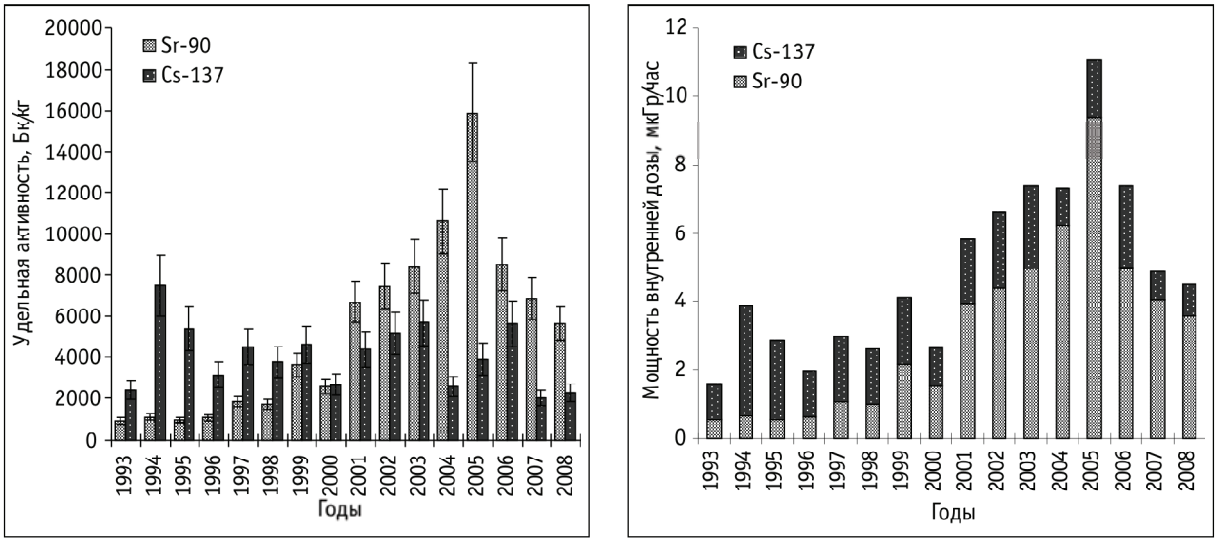
Примечание: * – измерения не проводили.

ди водного зеркала и объемы водных масс, а также рассчитать плотности загрязнения донных отложений радионуклидами. Так в Яновском затоне, находящимся в 2,5 км от эпицентра и на пути формирования северо-западного радиоактивного следа, отмечены ареалы с плотностью содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs более 36000 кБк/м^2, а для $^{238+239+240}Pu$ – более 1100 кБк/м^2. В пределах распространения илистых отложений выделяются несколько участков (около 13% площади затона), где общая плотность радионуклидного загрязнения составляет 41000–70000 кБк/м^2, а запасы общей активности радионуклидов составляют около 46%. Плотности загрязнения ^{90}Sr и ^{137}Cs, превышающие 4000 кБк/м^2 приурочены, в основном, к глубинам 6–10 м, а свыше 37000 кБк/м^2 – более 10 м. В западной части затона отмечен участок с аномально высоким содержанием радионуклидов, где плотность загрязнения составила 307000, 252000, и 53000 кБк/м^2 соответственно для ^{90}Sr, ^{137}Cs и $^{238+239+240}Pu$, что примерно в 20 раз выше средних для затона значений. Общий запас радионуклидов, депонированных в донных отложениях Яновского затона, составил около 13,5 ТБк ^{90}Sr, 12,1 ТБк ^{137}Cs и 0,3 ТБк $^{238+239+240}Pu$.

В оз. Азбучин наибольшие значения плотности загрязнения ^{137}Cs, ^{90}Sr, $^{238+239+240}Pu$ и ^{241}Am были, соответственно, 33000, 15000, 1100 и 300 кБк/м^2 и приурочены к западной части озера, расположенной ближе к ЧАЭС. Повышенные значения плотности загрязнения отмечаются также и в многочисленных заливах озера. Запасы радионуклидов составляют соответственно 3,1, 1,8, 0,07 и 0,04 ТБк. В оз. Далеком-1 максимальные значения плотности загрязнения донных отложений ^{90}Sr достигали 19000, ^{137}Cs – 15000, $^{238+239+240}Pu$ – 550, ^{241}Am – 440 кБк/м^2 и находятся в северной части водоема. Средние значения этих показателей были, соответственно, 3100, 4000, 78 и 75 кБк/м^2. Общее содержание радионуклидов в донных отложениях озера составило: ^{90}Sr – 37,0, ^{137}Cs – 51,8, $^{238+239+240}Pu$ и ^{241}Am – 1,1 ГБк. В оз. Глубоком наибольшие значения плотности загрязнения донных отложений ^{90}Sr, ^{137}Cs, $^{238+239+240}Pu$ и ^{241}Am достигают, соответственно, 10000, 14000, 200 и 220 кБк/м^2, средние значения плотности загрязнения были 2600, 5600, 74 и 73 кБк/м^2, при этом общее содержание радионуклидов в донных отложениях составило соответственно 0,44, 0,96, 0,01 и 0,01 ТБк. Содержание радионуклидов в донных отложениях основных русловых участков рек Уж и Припять в настоящее время лишь несущественно превышает доаварийные уровни. Значительно большая удельная активность донных отложений все еще наблюдаются в открытых затонах старицах и других слабопроточных участках рек.

Анализ распределения радионуклидов по основным компонентам экосистем исследуемых озер показал, что основное количество радионуклидов депонировано в донных отложениях. При этом содержание ^{90}Sr составляет 89 и 95% (соответственно для озер Глубокое и Далекое-1), ^{137}Cs – 99%, трансурановых элементов $^{238+239+240}Pu$ и ^{241}Am – практически 100% от общего содержания в экосистемах. Более низкий вклад ^{90}Sr в донных отложениях озер обусловлен повышенной миграционной активностью этого радионуклида по сравнению с ^{137}Cs и трансурановыми элементами. Этим определяется и более высокое содержание растворенного ^{90}Sr в водной компоненте обоих озер (10,2 и 4,3%) по отношению к ^{137}Cs (0,6 и 0,5%) и трансурановым элементам (0,04 и 0,03%), и напротив – меньшее содержание ^{90}Sr в сестоне (0,16 и 0,15%) по сравнению с ^{137}Cs (0,25 и 0,30%). Содержание радионуклидов в биотических компонентах экосистем было минимальным для трансурановых элементов – 0,07 и 0,16%, для ^{137}Cs – 0,14 и 0,47%, для ^{90}Sr – 0,25 и 0,61%.

Динамика содержания основных радионуклидов в тканях высших водных растений речных экосистем в исследуемый нами период характеризовалась снижением удельной активности. Исключение составляли растения озер Красненской поймы р. Припяти, в которых с конца



а *б*

Рис. 1. *Динамика удельной активности радионуклидов (а) и мощности внутренней поглощенной дозы (б) у телореза алоэвидного в оз. Глубоком*

1990-х годов по 2005, 2006 гг. демонстрировали выраженную тенденцию к увеличению содержания ^{90}Sr в тканях (рис. 1а).

Что касается ^{137}Cs, то удельная активность радионуклида в высших водных растениях исследуемых озер либо снижается, либо находится на сравнительно постоянном уровне. При этом, если в середине 1990 годов удельная активность ^{137}Cs в тканях высших водных растений озер Красненской поймы значительно превышала таковую для ^{90}Sr, а в конце прошлого десятилетия эти величины были сравнимы, то в настоящее время удельная активность ^{90}Sr существенно превышает этот показатель для ^{137}Cs. В водоеме-охладителе (ВО) ЧАЭС, вследствие более интенсивного водообмена и, в то же время, высокой плотности загрязнения донных отложений ^{137}Cs, динамика увеличения удельной активности ^{90}Sr в тканях макрофитов имеет не столь выраженный характер, а удельная активность ^{137}Cs варьирует в широких пределах без определенной линейной зависимости.

Аналогичная тенденция была зарегистрирована и для рыб озер Глубокого и Далекого-1. Так, если в 1999 г. отношение средних значений удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs в организме «мирных» видов составляло около 0,2, то в 2001 г. содержание ^{90}Sr более чем в 2 раза превысило содержание ^{137}Cs, а в 2006 г. этот показатель достиг значения 5,6.У хищных видов – щуки и окуня, которые присутствуют в уловах с 2001 г., также отмечена тенденция увеличения содержания ^{90}Sr. При общем более высоком содержании ^{137}Cs в тканях хищных по сравнению с «мирными» видами динамика увеличения содержания ^{90}Sr оказалась не столь выражена. Если в 2001 г. отношение средних значений удельной активности ^{90}Sr к ^{137}Cs в организме хищных видов составляло около 0,2 (как и у «мирных» видов в 1999 г.), то при постепенном росте содержания ^{90}Sr в тканях его удельная активность превысила аналогичный показатель для ^{137}Cs лишь в 2005 г., достигнув максимального значения (в 1,3 раза) в последний год исследований.

Предполагается, что описанная динамика ^{90}Sr в тканях гидробионтов левобережной поймы связана в первую очередь с изменением физико-химических форм радионуклида в почвах водосборных территорий. Поскольку левобережная пойма оказалась одним из наиболее загрязненных радионуклидами массивов зоны отчуждения, здесь в период 1992–1993 гг. был построен комплекс противопаводковых дамб, изменивших гидрологический режим пойменных потоков в периоды половодий и препятствующих вымыванию радиоактивных веществ из почв загрязненных территорий. Однако это явилось причиной усиления процессов переувлажнения и заболачивания одамбированных территорий. В результате, на фоне общих тенденций увеличения мобильных форм ^{90}Sr в почвах водосборных территорий и донных отложениях водоемов зоны отчуждения [2], в заболоченных грунтах левобережной поймы происходит возрастание концентрации фульво- и гуминовых кислот, снижающее pH водной среды, усиливающее десорбцию радионуклидов и их переход в растворенное состояние, в первую очередь ^{90}Sr, который образует с фульвокислотами растворимые комплексы. При этом наблюдается увеличение концентраций мобильных форм радионуклида и их включение в биотический круговорот водных экосистем. Это подтверждает и заметное увеличение в последние годы удельной активности ^{90}Sr в воде озер левобережной поймы на фоне стабилизации этого показателя для ^{137}Cs [3].

Характерно, что отмечающееся в последние годы снижение в воде озер Красненской поймы удельной активности ^{90}Sr достаточно быстро отразилось на удельной активности радионуклида в тканях водных растений, биомасса которых обновляется с каждым новым вегетационным периодом. Что касается рыб и моллюсков, то в 2008 г. тенденции снижения удельной активности

^{90}Sr в тканях этих групп гидробионтов зарегистрированы не были.

Одним из наиболее важных последствий роста удельной активности ^{90}Sr в воде и биоте оз. Глубокого является многократное увеличение дозы внутреннего облучения гидробионтов в озере. При этом мощность поглощенной дозы, обусловленная инкорпорацией ^{90}Sr, для некоторых видов высших водных растений возросла по сравнению с началом 1990-х гг. более чем в 20 раз, что обусловило увеличение общей внутренней дозы за счет основных инкорпорированных радионуклидов более чем в 6 раз, что свидетельствует о существенном ухудшении радиационной обстановки на территории левобережной поймы р. Припяти. Мощность поглощенной дозы, обусловленная инкорпорацией ^{90}Sr, в 2005 г. возросла для «мирных» видов рыб в 14 раз по сравнению с 1999 г., а общая доза от инкорпорированных радионуклидов, увеличилась более чем в 6 раз. Для хищных видов рыб максимальное увеличение содержания ^{90}Sr отмечено в 2004 г., при этом доза, обусловленная ^{90}Sr, возросла более чем в 8 раз, а общая доза от инкорпорированных радионуклидов – более чем в 4 раза.

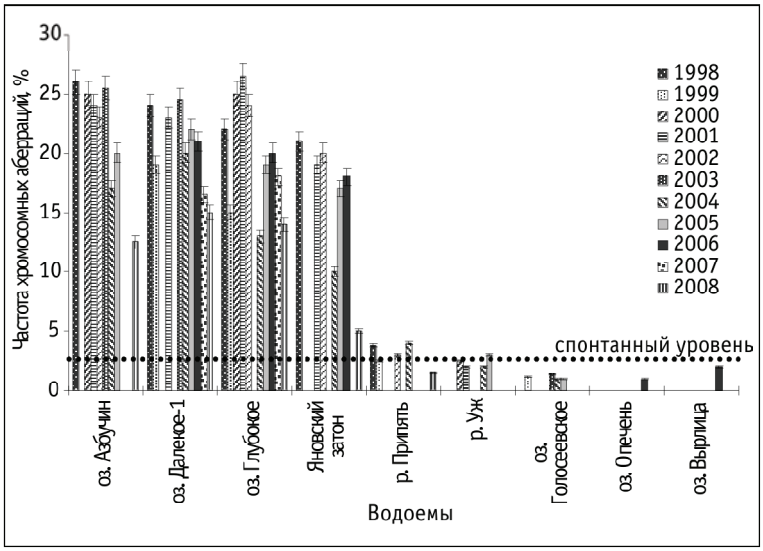


Рис. 2. *Средняя частота хромосомных аберраций у эмбрионов прудовика обыкновенного в водных объектах зоны отчуждения и в условно «чистых» озерах окрестностей г. Киева (Голосеевское, Опечень, Вырлица) в период 1998–2008 гг.*

Содержание трансурановых элементов ^{238}Pu, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am в оз. Глубоком измеряли для трех видов: леща, карася и линя. Содержание ^{238}Pu составило 0,4–0,5 (0,4), $^{239+240}$Pu – 0,7–0,9 (0,8) и ^{241}Am – 2,2–10,0 (6,2) Бк/кг. Максимальное содержание среди трансурановых элементов отмечены для ^{241}Am, что касается радионуклидов плутония, то отношение содержания $^{239+240}$Pu к ^{238}Pu составляет в среднем 2:1 и определяется количественным составом поступления этих элементов в результате аварии на ЧАЭС. Среди исследованных трех видов рыб в оз. Глубоком наибольшими значениями удельной активности трансурановых элементов в тканях характеризовался карась, а наименьшими – лещ.

Удельная активность радионуклидов в рыбе замкнутых водоемов Зоны отчуждения за исследуемый период во всех случаях многократно превышала санитарно-гигиенические допустимые уровни, согласно принятым в Украине нормативам для рыбной продукции [1] – в среднем в сотни раз для ^{90}Sr и в десятки раз для ^{137}Cs. В р. Припяти в пределах Зоны отчуждения до 20% отловленных рыб характеризовались в основном незначительным превышением допустимых уровней содержания ^{137}Cs, в р. Уж отмечены единичные случаи, а в рыбе Киевского водохранилища случаи превышения допустимых уровней общего содержания радионуклидов за период исследований не зарегистрированы.

Мощность поглощенной дозы для гидробионтов литоральной зоны исследуемых водных объектов регистрировали в диапазоне от 1,8 мГр/год до 3,4 Гр/год. Максимальные дозы отмечены для озер одамбированного участка левобережной поймы р. Припяти – Глубокого и Далекого-1, минимальные – для проточных водных объектов – рек Уж и Припять. Соотношение доз, обусловленных внешним и внутренним облучением гидробионтов в различных водоемах, существенно варьирует и зависит от содержания γ-излучающих радионуклидов в донных отложениях литоральной зоны и грунтах, прилегающих к береговой линии. При высоком уровне загрязнения последних до 95% дозы может формироваться за счет внешних источников и лишь 5% – за счет радионуклидов, инкорпорированных в тканях гидробионтов.

Исследования цитогенетических нарушений в эмбриональных тканях пресноводного моллюска прудовика обыкновенного свидетельствуют о повышенном уровне аберраций хромосом у моллюсков водоемов Зоны отчуждения в сравнении с моллюсками условно “чистых” водоемов. Наибольшие значения зарегистрированы для беспозвоночных оз. Глубокого, в клетках которых частота аберраций в период исследований у среднем составила около 25%, а максимальная – 27%, что более чем в 10 раз превышает уровень спонтанного мутагенеза для водных организмов (рис. 2). Несколько меньшие уровни отмечены для моллюсков озер Азбучин, Далекого-1 и Яновского затона. Эмбрионы моллюсков в реках Уж и Припять характеризовались сравнительно невысоким средним уровнем аберрантных клеток, который составил соответственно 2,5 и 3,5%. Для моллюсков условно “чистых” озер этот показатель равнялся в среднем около 1,5% с максимальными значениями – до 2,5%. Частота аберраций хромосом в клетках меристематических тканей корней тростинка обыкновенного и стрелолиста стрелолистного из наиболее загрязненных озер Зоны отчуждения составила около 10–15%. В растениях рек Уж и Припять этот показатель равнялся в среднем 3,0%, а в условно “чистых” озерах не превышал 2,6% и составлял в среднем 1,9%.

Средние показатели частоты аберраций хромосом

у моллюсков в различных водоемах зоны отчуждения в ряду возрастания достаточно хорошо коррелируют с уровнями дозовых нагрузок, которые испытывают водные организмы в исследуемых водоемах. Несмотря на годы, прошедшие после аварии на ЧАЭС, высокий уровень содержания радионуклидов в компонентах водных экосистем зоны отчуждения, продолжает оказывать существенное повреждающее воздействие на представителей водных биоценозов, обусловливая повышенный уровень хромосомного мутагенеза и, связанную с этим, репродуктивную гибель клеток в тканях.

В водоемах с повышенным уровнем радионуклидного загрязнения в зоне отчуждения обращает на себя внимание высокая степень поражения тростника обыкновенного сумчатыми грибами и галлообразующими членистоногими, что может свидетельствовать о снижении паразитарной устойчивости растений в условиях хронического радиационного воздействия.

Литература

1. *Допустимые уровни содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах питания и питьевой воде (ДУ–97). – Киев : Мин. охраны здоровья Украины. Комитет по вопросам гигиенического регламентирования. НКРЗУ, 1997. – 38 с. (на укр.).*
2. *Соботович Э.В., Бондаренко Г.Н., Кононенко Л.В. и др. Геохимия техногенных радионуклидов. – К.: Наук. думка, 2002. – 332 с.*
3. *Gudkov D.I., Kuzmenko M.I., Kireev S.I. et al. Radionuclides in components of aquatic ecosystems of the Chernobyl accident restriction zone // 20 Years after the Chernobyl Accident: Past, Present and Future / E.B. Burlakova, V.I. Naidich (Eds.). – New York: Nova Science Publishers, 2006. – P. 265–285.*

ЕСТЕСТВЕННАЯ И ИСКУССТВЕННАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ ПОЧВ ВЫСОКОГОРНЫХ ЛАНДШАФТОВ СЕВЕРО-ЗАПАДНОГО АЛТАЯ

И.А. Егорова, А.В. Салтыков

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, Россия,
egorka_iren@mail.ru, saltykovav@yandex.ru

NATURAL AND ARTIFICIAL RADIOACTIVE MOUNTAIN SOILS OF NORTH-WEST ALTAI

I.A. Egorova, A.V. Saltykov

Institute for Water and Environmental Problems SB RAS, Barnaul, Russia

Abstract. *Main regularities of interprofile distribution of natural radioactive nuclides (^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K) and ^{137}Cs in mountain soils of north-west Altai have been determined. The extent of influencing of physicochemical propertiess of grounds on a level of concentration of radioactive nuclides is determined.*

Естественные радионуклиды (^{238}U, ^{232}Th), входящие в природные ряды распада, являются вместе с ^{40}K источником природной радиоактивности Земли, создающей в биосфере природный радиационный фон.

Из искусственных радионуклидов наибольшую опасность загрязнения в почвенном покрове представляют долгоживущие, одним из которых является ^{137}Cs с периодом полураспада 30,2 года. Он обладает относительно высокой энергией излучения и активно включается в биологический круговорот веществ, благодаря высокой подвижности. Для высокогорных ландшафтов исследование участия ^{137}Cs в биогеохимических процессах имеет большое значение, так как он является индикатором радиоактивного загрязнения окружающей среды в прошлом, связанного с ядерными испытаниями на Семипалатинском полигоне.

Радиационный фон неодинаков на разных участках земной поверхности и зависит от концентрации естественных радионуклидов в подстилающих почвы породах. Почвообразующие породы имеют непосредственную связь с химическим составом коренных пород, наследуя, в том числе и концентрации естественных радионуклидов. Уровень радиоактивности почв, создаваемый излучением естественных радионуклидов, определяется в первую очередь содержанием этих нуклидов в материнских породах. Кроме того, уровень радиоактивности почв зависит от ландшафта, климатических условий, процессов вертикальной и горизонтальной миграции в почвах, их биологической аккумуляции и т. д. [2].

Петрографическое и гранулометрическое разнообразие верхних горизонтов четвертичной коры выветривания в исследуемом регионе обуславливают широкий диапазон концентраций изучаемых радиоактивных элементов (см. табл.). Одинаковые по происхождению почвообразующие породы Северо-Западного Алтая различаются между собой по содержанию этих элементов.

Цель исследования – изучить особенности распределения естественных радионуклидов (^{238}U, ^{232}Th,^{40}K) и Cs^{137} в высокогорных почвах Северо-Западного Алтая.

Задачи:

1. Рассмотреть внутрипрофильное распределение радионуклидов в высокогорных почвах Северо-Западного Алтая.
2. Изучить связь уровня концентраций радионуклидов с физико-химическими свойствами почв.

Объекты исследования: горно-тундровые, горно-луговые и горно-лугово-степные почвы в бассейнах рек Чарыш и Алей.

Почвенные разрезы закладывали в системе ландшафтно-геохимических катен, охватывающих все элементы высокогорного рельефа. Радионуклиды определяли гамма-спектрометрическим методом [1]. Физико-

Таблица. *Физико-химические свойства высокогорных почв и внутрипрофильное распределение радионуклидов*

Генетический горизонт	Глубина образца, см	pH	Гумус	Физ. глина	Ил	^{238}U	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs
			%			Бк/кг			
Горно-тундровые									
Горно-тундровая автоморфная, Тигирекский хребет, бассейн р. Иня. Разрез 9									
$A_д$	0–9	6,4	8,3	26,3	3,7	39,1	33,1	586,5	79
A_1	10–20	5,4	7,7	30,6	3,8	42,8	34,1	865,0	<2
B_1	20–30	5,2	2,0	34,4	5,8	27,3	25,4	734,0	<2
BC	35–45	4,9	2,7	41,7	10,1	38,1	32,9	841,0	<2
C	50–60	5,1	2,6	35,8	14,9	31,7	30,5	716,0	<2
Горно-тундровая, Тигирекский хребет, бассейн р. Иня. Разрез 12									
A_1	2–10	4,5	9,0	30,8	7,9	27,4	19,3	301,5	111
AC	10–20	4,6	8,3	37,1	12,7	37,6	25,1	424,0	10
C	30–35	5,0	6,3	35,6	9,1	32,2	25,8	407,0	<2
Горно-тундровая торфянисто-перегнойная, Тигирекский хребет, бассейн р. Иня. Разрез 14									
$A_т$	0–10	5,1	42,8	12,2	1,0	15,4	10,9	158,0	239
$A_п$	10–15	4,6	27,9	26,5	8,1	0	0	0	<2
BC	20–25	4,9	8,2	34,2	14,7	26,3	28,1	607,0	15
Горно-тундровая олуговелая, Коргонский хребет, верховье р. Коргон. Разрез 7									
$A_д$	0–10	4,3	11,8	27,8	10,0	20,4	21,0	265,0	42
AB	10–20	4,7	6,0	48,8	16,8	24,7	19,8	309,5	17
B	25–35	5,1	3,9	9,6	2,4	31,1	23,3	342,0	<2
BC	50–60	5,3	3,3	36,8	10,1	24,7	19,1	264,0	<2
Горно-луговые									
Горно-луговая, Тигирекский хребет, бассейн р. Белая. Разрез 03									
$A_д$	0–8	4,3	23,5	6,7	0,0	35,9	25,3	379,0	64
AB	10–20	4,5	6,0	43,8	13,4	41,4	39,0	598,0	<2
B	20–30	4,9	3,6	34,0	18,0	46,5	41,4	628,0	<2
BC	40–80	4,8	3,7	39,6	18,5	54,9	46,4	574,0	<2
C	> 80	7,1	0,3	50,6	34,3	53,0	49,3	692,0	<2
Горно-луговая, Коргонский хребет, верховье р.Коргон. Разрез 6									
$A_д$	0–10	4,4	10,3	30,6	8,6	30,2	22,5	322,0	203
AB	10–20	4,6	3,4	53,5	14,2	47,9	23,2	349,0	4
B	40–50	5,0	4,0	31,9	11,6	21,2	33,5	474,0	<2
Горно-луговая, Королевский белок. Разрез 8									
$A_д$	0–10	5,6	5,6	37,0	10,2	30,3	17,2	164,5	147
A	10–20	4,8	3,0	10,6	2,8	48,9	18,9	347,0	3
AB	30–40	5,3	1,2	52	5,3	18,3	15,1	173,0	<2
B	50–60	5,1	1,0	18,3	9,6	8,6	7,0	312,0	<2

химические свойства почв определяли общепринятыми в почвоведении методами.

Горно-тундровые почвы формируются в верхней части высокогорного пояса в условиях низких температур и значительного атмосферного увлажнения под моховой, лишайниковой, кустарниковой и травянистой растительностью на щебнисто-каменистом элювии или элювио-делювии сланцев, гнейсов, песчаников и гранитов.

Содержание органического вещества в аккумулятивном горизонте горно-тундровых почв достигает существенных значений ↓ от 8 до 40 (у торфянистых подтипов) %, состав гумуса гуматно-фульватный (табл.). Содержание валового азота может достигать 2,5%, нитратного ↓ 0,4, аммонийного ↓ до 70–80 мг/100 г в органогенных торфяно-перегнойных горизонтах. Реакция среды всего профиля слабокислая. Емкость обмена высокая, в составе обменных катионов преобладает кальций.

Горно-луговые почвы развиваются на суглинистом сильнощебнистом элювии, элювио-делювии (гранитов, песчаников, сланцев), на ледниковых и делювиальных отложениях. Среди почв преобладают легко- и среднесуглинистые разновидности.

Содержание гумуса в аккумулятивном горизонте

горно-луговых почв колеблется от 7 до 20% (табл.). В зависимости от экологии почвообразования состав гумуса может быть как гуматным, так и фульватным. Почвенный профиль отмыт от карбонатов, признаки оподзоливания отсутствуют. В зависимости от содержания гумуса, гранулометрического состава емкость поглощения существенно варьирует от 5 до 40 мг-экв на 100 г почвы.

Величина pH почвенного раствора изменяется в профиле горно-луговых почв от кислой в верхних горизонтах до нейтральной к почвообразующей породе. Содержание общего азота находится на уровне 0,9–1,3%. Высоки также концентрации нитратного (до 2,4 мг/100 г) и аммонийного азота (до 20 мг/100 г).

Горно-лугово-степные почвы развиваются в более засушливом лугово-степном поясе гор, под субальпийской остепненной растительностью, преимущественно на продуктах выветривания карбонатных пород. Для них характерно формирование более мощной дернины и более развитого гумусового горизонта с порошистой структурой. Они образуются на менее выщелоченных почвообразующих породах в условиях периодически промывного водного режима.

Содержание гумуса в горно-лугово-степных почвах достигает 20%, состав его – гуматно-фульватный, емкость поглощения – 40–50 мг-экв. на 100 г почвы.

В рассматриваемых горно-тундровых почвах удельная активность ^{238}U варьирует незначительно (см. табл.), максимальный уровень удельной активности урана, составляет 42,8 Бк/кг. Геохимическими барьерами для ^{238}U выступают сильно окислительные условия, наличие фосфора и других химических осадителей, глинистое и органическое вещество [5]. Органическое вещество почвы оказывает значительное влияние на подвижность ионов. При этом необходимо учитывать многофункциональность гумуса [3].

Распределение ^{238}U по профилю почв находится, как правило, в зависимости от их генетических особенностей. Среднее содержание урана-238 в почвах высокогорья Северо-Западного Алтая находится на уровне кларка и составляет 34,8 Бк/кг. Для некоторых почвенных разрезов отмечается биогенное накопление. Наиболее высокий уровень удельной активности урана-238 характерен горно-луговым почвам.

Торий-232 довольно распространенный (кларк 0,0012%), еще мало используемый высокотоксичный металл [4]. Для тория, как и для урана, наблюдается незначительное варьирование удельной активности. ^{232}Th в почвах менее подвижен, чем ^{238}U, он почти полностью сорбируется при взаимодействии почв с растворами. Для ^{232}Th отмечается прямая связь между pH и емкостью поглощения [9]. В зависимости от свойств почв в одних случаях отмечается наличие положительной связи между содержанием радиоизотопов тория и количеством органического вещества в почве [10], в других – эта зависимость выражена слабее.

Среднее содержание ^{232}Th в почвах высокогорья Северо-Западного Алтая составляет 25,5 Бк/кг, что соответствует фоновой концентрации этого радионуклида в педосфере исследуемого региона. Максимальный уровень удельной активности тория для горно-тундровых почв составляет 34,1 Бк/кг, а для горно-луговых почв – 49,3 Бк/кг (см. табл).

Внутрипрофильное распределение ^{40}K в почвах различное, что объясняется формированием этих почв на разных почвообразующих породах. В большинстве случаев ^{40}K относительно накапливается в гумусовом горизонте.

Удельная активность ^{40}K в исследуемых почвах значительно варьирует, средняя удельная активность составляет 487,4 Бк/кг (см. табл.). Максимальный уровень удельной активности калия для горно-тундровых почв составляет 865 Бк/кг, а для горно-луговых почв – 998 Бк/кг, соответственно (см. табл.).

Плотность загрязнения почв ^{137}Cs зависит как от количества исходно выпавших продуктов радиоактивного распада, так и от современного состояния почвенного покрова. Выпавшие на поверхность почв искусственные радионуклиды включаются в биогеохимические циклы и их дальнейшая «геохимическая судьба» определяется ландшафтными особенностями территории [7].

Ведущими факторами, определяющие поведение ^{137}Cs в профиле, являются физико-химические свойства почв, тип почвообразования и положение почвы в ландшафтно-геохимической системе [6].

В профиле исследованных горно-тундровых, горно-луговых и горно-лугово-степных почв Северо-Западного Алтая максимальное количество ^{137}Cs обнаружено в верхнем дерновом горизонте (0–10 см), и лишь незначительно нуклид мигрирует по толще почвенного профиля и ниже 15 см обнаруживается очень редко (см. табл.).

Прослеживается значительное варьирование удельной активности загрязнения ^{137}Cs в данном регионе исследования, что определяется как исходными контрастными выпадениями в условиях высотной поясности Тигирекского и Коргонского хребтов, так и пестротой почвенного покрова горных экосистем и ландшафтно-геохимическими обстановками, определяющими дальнейшую биогеохимическую судьбу радионуклида [8].

В горно-тундровых почвах высокогорий, формирующихся в условиях переувлажнения и недостатка тепла, выявлены аномальные по уровню загрязнения ^{137}Cs концентрации (106–203 Бк/кг), превышающие в несколько раз фоновые значения. Около 95% загрязнения сосредоточено в верхнем 2–5 см.

Максимальный уровень удельной активности радионуклида (203 Бк/кг) отмечен в поверхностном слое (0–5 см) дернового горизонта Ад горно-луговой почвы. Высокая удельная активность верхнего горизонта обусловлена, по-видимому, наличием оторфовонного слоя, а также высоким содержанием органического вещества.

Таким образом, выявлена существенная неоднородность в содержании естественных радиоактивных элементов и значительная пестрота удельной активности ^{137}Cs в почвах Северо-Западного Алтая, что обусловлено контрастностью почвообразующих пород, физико-химическими свойствами почв, ландшафтно-геохимическими условиями миграции и аккумуляции элементов.

Литература

1. *Бобров В.А., Гофман А.М. Лабораторный гамма-спектрометрический анализ естественных радиоактивных элементов : Метод. разраб. – Новосибирск : ИГиГ СО АН СССР, 1971. – 68 с.*
2. *Дричко В.Ф., Крисюк Б.Э. и др. Частотное распределение концентраций радия-226, тория-228 и калия-40 в различных почвах // Почвоведение. – 1977. – № 9. – С.75–80.*
3. *Евсеева Л.С. Восстановление урана природными органическими веществами / Химия урана. – М. : Наука, 1981. – С.52–57.*
4. *Журавлев В.Ф. Токсикология радиоактивных веществ. – М. : Наука, 1982. – 203 с.*
5. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М. : Мир, 1989. – 440 с.*
6. *Котова А.Ю., Санжарова Н.И. Поведение некоторых радионуклидов в различных почвах // Почвоведение. – 2002. – №1. – С.108–120.*
7. *Мальгин, М.А., Пузанов А.В. Цезий-137 в почвах Алтайского края // Сибирский экологический журнал. – 1995. – №6. – С.499–509.*
8. *Пузанов А.В., Егорова И.А. и др. ^{137}Cs в высокогорных почвах Северо-Западного Алтая // Мир науки, культуры, образования. – 2007. – №3. – С.16–19.*
9. *Радиоэкология орошаемого земледелия / под ред. Р.М. Алексахина. – М. : Энергоатомиздат, 1985. – 224 с.*
10. *Шуктомова И.И. Изотопы урана и тория в почвах средней тайги района повышенной естественной радиоактивности. // Радиация как экологический фактор при антропогенном загрязнении. – Сыктывкар : Коми фил. АН СССР, 1984. – №67. – С.28–36.*

РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ В ЗОНЕ НАБЛЮДЕНИЯ ТОМСКОГО ИССЛЕДОВАТЕЛЬСКОГО ЯДЕРНОГО РЕАКТОРА ИРТ-Т

В.М. Левицкий

Томский политехнический университет, Томск, Росия

RADIATION CONTROL IN CONTROLED ZONE TOMSK RESEACH NUCLEAR REACTOR IRT-T

V.M. Levitsky

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *In the present paper the study of influence of reseach nuclear reactor IRT-T on environments are presented.*

Данная работа выполнена автором в 1999–2004 гг., когда он работал начальником службы радиационной безопасности реактора ИРТ-Т НИИ ЯФ ТПУ.

Расположенный в северной промышленной зоне г. Томска исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т является источником загрязнения окружающей среды радиоактивными газами и аэрозолями, выбрасываемыми через вентиляционную трубу высотой 40 м после очистки удаляемого воздуха аэрозольными и угольными фильтрами. В газоаэрозольном выбросе реактора ИРТ-Т определены следующие радионуклиды: аргон-41, криптон-85m, криптон-87, криптон-88, йод-131, ксенон-133, ксенон-133m, ксенон-135. Радиоактивность выброса, в основном, определяется активностью аргона-41 [1]. Снижению величины аэрозольных выбросов способствует удаление радиоактивных веществ (осколков деления урана) из теплоносителя с помощью ионообменных смол.

Санитарно-защитная зона реактора ИРТ-Т установлена радиусом 200 м от вентиляционной трубы, а зона наблюдения – радиусом 1 км.

Радиационный контроль в санитарно-защитной зоне и зоне наблюдения осуществляется определением удельной активности почвы, травы, листьев и снега, для чего производится отбор проб в постоянных контрольных

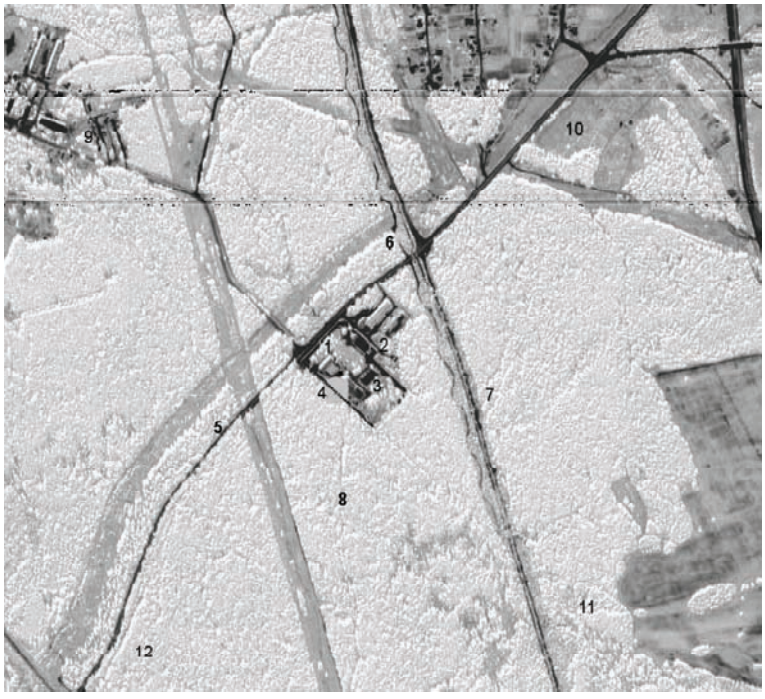


Рис.1. *Схема расположения контрольных точек в зоне наблюдения реактора ИРТ-Т*

Таблица 1. *Удельная активность почвы в зоне наблюдения реактора ИРТ-Т, Бк/кг*

Год		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1999	Cs-137	9,0	4,3	23,0	51,0	32,0	27,2	6,4	11,9	25,0	16,5	2,8	41,5	105,4
	Co-60	0,9	0,9	4,0	6,3	4,5	3,1	0,5	2,5	2,4	4,0	0,8	2,5	5,0
2000	Cs-137	10,1	4,4	21,4	47,8	30,9	25,7	5,9	10,7	23,5	16,3	2,6	35,7	55,4
	Co-60	0,8	0,8	3,8	5,9	4,4	2,7	0,7	2,3	2,1	3,4	0,7	2,4	2,1
2001	Th-232	19,2	13,5	17,4	14,0	15,5	18,8	14,5	13,5	14,3	14,5	12,5	11,2	10,5
	Cs-137	5,0	0,7	1,6	28,2	9,2	9,4	27,3	11,4	8,9	13,5	22,3	26,1	36,0
	K-40	271,4	259,0	275,0	223,0	269,0	190,1	235,0	237,1	260,0	250,1	241,3	260,0	152,1
	Ra-226	11,9	9,1	12,5	13,9	15,4	10,2	10,1	15,0	11,5	15,0	8,5	8,9	8,5
2002	Th-232	16,7	14,2	17,1	16,8	14,1	14,2	17,1	19,4	30,1	24,7	21,4	20,4	24,9
	Cs-137	10,2	9,4	10,2	12,4	11,2	12,1	11,9	17,5	10,3	19,2	17,9	16,9	20,1
	K-40	301,4	211,7	201,2	214,5	241,4	270,9	112,4	201,5	299,8	271,8	284,9	271,2	301,9
	Ra-226	14,2	11,7	7,4	6,8	17,2	12,2	14,1	11,1	7,2	10,4	11,6	17,4	11,4
2003	Th-232	21,8	29,4	22,7	16,7	31,4	29,4	31,4	10,7	31,4	26,4	30,4	14,2	16,8
	Cs-137	11,7	14,7	13,9	11,1	22,4	11,7	12,2	12,4	11,2	14,3	21,5	11,3	10,1
	K-40	214,5	299,1	309,4	292,1	186,7	194,5	271,4	291,2	249,1	300,2	355,2	201,9	205,4
	Ra-226	10,2	12,2	14,1	9,0	13,4	11,3	10,5	11,4	10,5	11,7	20,0	11,2	11,7
2004	Th-232	14,2	14,2	14,2	16,1	14,1	16,1	14,4	16,1	30,1	29,4	19,4	17,4	16,1
	Cs-137	11,3	8,8	9,1	12,2	11,1	10,5	9,9	8,8	10,7	14,6	12,4	13,6	12,2
	K-40	105,4	200,6	105,6	126,4	140,8	171,4	110,1	11,4	202,2	164,6	155,3	201,4	203,1
	Ra-226	12,1	11,3	6,8	11,2	14,1	12,2	14,2	12,1	11,4	14,2	13,1	14,7	11,1

Таблица 2. *Удельная активность травы в зоне наблюдения реактора ИРТ-Т, Бк/кг*

Год		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1999	Cs-137	0,7	<0,9	1,0	2,1	<0,8	1,6	0,6	2,6	2,0	1,6	1,2	1,6	<0,1
	Co-60	2,4	6,1	10,9	17,6	10,8	8,3	18,4	12,5	9,0	10,6	3,6	9,7	0,7
2000	Cs-137	<0,1	2,0	<0,9	<0,1	1,9	<0,7	1,7	1,5	2,8	2,3	1,5	1,3	1,7
	Co-60	0,7	16,5	11,1	0,7	18,3	9,5	7,9	17,6	11,4	9,4	9,4	3,7	9,4
2001	Th-232	20,6	35,2	6,5	22,7	14,5	17,5	21,0	46,8	26,2	18,3	25,2	26,7	23,8
	Cs-137	<0,6	<0,6	6,5	<0,6	<0,6	1,9	3,3	9,7	6,4	<0,6	<0,6	10,5	1,8
	K-40	576,6	100,5	1080,1	706,1	765,0	666,3	603,5	999,3	1217,0	560,8	1925,7	1110,5	1242,7
	Ra-226	11,3	20,8	<6,5	21,3	12,1	14,9	<6,5	14,4	22,2	16,5	<6,5	12,9	<6,5
	Co-60	41,5	11,1	30,7	24,3	27,5	26,8	17,0	67,0	52,1	8,7	55,5	22,5	330,5
2002	Th-232	22,7	21,4	21,7	49,5	60,1	51,4	61,4	44,3	47,1	44,2	51,4	61,4	61,4
	Cs-137	20,0	14,5	14,5	17,1	22,4	27,2	24,2	21,2	19,4	27,3	24,6	22,9	30,5
	K-40	670,4	900,2	995,7	829,4	1701,5	1210,5	924,6	855,7	921,8	827,1	914,9	1112,9	1000,4
	Ra-226	11,7	14,7	11,1	12,1	17,8	21,6	13,7	12,1	14,7	17,7	16,6	17,4	20,1
	Co-60	102,5	111,5	84,9	202,2	217,3	182,4	96,9	114,7	121,4	114,3	121,4	86,9	114,9
2003	Th-232	50,4	61,4	57,2	47,9	44,8	57,2	60,1	64,3	61,5	61,7	61,7	49,2	61,4
	Cs-137	31,6	26,2	25,6	20,5	21,3	34,7	29,3	22,0	31,4	23,4	30,4	26,1	31,2
	K-40	902,9	995,8	1341,6	1245,4	1026,4	899,1	1234,9	1007,3	1071,4	955,4	1210,7	957,4	955,7
	Ra-226	20,1	11,5	17,8	14,5	17,7	20,0	21,1	11,6	14,6	12,2	20,7	14,2	21,8
	Co-60	106,9	98,2	95,4	117,9	855,9	100,6	97,7	85,4	826,9	100,1	171,4	102,5	95,9
2004	Th-232	50,1	66,2	55,4	16,4	42,4	41,4	44,9	35,4	33,4	39,4	33,4	36,4	64,2
	Cs-137	30,2	59,4	24,4	22,2	23,2	29,2	24,3	22,4	16,4	14,2	12,1	92,4	99,6
	K-40	801,4	901,2	1021,4	1020,6	1124,3	705,4	999,4	844,7	902,5	851,4	711,4	902,5	801,4
	Ra-226	19,4	10,2	16,4	16,4	15,4	14,1	14,2	12,1	14,2	15,1	13,2	13,4	11,4
	Co-60	104,6	93,5	94,2	107,2	805,7	54,3	84,3	54,7	56,1	54,1	56,4	99,4	102,0

Таблица 3. *Бета-активность снега в зоне наблюдения реактора ИРТ-Т, 10^{-4} Ки/км^2*

Год	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1999	8,1	1,9	0,9	1,8	2,2	0,7	2,3	6,7	1,6	0,3	1,9	0,2	0,9
2000	25,9	18,9	12,9	19,3	15,9	20,6	25,2	22,9	23,8	20,1	18,4	17,4	13,6
2001	7,2	12,0	15,8	12,6	22,2	14,3	12,5	12,8	19,3	13,7	13,0	16,1	16,6
2002	52,8	57,5	46,0	77,9	127,0	145,0	95,7	60,5	144,0	108,0	42,7	65,4	73,0
2003	16,9	53,5	34,9	26,0	42,7	23,8	14,4	63,3	52,0	62,0	55,6	46,5	144,0
2004	14,5	261,0	57,3	25,7	40,6	42,5	54,5	77,4	82,6	93,5	16,9	57,2	78,0

точках, схема расположения которых приведена на рисунке1.

Подготовка проб для аналитических исследований осуществлялась по стандартной методике, включающей сушку в естественных условиях, дробление и истирание до 200 меш с соблюдением необходимых мер, исключающих их техногенное загрязнение. Подготовленные пробы упаковывались в литровые сосуды Маринеля с крышкой и выдерживались три недели до начала измерений.

Исследования проведены в лаборатории радиационного контроля ТПУ. Удельная активность радионуклидов регистрировалась методом гамма-спектрометрии с использованием полупроводникового германиево-литиевого детектора ДГДК-100В, расположенного в низкофоновой камере. Спектрометр аттестован в центре метрологии ионизирующих излучений "ВНИИФТРИ" Госстандарта России.

Пробы снега выпаривались до сухого остатка, общая бета-активность которого определялась на установке малого фона УМФ-1500 с торцовым счетчиком.

Результаты радиационного контроля почвы приведены в таблице 1. Удельная активность травы приведена в таблице 2. Бета-активность снега приведена в таблице 3.

Литература

1. *Варлачев В.А., Гусаров О.Ф., Заболотнов С.А., Левицкий В.М. и др. Исследовательский ядерный реактор ИРТ-Т : пособие по производственной практике и стажировке. – Томск : Изд-во ТПУ, 2002. – 56 с.*

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ПРИРОДНЫХ СРЕДАХ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ СО СЛОЖНОЙ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКОЙ ЮГА ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Е.Г. Язиков

Томский политехнический университет, г. Томск, Росия, YazikovEG@tpu.ru

RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENTS OF THE URBANIZED TERRITORIES WITH DIFFICULT TECHNOGENIC LOADING OF THE SOUTH OF WESTERN SIBERIA

E.G. Yazikov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The report presents the obtained data on studying the radio-geo-chemical features of solid-phase isolations from a snow cover and soils at the urbanised territories of industrial regions It is noticed that the lowered values of radioactive elements are characteristic for areas background and where extract oil and gas. The raised concentration of uranium are marked in areas with rare metals manufacture and mining manufacture. For the majority of industrial regions the mixed nature of receipt of radioactive elements for the account of an industrial and building dust, and also influence of a heat power complex is characteristic. Specific feature of territories with the enterprises of a nuclear-fuel cycle is presence of "hot" particles.*

Урбанизированные территории Западной Сибири характеризуются сложной техногенной нагрузкой за счет размещения разнопрофильных предприятий. В районах верхней и средней части бассейна р. Обь действуют многочисленные химические производства и металлургические комплексы, горнодобывающие предприятия, а также предприятия ядерно-топливного цикла (Томск, Усть-Каменогорск, Новосибирск). В районах средней и нижней части бассейна ведется интенсивная добыча нефти и газа. Спецификой Томской области в данном регионе является наличие Сибирского химического комбината с его производством ядерно-топливного цикла.

Особенности содержания радиоактивных элементов в твердофазных выделениях снегового покрова территорий промышленных районов определяются спецификой производств. Так, для территории нефтегазодобывающего района концентрации данных элементов в пылеаэрозольных выпадениях довольно низкие (U – 0,5 мг/кг, Th – 4,5 мг/кг), тогда как для урбанизированных

Таблица 1. *Содержания радиоактивных элементов и величина общей нагрузки ($P_{общ}$) в твердом осадке снега урбанизированных территорий с разнопрофильным производством юга Западной Сибири*

Районы	U, мг/кг	Th, мг/кг	Th/U	$P_{общ}$, г/км^2 · сут	
				U	Th
НГДР (Томская обл., г. Стрежевой)	0,5 / <0,1–1,2 37	4,5 / 0,5–7,1 37	9	0,049	0,441
УДР (Кемеровская обл., г. Междуреченск)	3,9 / 2,1–6,7 22	10,4 / 5,7–19 22	2,6	1,23	3,28
ГДР (Хакасия, Тейское м-ие)	4,8 / 0,8–10,2 5	3,9 / 2,3–5 5	0,8	0,7	0,6
РММО (Алтайский край, г. Рубцовск)	3,3 / 0,5–7 13	10,1 / 3,9–24 13	3,1	1,2	3,7
РРП (Томская обл., г. Томск)	4,4 / 0,1–8,2 28	9,1 / 4,3–14 28	2,1	0,36	0,74
РЯТЦ (Томская обл., г. Северск)	3,2 / 0,8–8 60	11,4 / 3,2–22 60	3,6	0,49	1,74
РНХП (Томская обл., Томский нефтехимический комбинат)	3,9 / 0,6–12,6 23	14,6 / 11,2–25,8 23	3,7	0,37	1,37
РРМП (Восточный Казахстан, Ульбинский комбинат)	5,6 / 5,3–6,8 3	3,9 / 2,8–7,4 3	0,7	0,57	0,4
ТЭК (Томская обл., ГРЭС-2)	3,5 / 2,8–4,2 5	7,8 / 3,9–10,5 5	2,2	0,07	0,15
СХР (Томская обл., Томский район, сельские населенные пункты)	3,6 / 0,5–10,3 110	15,4 / 1,6–64 110	4,3	0,14	0,6
Региональный фон (Шатилов, 2001)	0,2	2,9	14,5	0,001	0,02
Кларк ноосферы (Глазовская, 1988)	1,9	7,6	4	0,019	0,076

Примечание: в числителе – среднее, знаменателе – разброс значений и количество проб; районы: НГДР – нефтегазодобывающий; УДР – угледобывающий; ГДР – горнодобывающий; РММО – машиностроения и металлообработки; РРП – разнопрофильное производство; РЯТЦ – с предприятиями ядерно-топливного цикла; РНХП – нефтехимическое производство; РРМП – редкометалльное производство; ТЭК – теплоэнергетический комплекс; СХР – сельскохозяйственный; Рфон – региональный фон.

территорий с разнопрофильным производством, в частности района с редкометалльным производством (U – 5,6 мг/кг, Th – 3,9 мг/кг; Ульбинский комбинат, Восточный Казахстан) и горнодобывающего (U – 4,8 мг/кг, Th – 3,9 мг/кг; Тейское железорудное месторождение, п. Вершина Теи, Хакасия) концентрации урана повышенные (табл. 1). По величине среднесуточного выпадения радиоактивных элементов выделяются следующие районы: угледобывающий (U – 1,23 г/км^2·сут, Th – 3,28 г/км^2·сут), машиностроения и металлообработки (U – 1,2 г/км^2·сут, Th – 3,7 г/км^2·сут).

Радиогеохимическая типизация урбанизированных территорий по величине торий-уранового отношения в твердом осадке снега позволяет выделить три характерных области (рис. 1).

Для первой области (I) отношение Th/U равно более 5 единиц (ториевая природа). В эту группу входят территории, для которых фиксируются низкие содержания радиоактивных элементов. Как правило, такие значения тория-уранового отношения характерны для фоновых районов Западно-Сибирского региона и районов нефтегазодобывающего комплекса. Для второй области (II) величина Th/U изменяется от 2 до 5 единиц. В эту группу попадает довольно большое количество районов с разнопрофильным производством, в том числе и с теплоэнергетическим комплексом. Они характеризуются смешанной природой поступления естественных радиоактивных элементов от различных производств. Для третьей области (III) Th/U отношение близко к 1 единице и ниже. В эту группу входят промышленные районы, в производстве которых отмечаются повышенные концентрации урана. Среди них выделяются территория с редкометалльным производством в Восточном Казахстане, представленная Ульбинским комбинатом, и район добычи железной руды на Тейском месторождении в Хакасии. Данные производства характеризуются как техногенным поступлением урана в случае работы предприятий с редкометалльной специализацией, так и природными повышенными концентрациями в твердофазных выделениях горнодобывающего предприятия.

Метод осколочной радиографии позволяет по изотопу урана-235 и другим делящимся элементам (Am, Pu, Np и др.) выявлять особенности распределения радиоактивных элементов. По данным f-радиографии, распределение урана в пылеаэрозольных выпадениях снегового покрова территорий с разнопрофильным производством имеет равномерный и неравномерный характер, который связан с различными формами нахождения радиоактивных элементов. Так, наиболее равномерный характер распределения урана установлен в твердофазных выделениях снегового покрова нефтегазодобывающего района (рис. 2, а). В районах угледобычи и металлообработки наряду с равномерным характером распределения треков от осколков деления урана-235 фиксируются и отдельные единичные скопления (рис. 2, б). Как показали детальные исследования форм нахождения урана в углях С.И. Арбузовым, Л.П. Рихвановым, В.В. Ершовым и А.В. Волостновым (Арбузов и др., 2002; Волостнов, 2004), в золе легких фракций угля содержание урана в 2–4 раза выше, чем в золе тяжелых. Данный факт указывает на избирательное накопление урана на органи-

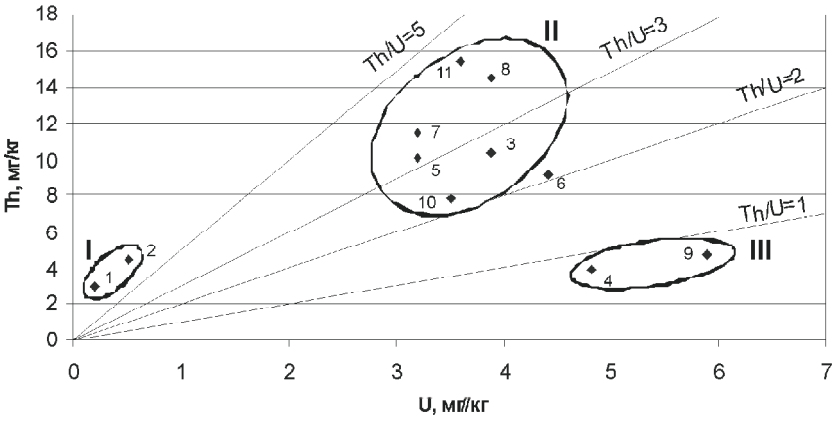


Рис. 1. *Радиогеохимическая типизация пылеаэрозольных выпадений в снеговом покрове урбанизированных территорий с разнопрофильным производством юга Западной Сибири: 1 – фон (по данным А.Ю. Шатилова, 2001). Районы: 2 – нефтегазодобывающий; 3 – угледобывающий; 4 – горнодобывающий (железорудный); 5 – машиностроения и металлообработки; 6 – многопрофильного производства; 7 – с предприятиями ядерно-топливного цикла; 8 – нефтехимического производства; 9 – редкометалльного производства; 10 – теплоэнергетического комплекса; 11 – сельскохозяйственный*

ческом веществе угля и возможности поступления его в окружающую среду с выбросами теплоэнергетического комплекса. Районы с предприятиями ядерно-топливного цикла (РЯТЦ) характеризуются специфической радиоэкологической обстановкой, которая в большей степени определяется внештатными ситуациями. В случае залпового аварийного выброса 6 апреля 1993 г. на радиохимическом заводе Сибирского химического комбината (г. Северск) в районе следа в снеговом покрове было установлено большое количество "горячих" частиц 1-го рода микронного размера с мощностью гамма-излучения более 24 мР/ч. Так, одна из обнаруженных нами частиц размером 10 мкм давала мощность экспозиционной дозы гамма-излучения – 34 мР/ч. В гамма-спектре этой частицы преобладали изотопы циркония-95, ниобия-95, рутения-103, рутения-106 и других, а также обнаруживалось присутствие америция-241 (Рихванов, 1997). В последующие годы радиоизотопный анализ твердого осадка снегового покрова выявил в снеговых

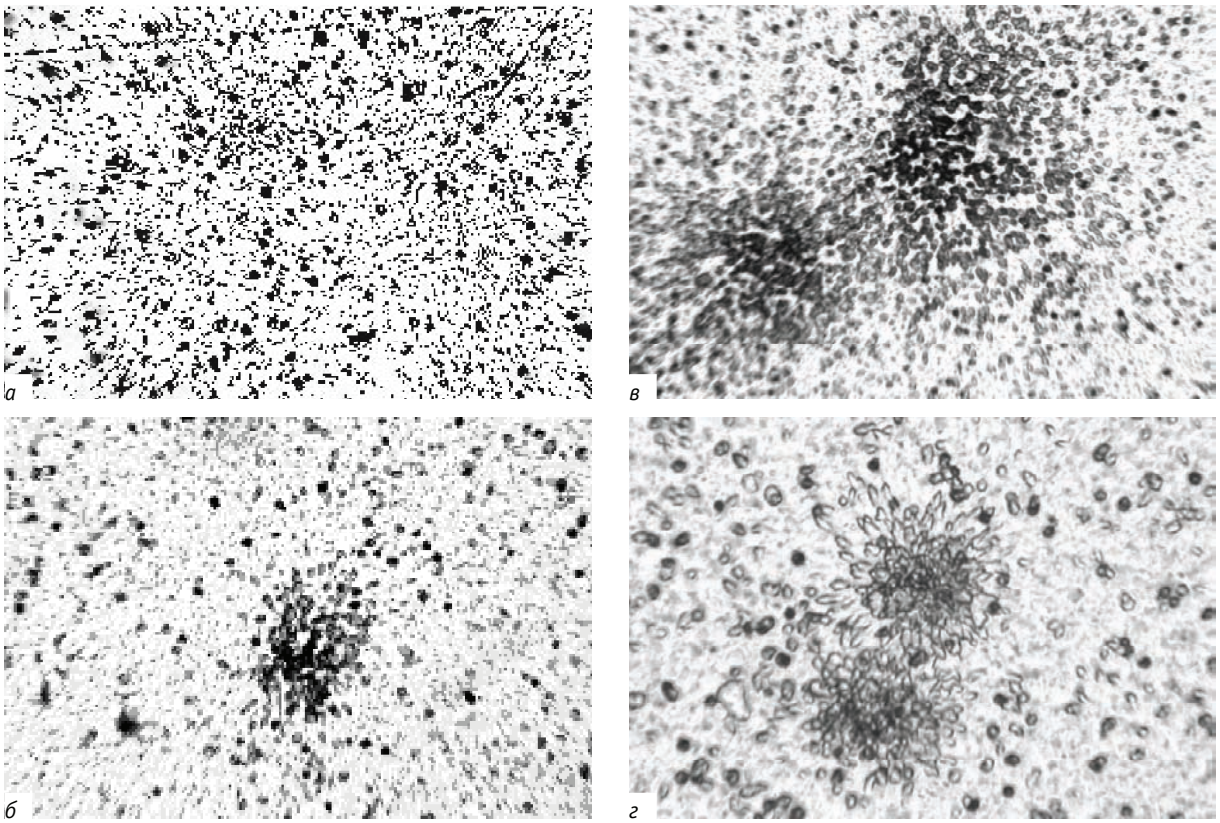


Рис. 2. *Характер распределение треков от осколков деления урана-235 в твердом осадке снега. Детектор лавсан. Увел. 160–180^{X}: а) равномерное – в нефтегазодобывающем районе; б) отдельные скопления – в угледобывающем районе; в, г) скопления и микровключения собственных минералов – в районе с предприятиями ядерно-топливного цикла*

пробах г. Северска изотопы ^{239}Pu, а также более высокий уровень содержаний ^{234}U, ^{238}U и ^{235}U по сравнению с г. Томском. При этом все повышенные концентрации изотопов урана наблюдаются вблизи СХК, а отношение ^{235}U к ^{238}U, равное 0,635, указывает на их явное техногенное происхождение (Сарнаев и др., 1995). Специфической особенностью района с предприятиями ядерно-топливного цикла, по данным f-радиографии, является неравномерный характер распределения делящихся радиоактивных элементов, которые представлены как единичными треками, так и в виде многочисленных разнообразных по своему размеру звезд с плотностью до 10 звезд/см^2 (рис. 2, в, г). Присутствие треков в виде звездчатых выделений характеризует как собственные минеральные образования оксида урана, установленные нами современными минералогическими методами, так и, возможно, присутствие "горячих" частиц 2-го рода (Гритченко и др., 2001).

Вещественный и минеральный составы пылеаэрозольных выпадений характеризуются природными и техногенными составляющими, причем соотношение частиц в разных районах различно и зависит от специфики производства, а также локальных источников воздействия. Основу аэрозольных выпадений нефтегазодобывающего района составляют микрочастицы природного генезиса (кварц), а из техногенных отмечается сажа от горящих факелов. В пробах угледобывающего района Кузбасса преобладают частицы техногенного происхождения в виде угольной пыли, что связано с деятельностью многочисленных угольных разрезов. В твердом осадке снегового покрова горнодобывающего железорудного района Хакасии преобладают частицы вмещающих пород, обусловленные горно-взрывными работами на карьере.

Детальное изучение минерального состава проб твердого осадка снега с помощью современных минералогических методов на территории района с предприятиями ядерно-топливного цикла позволило диагностировать природные и техногенные составляющие. При рентгенофазовом анализе проб были установлены фазы природного и искусственного происхождения. Из природных минералов в пробах присутствуют кварц, плагиоклаз, а также в очень малом количестве – глинистые минералы (иллит-монтмориллонит, гидробиотит) и в следовых количествах – хлорит. Материал техногенного происхождения представлен преимущественно микросферулами и состоит, главным образом, из муллита (сферические частицы белого цвета) и магнезиоферрита. Магнезиоферрит является главной фазой в выделенной из пробы магнитной фракции. По внешнему виду представляет собой мельчайшие сферические частицы черного цвета в ассоциации с небольшим количеством гематита. С помощью растрового электронного микроскопа в твердом осадке снега выявлены полые микросферулы в больших количествах. Размер их варьирует от долей до нескольких микрон, и микродифракционно установлено, что данные микросферулы являются муллитом. Их основа – Si и Al с небольшим содержанием Fe, Ti, Ca и других элементов. Небольшие кристаллики (X) в центре полиаморфного агрегата дают микродифракционную картину, отвечающую гранецентрированной ячейке кубического кристалла с параметром элементарной ячейки a=5,30 Å, что характерно для оксида урана (рис. 3).

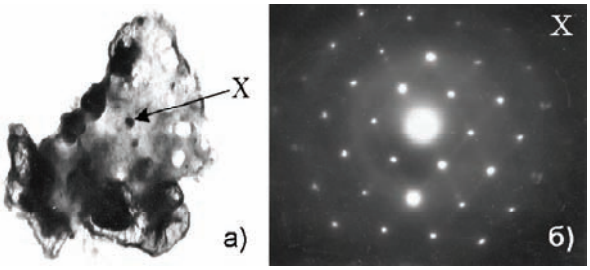


Рис. 3. *Полиаморфный агрегат в твердом осадке снега с частичками оксида урана (X) (а) и его микродифракционная картина (б). Изображение в растровом электронном микроскопе. Увел. 1500^x*

Почвы урбанизированных территорий промышленных районов юга Западной Сибири имеют свои радиогеохимические особенности. Так, в нефтегазодобывающем районе они характеризуются пониженными значениями радиоактивных элементов (U – 0,8 мг/кг, Th – 4,2 мг/кг), тогда как максимальные значения урана (3,8 мг/кг) и тория (12,3 мг/кг) приходятся на почвы горнодобывающего района Хакасии (табл. 2). При этом следует учесть, что мощность экспозиционной дозы хвостов обогащения Тейского Fe-рудного месторождения горнодобывающего района в отдельных случаях достигает 78 мкР/ч (Парубин и др., 1985ф), что объясняется природной повышенной концентрацией урана.

Для городских почв угледобывающего района величина урана и тория равна соответственно 2,2 и 7,1 мг/кг при незначительном разбросе содержаний радиоактивных элементов. В данном случае основную долю радиоактивных элементов в почвы вносят золы отопительных котельных, которые используют для планировки городской территории. Аналогичная картина наблюдается и в почвах территорий с размещением металлургических производств (U – 2,2 мг/кг, Th – 6,9 мг/кг), где в исходной железной руде месторождений (Шерегеш, Таштагол и др.) устанавливаются повышенные концентрации урана, которые в последующем попадают в металлургические шлаки. При этом для планировки городской территории нередко используются металлургические шлаки повышенной радиоактивности, которые были обнаружены нами с помощью гамма-радиометрической и гамма-спектрометрической съемок.

В почвах промышленной территории района машиностроения и металлообработки с его мощным литейным производством также фиксируется повышенная концентрация урана (4,5 мг/кг), причем на данной территории установлены радиоактивные аномалии в отдельных местах с мощностью экспозиционной дозы более 3000 мкР/ч, характеризующиеся цезиевой (Cs-137) природой радиоактивности, обусловленной как попаданием в переплав радиоактивных источников, так и использованием модифицирующей смеси с высокими концентрациями урана (320 г/т) и тория (1485 г/т) в техно-

Таблица 2. *Содержания радиоактивных элементов и их отношения в почвах промышленных районов юга Западной Сибири (данные ИНАА)*

Промышленные районы	Уран, мг/кг			Торий, мг/кг			Th/U	Кол-во проб
	X±δ	Min/max	S	X±δ	Min/max	S		
НГДР	0,8±0,09	0,5/1,2	0,28	4,2±0,25	2,8/5,8	0,8	5,2	10
УДР	2,2±0,11	1,8/2,7	0,34	7,1±0,35	5,6/9,3	1,1	3,2	10
ГДР	3,8±0,46	1/5	1,31	12,3±1,27	9,4/20,2	3,6	3,2	8
РММО	4,5±0,23	2,1/7,3	1,51	7,3±0,21	4,2/9	1,12	1,6	8
РРП	2,2±0,07	0,5/6	1,1	7,2±0,33	2,7/16,1	1,9	3,3	218
РЯТЦ	1,6±0,12	0,5/6	1,36	5,7±0,11	3/8,8	1,29	4,8	135
РНХП	1,4±0,47	0,5/5,2	1,49	5,3±0,38	3/6,5	1,2	5,3	10
РМП	2,2±0,32	0,5/5,2	1,45	6,9±0,33	3/8,9	1,48	3,1	20
СХР	2,4±0,18	0,5/10,3	1,78	6,6±0,33	0,4/16	3,29	2,8	101
Фон	0,5	0,5/0,5		3,7	2,1/5,7	1,72	7,4	5
Кларк в земной коре по А.П. Виноградову, 1962	2,5		13			5,2		

Примечание: X – среднее; Min/max – минимум/максимум; S – стандартное отклонение; промышленные районы: НГДР – нефтегазодобывающий; УДР – угледобывающий; ГДР – горнодобывающий; РММО – район машиностроения и металлообработки; РРП – район многопрофильного производства; РЯТЦ – район с предприятиями ядерно-топливного цикла; РНХП – район нефтехимического производства; РМП – район металлургического производства; СХР – сельскохозяйственный район.

логии упрочнения металла. Для почв урбанизированных территорий других промышленных районов с многопрофильным (U – 2,2 мг/кг; Th – 7,2 мг/кг) и нефтехимическим (U – 1,4 мг/кг; Th – 5,3 мг/кг) производствами концентрации урана и тория значительно ниже кларка (U – 2,5 мг/кг; Th – 13 мг/кг) в земной коре, по А.П. Виноградову (1962).

Почвы районов с размещением предприятий ядерно-топливного цикла характеризуются невысокими концентрациями радиоактивных элементов (U – 1,2 мг/кг; Th – 5,7 мг/кг), однако разброс значений как по урану (от 0,5 до 10,3 мг/кг), так и по торию (от 0,4 до 16,1 мг/кг) значителен, что свидетельствует о неоднородном характере распределения радиоактивных элементов в данной природной среде. Причем, по данным f-радиографии, распределение урана имеет как равномерный, так и неравномерный характер, что обусловлено различными формами нахождения радиоактивных элементов. Наиболее распространенными формами являются как молекулярное рассеяние урана (рис. 4, а), так и его присутствие в виде примесей, которые проявляются отдельными скоплениями треков от осколков деления урана-235 (рис. 4, б). При этом характерной особенностью почв из района с наличием предприятия ядерно-топливного цикла являются “звездчатые” скопления треков, которые могут характеризовать как собственные минеральные выделения оксидов урана, так и “горячие” частицы, представленные выделениями делящихся элементов (уран-235, плутоний-239 и др.) (рис. 4, в, г, д, е). Ранее подобные результаты фиксировались Л.П. Рихвановым, С.И. Сарнаевым, В.В. Архангельским.

Радиогеохимическая типизация почв по торий-урановому отношению урбанизированных территорий промышленных районов юга Западной Сибири позволяет отметить, что низкие содержания радиоактивных элементов в почвенном покрове характерны для фонового участка (заказник “Томский”) и нефтегазодобывающего района, при этом величина торий-уранового отношения больше 5 единиц (рис. 5). Для почв с нарушенным соотношением радиоактивных элементов за счет техногенной трансформации депонирующей среды величина отношений изменяется от 2,5 до 4 единиц, что характерно для урбанизированных территорий основных промышленных районов: нефтехимического, металлургического, угледобывающего, с предприятиями ядерно-топливного цикла и сельскохозяйственного назначения.

Для почв сельскохозяйственного района величина торий-уранового отношения равна 2,8 единиц, что в какой-то мере определяется применением минеральных удобрений. Почвы горнодобывающего (железорудного) района характеризуются повышенными содержаниями урана и тория, при величине торий-уранового отношения равного 3,2 единиц. Для почв территории района машиностроения и металлообработки устанавливаются повышенные значения урана при средних концентрациях тория, что соответствует величине Th/U отношения меньше 2 единиц.

Минеральный состав почв урбанизированных территорий сложный и по результатам рентгенофазового анализа в них выделяется преимущественно природная составляющая. Исследование почв различных территорий позволяет отметить близость их минерального состава. Так, в почвах угледобывающего района устанавливаются кварц, альбит, гематит (гетит), кальцит, гипс, каолинит, слюда, монтмориллонит, тогда как в пробах почв многопрофильного производства фиксируется кварц, альбит, микроклин, гематит, слюда, хлорит, монтмориллонит, каолинит и гипс. Почвы промышленной территории района машиностроения и металлообработки характеризуются также близким составом и включа-

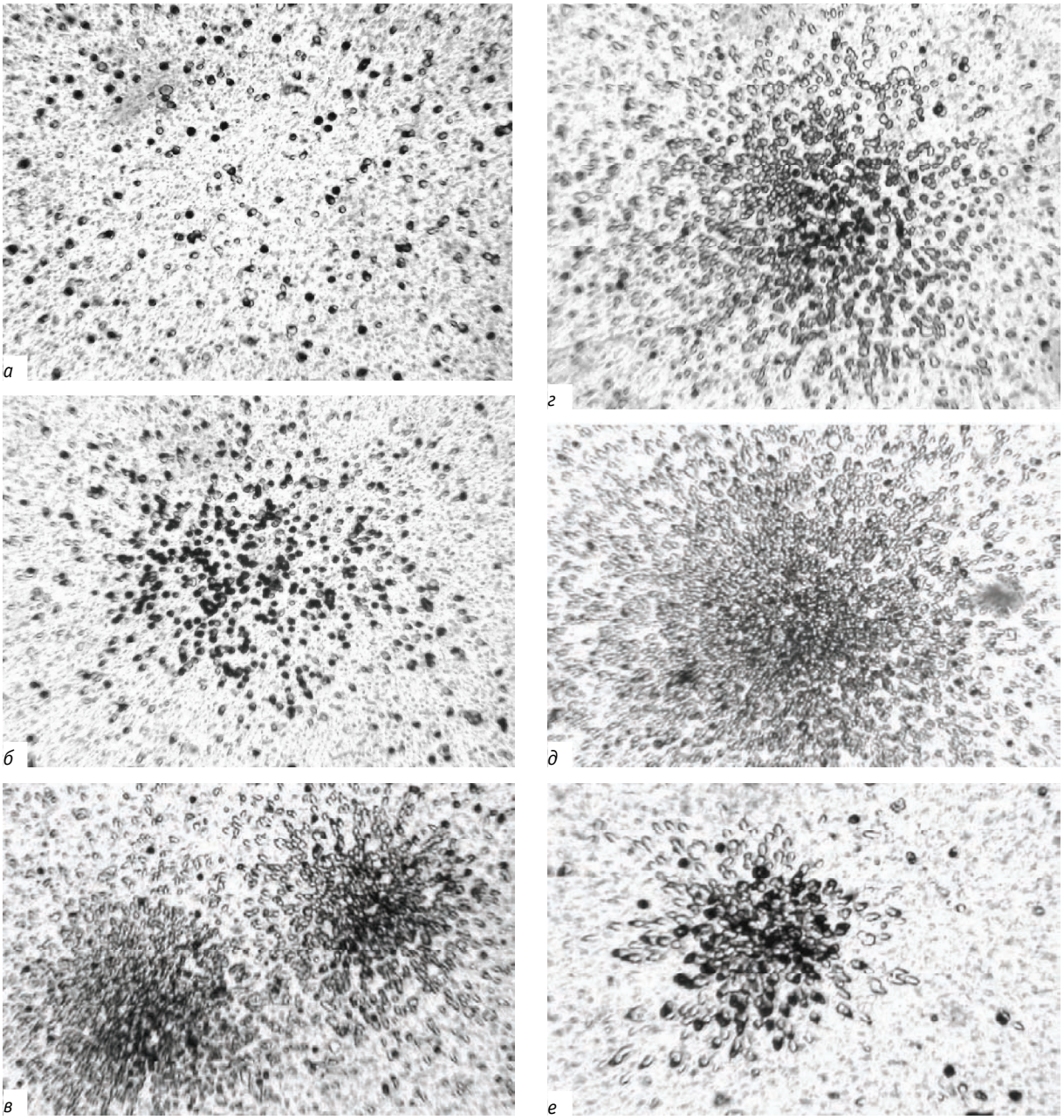


Рис. 4. *Характер распределение треков от осколков деления урана-235 и других делящихся элементов в почвах. Детектор лавсан. Увел. 160–180^{X}: а) равномерное; б) отдельные скопления; в, е) звезды в виде микровключений делящихся элементов в районе с предприятиями ядерно-топливного цикла*

ют кварц, альбит, микроклин, слюда, каолинит, гематит и хлорит.

В данном случае техногенная составляющая занимает незначительную часть в общем объеме пробы, и без специальной пробоподготовки эту компоненту определить трудно. Детальное изучение минерального состава проб почв из района с размещением предприятия ядерно-топливного цикла современными методами анализа показало, что они содержат наряду с частицами природного характера (кварц, плагиоклаз, иллит-монтмориллонит, гидробиотит и хлорит) и техногенные образования. По данным рентгенофазового анализа установлено техногенное вещество, представленное мелкими металлическими сферическими частицами магнезиоферрита, в тесной ассоциации с которым наблюдается в небольшом количестве гематит. Почва в просвечивающем и растровом электронном микроскопе представляет собой смесь минералов, среди которых отмечаются частицы кварца, слоистого алюмосиликата, полевого шпата, асбеста, тодорокита и углеродистого вещества. Наряду с этим установлены микродифракционные картины для муллита, графита, асбеста, бадделеита и тэнита.

Таким образом, по данным изучения радиогеохи-

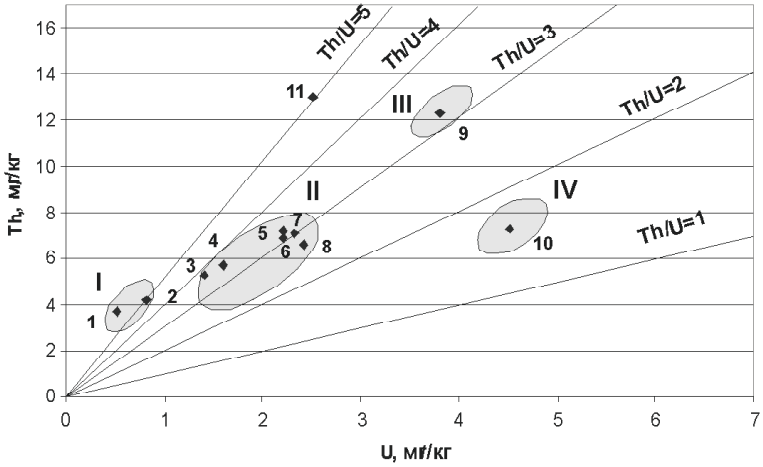


Рис. 5. *Радиогеохимическая типизация почв урбанизированных территорий промышленных районов юга Западной Сибири: I: 1 – фон; 2 – НГДР; II: 3 – РНХП; 4 – РЯТЦ; 5 – РРП; 6 – РМП; 7 – УДР; 8 – СХР; III: 9 – ГДР; IV: 10 – РММО; 11 – кларк в земной коре по А.П. Виноградову (1962)*

мических особенностей твердофазных выделений снегового покрова и почв урбанизированных территорий разнопрофильных промышленных районов отмечается, что пониженные значения радиоактивных элементов характерны для районов фоновых и нефтегазодобычи. Повышенные концентрации урана отмечаются в районах с редкометалльным производством и горнодобывающего производства. Для большинства промышленных районов характерна смешанная природа поступления радиоактивных элементов за счет производственной и строительной пыли, а также влияния теплоэнергетического комплекса. Специфической особенностью территорий с предприятиями ядерно-топливного цикла является присутствие в твердофазных выделениях "горячих" частиц.

GAUSSIAN FITTING IN GAMMA-RAY SPECTRAL DECOMPOSITION

Chen Fu, Nanping Wang

China University of Geosciences, China, fuluquan@126.com

ГАУССОВСКОЕ ПРИБЛИЖЕНИЕ В ГАММА-ЛУЧЕВОЙ СПЕКТРАЛЬНОЙ ДЕКОМПОЗИЦИИ

Чен Фу, Нанпинг Ванг

Университет геологических наук Китая

Abstract. *In order to extract the information of ^{137}Cs (662 keV) from an overlapping peaks spectrum measured with in-situ gamma-ray spectrometer employed a scintillation detector, we research on Gaussian function to separate tri-overlapping peaks of ^{228}Ac (583 keV) and ^{214}Bi (609 keV) and ^{137}Cs (662 keV) photopeak. The spectral model is optimized and explained by the Gaussian fitting algorithm. After processing experiment spectrum data, the fitting optimization index is 0.99 between fitting value and original value. Gaussian fitting is feasible for gamma-ray spectrum analysis for a scintillation detector. Finally, a verification experiment is performed. The peak of ^{137}Cs can be extracted correctly from tri-overlapping peaks. The method is great important for studying and applying in-situ gamma-ray spectrometry to estimate contamination of ^{137}Cs in environmental radiation and nuclear accident emergency.*

1. Introduction

With the large-scale development of nuclear power stations in recent years, the risk of nuclear accident is also increasing.^{137}Cs is one of the important radionuclides that are generated during nuclear accident . It can float in the atmosphere and then drops to the ground due to gravitation and rain. In fact, whole Northern Hemisphere is contaminated by ^{137}Cs due to nuclear tests and Chernobyl nuclear accident. Because of the relatively long half-life, significant contribution to effective dose in people's whole life and easy measurement, ^{137}Cs can be chosen to estimate the contaminated areas of the ground [1–2].

In-situ gamma-ray spectrometry is mainly used for geological mapping and environmental radiation assessment. Since 1980s, airborne gamma-ray spectrometry has been worldwide used for radioactive pollution investigation and evaluation in environment, uranium taillings pond and contaminated areas of artificial radionuclide cesium caused by nuclear tests and nuclear accidents [3]. Because of NaI (Tl) detector's high efficiency and convenience, it is widely used in the field for gamma-ray measurement. As NaI (Tl) detector's low resolution and high Compton scattering background, when the artificial radionuclide ^{137}Cs exists, the measured peaks of a spectrum will be overlapped with ^{137}Cs (662 keV), ^{134}Cs (605 keV), ^{214}Bi (609 keV) and ^{208}Tl (583 keV), resulting in high error of activities of ^{137}Cs and ^{134}Cs in calculation [4]. Therefore, it is significant to study a fitting algorithm for getting the information of ^{137}Cs correctly. In this paper, Gaussian fitting algorithm is used for gamma-ray spectral decomposition.

2. Principle of Gaussian fitting

The energy peaks of a nuclide in a measured spectrum by multi-channels gamma-ray spectrometer generally accord with the law of statistical fluctuation of radiation, bellshaped distribution (Gaussian distribution).

Gaussian distribution is described by the following equation:

$$G(x_j) = \sum_i G_i(x_j) = \sum_i A_i \exp[-4(\ln 2)*(\frac{x_j - p_i}{B_i})^2], \quad (1)$$

where A_i, B_i and p_i are the peak height value, FWHM and center of the *i*-th peak respectively [6].So we should determine these three parameters that are used to characterize the peaks. When the Gaussian fitting with least squares approximation is used, the MATLAB optimization toolbox provides 'lsqcurvefit ()' function, which can solve the problem of least squares curve fitting [5]. By default lsqcurvefit chooses the algorithm which is a subspace trust region method and is based on the interior-reflective Newton method [6].

3. Instrumentation and experiment plan

3.1. Instrument. All spectra used for Gaussian fitting in this paper were acquired with a portable gamma-ray spectrometer, composed of a scintillation detector (3" x 3" NaI(Tl) crystal) PC-MCA and other circuits (including power supply, spectral stabilization, display, data storage and transmission circuit, etc) [7]. The system is suitable for using outdoor due to its small size and high efficiency, and its energy resolution is 7.5% (for the photopeak at 662 keV of ^{137}Cs).The equipment can stabilize spectrum automatically. And the spectrum can be acquired and analyzed by its software at the same time.

3.2. Experiment plan. We have carried out two sets of experiments in laboratory and lead shield, respectively. The purpose of the first set of experiments was to collect spectra for Gaussian fitting, and the second for verification. Due to the high activity of ^{137}Cs source and lower of other sources, ^{232}Th source and ^{238}U source(Uranium-radium equilibrium in the ^{238}U source)were put close to the detector. So the 662 keV peak counts of ^{137}Cs were reduced by changing the distance between ^{137}Cs source and the detector.

In the following, the second set of experiment was designed for getting the measured spectrum from ^{232}Th, ^{238}U and ^{137}Cs source, respectively, and they were compared with the Gaussian fitting curves for verification. The gamma-ray spectrum including tri-overlapping peaks was measured at first. Then the spectrum of one radioactive source was acquired one by one so that the characteristic energy peaks of one kind of radioactive source could be measured alone. The station of radioactive sources in the second set of experiment is described in Table 1 and the site was surrounded with lead shield (thick 5 cm).Taken the influence of absorption due to ^{238}U and ^{232}Th source on the gamma-ray emitted by ^{137}Cs into account, ^{40}K source and a cylinder box filled with SiO_2 and Al_2O_3 were put the stations where ^{238}U and ^{232}Th source were placed at first when ^{137}Cs was measured lonely.

4. Gaussian fitting of overlapping peaks

4.1. Result of Gaussian fit. The original data of the measured spectrum should be processed with the following pretreatment before fitting:

(1) *Smoothing*. In the condition of remaining the peak area unchanged, the spectrum is smoothed with the following formula:

$$S_i = (O_{i-2} + 4O_{i-1} + 6O_i + 4O_{i+1} + O_{i+2}) / 16, \quad (2)$$

where S_i is the data of channel *I* after smoothing, O_i is the original data of channel *i*.

(2) *Subtracting background*. Background should be subtracted after smoothing. The simplest method is that straight-line background deducts from a spectrum. The processing is simple, but effective [8].

The overlapping peaks of full absorption peaks of 583, 609 and 662 keV are decomposed and fitted by a processing code with Matlab6.5. The parameters obtained are listed in Table 3. Because the station of ^{137}Cs source was changed only in the first set of experiment, the parameters at the same measurement condition should be unchanged for decomposing peaks of 583 keV peak and 609 keV peak. we found from Table 2 that the net areas of 583 keV and 609 keV peak changed 0.36 and 0.16 cps respectively. The fitting and decomposition curves are shown in Fig. 1.

In order to estimate the quality of fitting, fitting optimization index R^2 is used for evaluation:

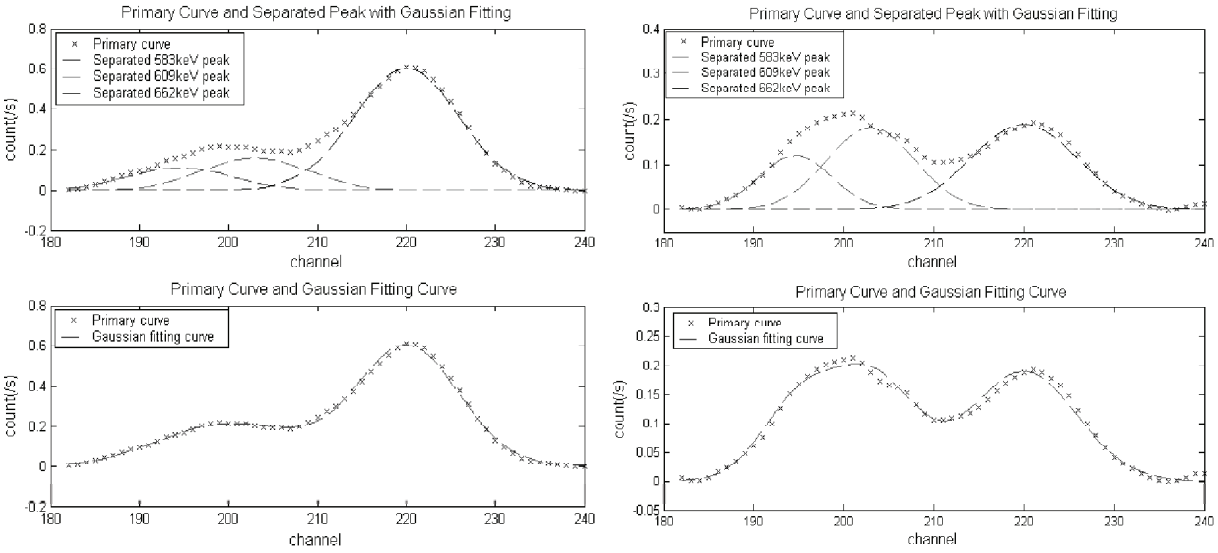
$$R^2 = 1 - \frac{\sum (y - \hat{y})^2}{\sum (y - \bar{y})^2}, \quad (3)$$

Table 1. *The station of radioactive sources in the second experiment*

Spectrum Number	Radio-nulides	Source' Station	Site
701	^{137}Cs, ^{238}U, ^{232}Th	^{238}U, ^{232}Th: in front of the detector and the distance is 0.05 m, side by side; ^{137}Cs: in front of the detector and the distance is 1.00 m	Lead shield
702	^{232}Th	Remove ^{137}Cs and ^{238}U at the first station state (Single 583 keV peak was measured)	Lead shield
703	^{238}U	Remove ^{137}Cs and ^{232}Th at the first station (Single 609 keV peak was measured)	Lead shield
704	^{137}Cs	^{40}K and a cylinder box filled with SiO_2+Al_2O_3 were put the stations where ^{238}U and ^{232}Th were placed at first (Single 609 keV peak was measured)	Lead shield

Table 2. *The parameters of the separated tri-overlapping peaks*

	^{137}Cs source-detector distance: 50 cm			Cs source-detector distance: 100 cm		
Energy / keV	583	609	662	583	609	662
Center (Channel)	196.2	207.9	220.8	196.3	203.1	221.2
Peak Height / cps	0.11	0.16	0.60	0.12	0.18	0.19
FWHM	13.70	13.82	13.91	9.51	11.42	13.75
Net Area / cps	1.57	2.36		1.21	2.20	



a *b*

Fig. 1. *The fitting and decomposition curves of the tri-overlapping peaks at low energy: a) source-detector distance 50 cm; b) source-detector distance 100 cm*

Table 3. *The parameters of the separated tri-overlapping peaks*

Spectra	583 keV Peak			609 keV Peak			662 keV Peak			R^2
No.	Center	Peak Height / cps	FWHM	Center	Peak Height / cps	FWHM	Center	Peak Height / cps	FWHM	
801	208.4	–0.81	10.72	211.1	2.82	14.54	220.8	11.5	16.15	0.99
802	203.6	–0.17	19.75	211.0	0.62	18.19	220.5	4.73	16.72	0.99
803	202.7	–0.32	16.38	207.0	0.44	21.58	220.8	2.52	16.68	0.99
804	205.2	0.14	13.10	213.1	1.19	14.58	221.4	7.59	16.38	1.00
805	199.9	–0.10	20.01	210.8	0.23	18.52	220.9	3.39	16.97	0.99
806	194.6	0.04	12.29	206.0	0.14	18.02	221.8	0.62	16.70	0.99
807	194.1	0.03	12.78	206.5	0.13	18.51	222.3	0.90	16.98	0.99
808	198.6	0.10	15.32	213.8	0.28	14.96	223.4	1.01	15.93	0.99
809	197.1	0.05	12.31	211.8	0.21	16.65	222.8	1.37	16.52	0.99
810	206.6	–0.19	12.15	208.6	0.41	17.87	222.9	1.90	16.69	0.99

where y is the fitting data, $\hat{y}$ is the original data, $\bar{y}$ is the average of original data [9].The closer to 1 the value of R^2 is, the better fitting curve. The correlation coefficient is 0.99 and 0.98 between fitting curve and original spectrum in Fig. 1 (a, b). Fitting parameters of tri-overlapping peaks in gamma-ray spectrum emitted form three mix sources are shown in Table 3.

It is evident that fitting optimization index R^2 almost is 0.99 from Table 3. The centers of 662 keV peak and peak height values are almost stable but the peak height values and FWHMs of 583 keV peak and 609 keV peak vary obviously. Some peak height values of 583 keV are negative. This situation often appears when the peak area of 662keV peak is extremely larger than the other peaks and peak shape of 583 keV peak or 609 keV peak is not symmetric. Generally speaking, there are very good correlation between fitting spectrum and measured spectrum, which shows that the least square method can be used for Gaussian fitting of tri-overlapping peaks.

4.2. Varification of Gaussian Fitting. Fig. 1 shows that overlapping peaks can be decomposed and fitted by Gaussian fitting with the least square method. But we can't confirm whether the fitting curves are coincident with actual spectrum produced by mixed radiation sources just from these fitting curves. In order to validate the reliability of de-

Table 4. *The comparison of the net area of fitting single peak and real measured single peak*

	Measured Single Peak			Fitting Single Peak		
Energy, keV	583	609	662	583	609	662
Net Area, cps	0.58	1.04	2.83	0.40	1.24	2.89
Error, %				–30.50	19.49	2.12

composition, a single source spectrum was acquired and was compared with its fitting curve, shown as Fig. 2.

It is obvious that the separated peak of 662 keV with Gaussian fitting is basically coincident with the measured original spectrum of single ^{137}Cs source. But, the fitted 609 keV peak is higher than the measured 609 keV peak curve, and the fitted 583 keV peak curve is contrary to it in Fig.2. So the Gaussian fitting with least squares approximation for overlapping peaks would make fitting curve be very close to original.

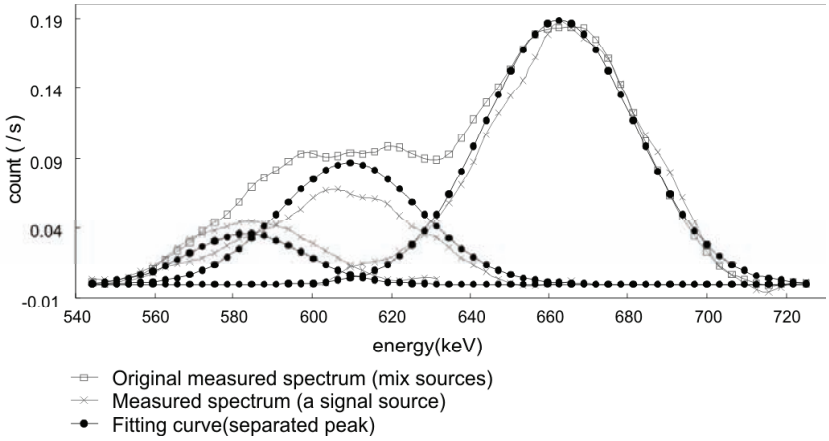


Fig. 2. *The comparison of measured spectrum spectrum, but for those overlapped basically and Gaussion fitting together, the fitting curves are not (583, 609 and 662 keV) coincident with the actual spectrum, such as 609keV peak and 583 keV peak*

Table 4 is the results of comparison of net areas between fitting single peak and the peaks of original single peak, in which errors of the net area of 583 and 609 keV peaks are larger than the error of 662 keV peak. It shows that Gaussian fitting can extract accurately the information of ^{137}Cs, so the method for ^{137}Cs is feasible.

5. Conclusion

The Gaussian fitting is applied for decomposing and fitting three overlapping peaks in a multi-channel gamma-ray spectrum, and single energy peak is extracted from a spectrum produced by a mixed sources.

We can draw some conclusions after verification of fitting curve:

1. For three adjacent peaks in a gamma-ray spectrum (peak center at the overlapping scope), such as 583, 609 and 662 keV peaks, Gaussian fitting can be used for fitting and decomposing;
2. When the inflexion of overlapping peaks are obvious such as the inflexion between 662 keV peak and 583 keV peak, 609 keV peak, the information of ^{137}Cs can be extracted correctly with Gaussian fitting. But for 583 keV peak and 609 keV peak whose ROI ranges overlap almost together, the fitting results are not very satisfied and even negative peaks areas present when their activity is very low.
3. In the verification experiment, because of the low activity of ^{238}U and ^{232}Th source and the mutual influence between body sources, there is some difference between the measured single energy peak and the true single energy peak in tri-overlapping peaks. However, because of the restriction of experimental condition, the problem couldn't be solved. Thus further experiments is suggested to conduct and point sources or surfaces sources known activities are used instead of body sources for detailed research.

Acknowledgements

Our works are supported by National Natural Sciences Foundation of China (No.40274023 and No.40674067).

References

1. *Panatto D., Gasparini R. Long-term decline of ^{137}Cs concentration in honey in the second decade after the Chernobyl accident // Sci. Total Environ. – 2007. – Vol.382. – P.147–152.*
2. *Hengde Wang. Chernobyl nuclear accident and its consequences / / Radiation Protection Bull. – 2000. – Vol.20(4/5). – P.38–41. – (in Chinese with English abstract).*
3. *Bristow Q. The application of airborne gamma-ray spectrometry in the search for radioactive debris from the Russian satellite COSMOS 954 // Current Res. Part B. – Geol. Surv. Can. Paper, 78–1B: 151–162.*
4. *Dubois G., De Cort M. // J. Environ. Radioact. –2001. – Vol.53. – P.271–289.*
5. *Saoying Pei. Spectral deconvolution uses of Gaussian fit method in gamma-ray spectrum. Master's thesis. – Beijing: the School of Geophysics and Information Technique, China University of Geosciences, 2005. – P.6–20. – (in Chinese with English abstract).*
6. *Dingyu Xue, et al. Advanced applied mathematical problem solution with MATLAB. – Beijing: Tqinghua University Press, 2004. – P.210–226. – (in Chinese with English abstract).*
7. *T.F, Y.Li. On the convergence of reflective Newton methods for large-scale nonlinear minimization subject to bounds // Math. Programming. – 1994. – Vol.67(2). – P.189–224.*
8. *Wang N., Pei Sh., et al. Research on and application of methods for gamma-ray spectrum in environmental monitoring // Radialization Protection. – 2005. – Vol.25(6). – P.347–356. – (in Chinese with English abstract).*
9. *Zongcuan Ni. Medical statistics. – Beijing: People's Medical Publishing House, 1990. – P.143–148. – (in Chinese with English abstract).*

MATHEMATICAL MODEL FOR RADIOACTIVE ELEMENTS IN HUMAN ENVIRONMENT

Al. Dwivedi[1], R.K. Isaac[1], Av. Dwivedi[2], A.J. Gatea[3], M.D. Jasim[4]

[1]Allahabad Agricultural Institute-Deemed University, India, (dwivedialld@hotmail.com)
[2]Krishna Engineering College, India
[3]Thiqar University, Iraq
[4]Mosul University, Iraq

МАТЕМАТИЧЕСКАЯ МОДЕЛЬ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

Ал. Двиведи[1], Р.К. Исаак[1], Ав. Двиведи[2], А.Дж. Гатеа[3], М.Д. Джасим[4]

[1]Сельскохозяйственный институт Аллахабада, "Мыслящий" университет, Индия
[2]Инженерный колледж Кришны, Индия
[3]Университет Тигара, Ирак
[4]Университет Мосула, Ирак

Abstract. *Mathematical Model for radioactive elements in human environment is a conceptual model to estimate radioactive pollution and diagnose the real problem of radioactive pollution. The model also gives the direction to fight radioactive pollution and save our earth and human life.*

1. Introduction

The Earth has always been radioactive. Everyone and everything that has ever lived has been radioactive. In fact, the natural radioactivity in the environment is just about the same today as it was at the beginning of the Neolithic Age, more than 10,000 years ago.

Radiation really is everywhere. We are exposed to a constant stream of radiation from the sun and outer space. Radioactivity is in the ground, the air, the buildings we live in, the food we eat, the water we drink, and the products we use. Radiation is energy in the form of particles or rays given off by atoms as they go from an unstable to a stable state. Some radioactive atoms exist naturally; others are made artificially. Most radioactive substances enter our bodies as part of food, water or air. Our bodies use the radioactive as well as the non-radioactive forms of vital nutrients such as iodine and sodium. Radioactivity can be found at every step of the food chain. It is even in our drinking water. The foods we eat contain varying concentrations of radium-226, thorium-232, potassium-40, carbon-14, and hydrogen-3, also known as tritium. Another type of natural radiation is cosmic radiation from the sun and outer space. Because the earth's atmosphere absorbs some of this radiation, locations at higher altitudes receive a greater exposure than those at lower altitudes. Radiation in soil and rocks contributes about 60 millirem in one year. In Kerala, India, this radioactivity from soil and rocks can be 3,000 millirem per year, and at a beach in Guarapari, Brazil, it is over 5 millirem in a single hour – but only a few residents who use that beach receive doses in excess of 500 millirem per year.

2. Radiation

Radiation is part of our environment. It comes from both natural and manmade sources. Natural sources include cosmic radiation from space, radioactive rocks and soils, and other radioactive materials found in food and water. Humans have been exposed to these natural radiation sources since the dawn of humanity. Manmade sources of radiation include medical diagnosis and treatment, nuclear power industry, scientific research, consumer products, and nuclear weapons testing.

That energy can be released in four different forms: alpha particles, beta particles, gamma rays, and neutrons.

Alpha particles can travel short distances (inches). A sheet of paper or the outer layer of a person's skin easily stops them. Radioactive materials that emit alpha particles are hazardous only when inhaled, ingested, absorbed, or injected.

Beta particles can travel farther and can pass through a sheet of paper and some clothing, but are stopped by thin metal or glass. Beta particles can damage skin, but like alpha particles the greatest hazard comes when a person inhales, ingests, absorbs, or is injected with materials that emit beta particles.

Gamma rays are similar to x rays. They travel at the speed of light through air. Concrete, lead, steel, and other dense materials can be used to block (shield) gamma rays. Gamma rays can be an extreme external body hazard.

Neutrons are extremely small atomic particles. They can travel long distances in air and are released when an atom breaks apart, a process known as fission. Water and concrete can be used to shield neutrons. Neutrons, like gamma rays, can be an extreme external body hazard.

2.1. Natural Sources of Radiation

Radiation emitted by radioactive elements is naturally present in soil, water, and air. Radioactive materials are found all the way up the food chain, including in humans. The human body naturally contains many radioactive elements. Building materials, such as granite, contain radioactive materials. Even the air we breathe contains small concentrations of the radioactive gas radon, which seeps from the Earth's crust. Cosmic radiation from outer space also is a source of natural radiation. The atmosphere screens out most cosmic radiation, but some still penetrates to the ground. The dose from cosmic radiation increases with altitude. As a result, people living at higher elevations receive a

higher cosmic radiation dose than those living at sea level. People whose occupations require airline travel will experience a higher level of radiation exposure for the same reason.

2.2. Manmade Sources of Radiation

Radioactive materials can be produced in nuclear reactors. X-ray machines and nuclear reactors are examples of manmade radiation sources. Manmade radioactive materials are used in medicine, industry, research, and nuclear weapons. Medical uses of radiation can be roughly broken into diagnostic and therapeutic. Diagnostic uses include routine x rays and injection or ingestion of radioactive materials for imaging internal organs. Therapeutic applications include cancer treatments. Industrial uses include well logging, physical property measurements, smoke detectors, and weapon night sights (tritium). Special nuclear materials, such as plutonium and uranium, are used in nuclear weapons.

2.3. Detection of Radioactivity

The most obvious means of determining the presence of radioactive material is by locating a radiation warning symbol on a vehicle, container, or object, or at the entrances and exits of a room or facility. Nuclear radiation cannot be seen, heard, smelled, or tasted. It can be detected, however, using proper instrumentation. Various types of detectors are required to detect specific types of radiation. Some simple radiation detection instruments are available commercially.

These types of detectors include personal devices used to detect radiation exposure and are similar to those worn by X-ray or medical personnel; duty-belt-worn detectors, commonly referred to as radiation pagers, which can be used for searching for sources; handheld monitors for determining radiation exposure data; and larger, more sophisticated instrumentation, which can be used to determine the type of radioactive atoms present.

2.4. Radiation Protection

The fundamental principle in radiation protection is that all exposures should be kept to a minimum. Typically, exposure to radioactivity has no immediate symptoms (asymptomatic). We are all continually exposed to natural radiation. However, heavy exposure to intense sources, although rare, can cause radiation sickness, which can include nausea, vomiting, and diarrhea. Eye damage, increased cancer risk, genetic defects, and even death can also result from higher exposure levels.

Three key factors influence an individual's radiation dose from exposure to a given source: time, distance, and shielding.

Time: The most direct way to reduce a radiation dose is to reduce the time spent working with or in the vicinity of radiation sources. If the exposure time is cut in half, the dose will be cut in half.

Distance: When the working distance from a point radiation source is increased by a factor of two, the dose received from that source will be reduced by a factor of four. Moving from 20 to 40 feet from the source will decrease your exposure to 1/4 of the original exposure.

Shielding: Shielding is the use of any material to reduce the intensity of the radiation by absorbing or reflecting the radiation.

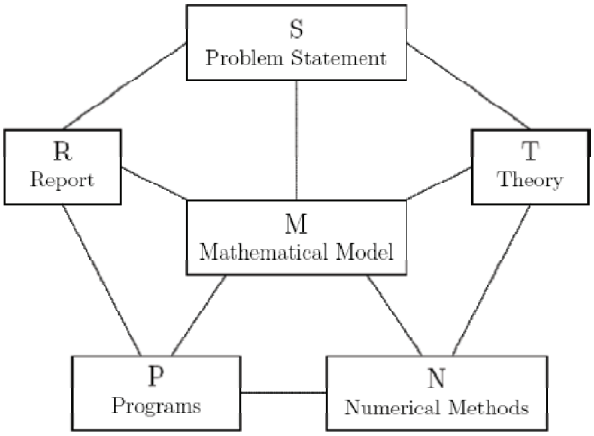


Fig. 1. *Mathematical modeling diagram. The edges of the diagram represent activities of two-way communication (flow of relevant information) between the nodes and the corresponding sources of information*

3. Mathematical modeling

Mathematical modeling is the art of translating problems from an application area into tractable mathematical formulations whose theoretical and numerical analysis provides insight, answers, and guidance useful for the originating application (Fig. 1).

- is indispensable in many applications;
- is successful in many further applications;
- gives precision and direction for problem solution;
- enables a thorough understanding of the system modeled;
- prepares the way for better design or control of a system;

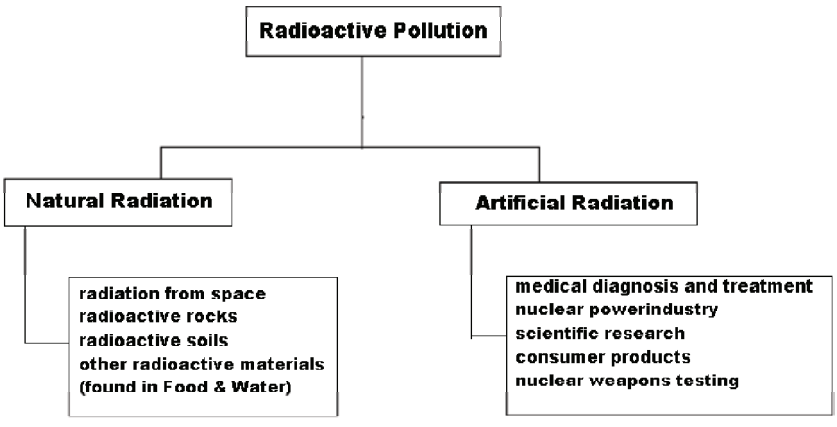


Fig. 2. *Radioactive pollution model*

– allows the efficient use of modern computing capabilities.

4. Mathematical Model for Estimation of Radiation

The figure 2, shows the way of radioactive pollution is divided on two part one are 'Natural Radiation' is not very much harmful for human life but other one 'Artificial Radiation' is very much harmful for human life and our earth is getting now this problem came from Artificial Radiation (Fig. 3).

Let X is set of Natural Radiation, X_1 is set of radiation from space, X_2 is set of radiation from radioactive rocks, X_3 is set of radiation from soil and X_4 is set of radiation from food and water. So total Natural Radiation in the Earth is

$$X = X_1 \mathbf{U} X_2 \mathbf{U} X_3 \mathbf{U} X_4,$$

where $X1 = \{x_{11}, x_{12}, x_{13}, \ldots\ldots, x_{1n}\}$;

$X2 = \{x_{21}, x_{22}, x_{23}, \ldots\ldots\ldots, x_{2n}\}$;

$X3 = \{x_{31}, x_{32}, x_{33}, \ldots\ldots\ldots, x_{3n}\}$;

$X4 = \{x_{41}, x_{42}, x_{43}, \ldots\ldots\ldots, x_{4n}\}$.

So, Matrix of X is

$$\mathbf{X} = \begin{bmatrix} x11\ x12\ x13 \ldots\ldots x1n \\ x21\ x22\ x23 \ldots\ldots x2n \\ x31\ x32\ x33 \ldots\ldots x3n \\ x41\ x42\ x43 \ldots\ldots x4n \end{bmatrix}.$$

The Total Statistical Estimate of Sample X is

$$\mathbf{X_S} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{m} \sum_{j=1}^{n} x_{ij}.$$

Let Y is set of Artificial Radiation, Y_1 is set of radiation from Medical diagnosis and treatment, Y_2 is set of radiation from nuclear power industry, Y_3 is set of radiation from scientific research, Y_4 is set of radiation from consumer products and Y_5 is set of radiation from nuclear weapons testing. So total Artificial Radiation in earth is:

$$Y = Y_1 \mathbf{U} Y_2 \mathbf{U} Y_3 \mathbf{U} Y_4 \mathbf{U} Y_5,$$

where $Y1 = \{y_{11}, y_{12}, y_{13}, \ldots\ldots, y_{1n}\}$;

$Y2 = \{y_{21}, y_{22}, y_{23}, \ldots\ldots\ldots, y_{2n}\}$;

$Y3 = \{y_{31}, y_{32}, y_{33}, \ldots\ldots\ldots, y_{3n}\}$;

$Y4 = \{y_{41}, y_{42}, y_{43}, \ldots\ldots\ldots, y_{4n}\}$;

$Y5 = \{y_{51}, y_{52}, y_{53}, \ldots\ldots\ldots, y_{5n}\}$.

So, Matrix of Y is

$$\mathbf{Y} = \begin{bmatrix} y11\ y12\ y13 \ldots\ldots y1n \\ y21\ y22\ y23 \ldots\ldots y2n \\ y31\ y32\ y33 \ldots\ldots y3n \\ y41\ y42\ y43 \ldots\ldots y4n \\ y51\ y52\ y53 \ldots\ldots y5n \end{bmatrix}.$$

The Total Statistical Estimate of Sample Y is

$$\mathbf{Y_S} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{m} \sum_{j=1}^{n} y_{ij}.$$

Overall radiation of the Earth = {set of Natural Radiation} U {set of Artificial Radiation}.

Let Z is set of overall radiation so the final formula is:

$$Z = X \mathbf{U} Y,$$

where X = {X1, X2, X3, X4} and Y = {Y1, Y2, Y3, Y4, Y5}.

Matrix of X is

$$\mathbf{X} = \begin{bmatrix} \mathbf{X1} \\ \mathbf{X2} \\ \mathbf{X3} \\ \mathbf{X4} \end{bmatrix}.$$

Matrix of Y is

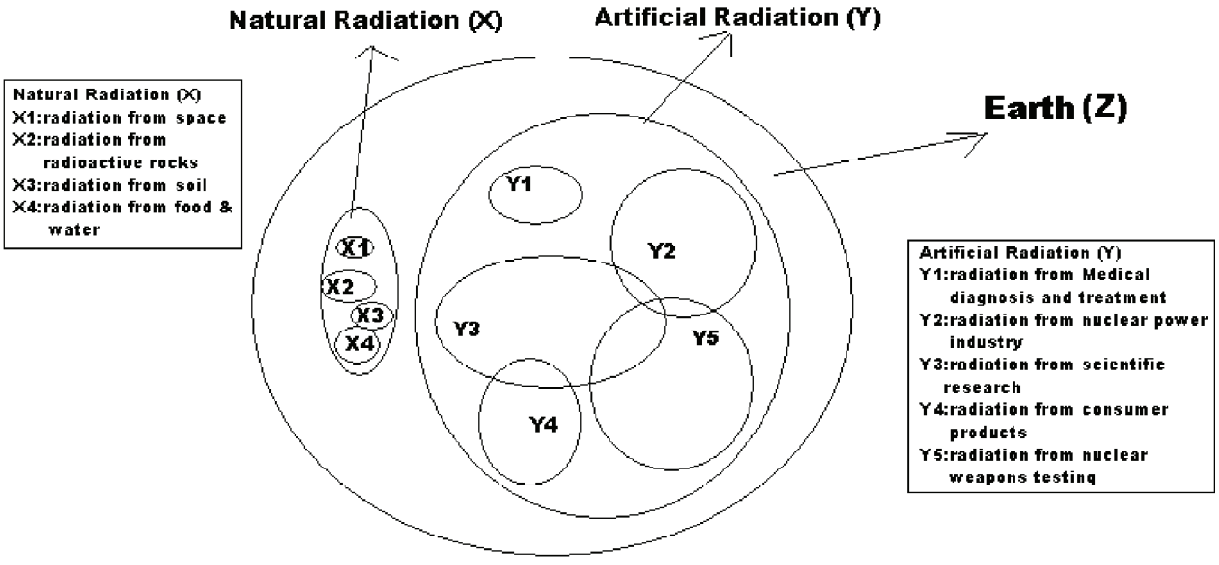


Fig. 3. *Set of radioactivity effect on the Earth*

$$Y = \begin{bmatrix} Y1 \\ Y2 \\ Y3 \\ Y4 \\ Y5 \end{bmatrix}.$$

Matrix of Z is

$$Z = \begin{bmatrix} X1 \\ X2 \\ X3 \\ X4 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} Y1 \\ Y2 \\ Y3 \\ Y4 \\ Y5 \end{bmatrix}.$$

The Total Statistical Estimate of Sample X & Y is

$$Z_s = X_s + Y_s$$

$$Z_s = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{m} \sum_{j=1}^{n} x_{ij} + \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{r} \sum_{j=1}^{n} y_{ij}.$$

Estimation of Total Radiation of Earth is:

$$E(Z) = E(X) + E(Y),$$

where $E(X) = E(X_1) + E(X_2) + E(X_3) + E(X_4)$ and

$$E(Y) = E(Y_1) + E(Y_2) + E(Y_3) + E(Y_4) + E(Y_5).$$

So Estimation of Total Radiation of the Earth:

$$E(Z) = E(X) + E(Y),$$

$$E(Z) = E(X_1) + E(X_2) + E(X_3) + E(X_4) +$$

$$+ E(Y_1) + E(Y_2) + E(Y_3) + E(Y_4) + E(Y_5).$$

There is a natural level of ionizing radiation in the environment, to which everything is exposed to a greater or lesser extent and for the majority of people it is the major source of radiation exposure. This natural radiation comes from a number of sources, for example cosmic rays from outer space, radioactive elements naturally present in rocks and soils and in the food and drink that we eat. This natural background radiation is not usually considered when taking steps to reduce radiation exposure. All life forms have always been exposed to it, and furthermore, reductions are not generally practicable.

So the Natural Radiation is not very much problem for human life but little problem say also a problem. We can neglect Natural Radiation respect to Artificial Radiation because now man made new invention gave much problem for earth and human life. The shearing of Natural Radiation is very low respect to Artificial Radiation.

3. Conclusions

The Conclusion of the paper is very clear, the biggest and silent future problem for our earth is radioactive pollution has been given by us. The Mathematical model can give the planning to solve the problem because this problem is not easy this is complex problem and 4 dimensional problem that is we can not understand this type of problem in physics because we know our physical thing is three dimensional so it is very complex problem for us. The above discussion we can solve all unsolved problem to help with mathematical modeling.

References

1. *Khaled A., Duminda W. Analyzing information flow control policies in requirements engineering // Proceedings of the Fifth IEEE International Workshop on Policies for Distributed Systems and Networks (POLICY'04). – IEEE, 0-7695-2141-X/04, 2004.*
2. *Basili V.R. Models and metrics for software management and engineering // Advances in Computer Technology. – ASME, January 1980. – Vol.1.*
3. *Roy B.M., Jr., El Mogahzy Y., Yasser G. Use of continuously monitored data in product Improvement // National Textile Center Annual Report. – September, 1994.*
4. *Gupta S.C., Kapoor V.K., Fundamental of applied statistics. – New Delhi : S. Chand & Co., 1991.*
5. *Hersh A.M., Sustainable decision making: The role of decision support systems // IEE Colloq. Dec. Mak. Prob. Solv. – 1997. – Vol.1. – P.6/1–6/5.*
6. *Dendy J.E. Two multigrid methods for three dimensional problems with discontinuous and anisotropic coefficients // SIAM J. Sci. Stat. Comput. – 1987. – Vol.8(2). – P.673–685.*
7. *Simmons A.R., Davis I.Th. Modern Technologies Corporation Dayton, Ohio. IEEE, CH2759-9/89/0000-1, 1989.*
8. *Rohatgi V.K. An Introduction to probability theory and mathematical statistics. – New York : John Wiley & Sons, 1976.*
9. *Willard R.L. Introduction to the foundations of mathematics. – New York : John Wiley & Sons, 1952.*
10. *McLaughlin M.P. A Tutorial on Mathematical Modeling, "…the very game…" [Электронный ресурс]. URL: www.geocities.com/~mikemclaughlin. – 1993–1999.*
11. *Department for Environment Food and Rural Affairs, "Industry Profile" Industrial Activities Which Have Used Materials Containing Radioactivity, March 2006.*
12. *The principles of radioactive waste management : Safety series No.111-F / International Atomic Eenergy Agency. – Vienna : IAEA, 1995.*
13. *The long term storage of radioactive waste: Safety & Sustainability / International Atomic Eenergy Agency. – Vienna : IAEA, June 2003.*
14. *Radiation and radioactive materials [Электронный ресурс] / National Law Enforcement and Corrections Technology Center; URL: www.justnet.org.*

PECULIARITIES OF ^{90}Sr DISTRIBUTION IN HYDROECOSYSTEM

I. Gudeliene, D. Marciulioniene, O. Jefanova
Institute of Botany, Lithuania, radeko@ar.fi.lt

ОСОБЕННОСТИ РАСПРОСТРАНЕНИЯ ^{90}Sr В ГИДРО-ЭКО-СИСТЕМАХ

И. Гудильене, Д. Маркиулиониене, О. Джефанова
Институт ботаники, Литва

Introduction

Pollution of the environment with radionuclides is a relevant problem. Lately the nuclear power plants (NPP) have become one of the main sources of many technogenic radionuclides emission into the environment. Thus, assessment of the radioecological state of the environment of NPP is a matter of great concern.

^{90}Sr is among the most toxic long-lived technogenic radionuclides. This radionuclide gets into the water from atmospheric fallout, from the land surface with rain and melting snow, as well as directly from the nuclear power plants with waste water. Later, ^{90}Sr within 2–16 days, depending on the abiotic and biotic environmental factors, is distributed among main components of hydroecosystem: water, bottom sediments and hydrophytes [2]. It is determined that ^{90}Sr between these components is distributed evenly [8, 9]. However, hydrophytes are particularly important in radionuclides distribution in the hydroecosystem, since hydrophytes represent the highest biomass. The more so, when hydrobiontes biomass exceeds 5–10 g/m^3, bioaccumulation becomes a key factor which is conditioning the distribution of radionuclides in hydroecosystem [2]. Bottom sediments also reflects the level of contamination of hydroecosystem with radionuclides, whereas in the pond they are intensively accumulated in the silt, which can be a deposit medium of the radionuclides [3].

Lake Druksiai – the cooling pond of the Ignalina NPP (Lithuania) has been selected for the research of ^{90}Sr distribution in hydroecosystem. The aim of this study was to determine ^{90}Sr activity in bottom sediments and hydrophytes of Lake Druksiai and the Ignalina NPP waste water channels in 1988–2008, to assess the changes of ^{90}Sr activity in cooling pond of the Ignalina NPP during the investigated period, as well as to ascertain peculiarities of ^{90}Sr distribution in hydroecosystem.

Materials and methods

The samples of hydrophytes and bottom sediments were collected at the monitoring stations of Lake Druksiai and in the Ignalina NPP waste water channels (Fig. 1) during the period 1988–1996 and 2007–2008. Twelve test hydrophytes species were used in the investigation.

All samples were dried at a room temperature (~20 ˚C) up to dry air weight (d. w.) and incinerated at the temperature of 610 ˚C.

Carbonate [5], and radiochemical methods [6] were used for determination of ^{90}Sr activity in tested samples. In 1988–1996, ^{90}Sr measure was based on its daughter product ^{90}Y by low background radiometer UMF-1500M, with efficiency of measurement – 17%. In 2007-2008, ^{90}Sr balanced with ^{90}Y was measured by liquid scintillation spectrometer Tricarb 3170TR/SL, efficiency of measurement – 39%.

Results and discussion

The highest ^{90}Sr activity in bottom sediments from monitoring stations of Lake Druksiai reached 49 Bq/kg d. w. in station 6 in 1990 (Fig. 2a). A tendency of slight increase in ^{90}Sr activity in bottom sediments was observed during 1988–1996. While in 2007–2008, values of ^{90}Sr activity in bottom sediments were very low and ranged between 0.6–2.9 Bq/kg d. w (Fig. 2a). The highest ^{90}Sr activity in hydrophytes from monitoring stations of Lake Druksiai was determined in station 1 (75 Bq/kg d. w.) in 1990 (Fig. 2b).

The peaks of ^{90}Sr activity in hydrophytes were also observed in 1993 and 1995. In 2007–2008 values of ^{90}Sr activity in the analyzed hydrophytes were much lower and depending on place of their collection, ranged between 1.9–

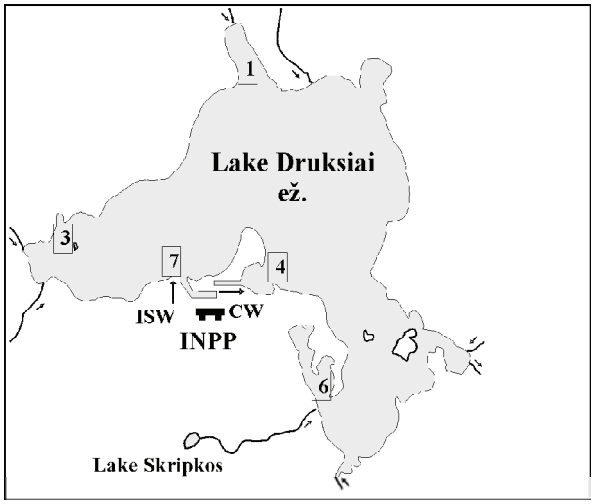


Fig. 1. *Monitoring stations of Lake Druksiai and the Ignalina NPP waste water channels: St. 1 – the furthest from the Ignalina NPP, on the other shore of the lake; St. 3 – to the west from the Ignalina NPP by Visaginas city; St. 4 – about 200 m from cooling water (CW) discharge channel; St. 6 – to the east from the Ignalina NPP, in a shallow bay, very isolated from the main part of the lake; St. 7 – close to the Ignalina NPP, at the impact zone of waste water of the storm water and processing water system (ISW)*

6.8 Bq/kg. Strong differences in the distribution of ^{90}Sr in hydrophytes from different stations were not found. Slightly higher levels of ^{90}Sr activity were determined in the hydrophytes from station 3, which may be influenced by waste water of ISW channel.

In case of ^{90}Sr activity in bottom sediments from the Ignalina NPP waste water channels the highest values were observed in 1996. However, a little peak of ^{90}Sr activity in bottom sediments was in 1990 (Fig. 3a). In 2007–2008, similar as in monitoring stations of Lake Druksiai, ^{90}Sr activity in bottom sediments from the Ignalina NPP waste water channels was very low, reached only 1.2 Bq/kg d. w. and in some cases was under minimal detectable level.

During investigated period ^{90}Sr activity in hydrophytes from the Ignalina NPP waste water channels also had two peaks in 1990 and 1995 (Fig. 3b). The highest value of ^{90}Sr activity in hydrophytes was determined in waste water of ISW channel (19 Bq/kg d. w.). In 2007–2008, ^{90}Sr activity in hydrophytes from Ignalina NPP waste water channels decreased and ranged between 2.3–6.6 Bq/kg d. w. (Fig. 3b), however, the decrease was less noticeable than that in bottom sediments and hydrophytes from monitoring stations of Lake Druksiai and in bottom sediments from Ignalina NPP waste water channels. This shows that main way of ^{90}Sr emission from the Ignalina NPP into Lake Druksiai is waste waters of ISW and CW channels.

During the investigation was determined that in Lake Druksiai ^{90}Sr was accumulated slightly more intensively in hydrophytes than in bottom sediments (Fig. 2). In some cases ^{90}Sr activity in hydrophytes was up to 3 times higher than that in the bottom sediments. Such distribution of ^{90}Sr could be a result in competitive relations between the sediments and hydrophytes. It is noticed that the less ^{90}Sr is accumulated in bottom sediments, the more this radionuclide is accumulated in hydrophytes [1].

^{90}Sr activity in bottom sediments and hydrophytes of the Ignalina NPP waste water channels during investigated period mostly differs insignificantly. However, in 1995–1996 ^{90}Sr activity in bottom sediments of the Ignalina NPP waste water channels was higher than that in hydrophytes (Fig. 3). That may be influenced by increased ^{90}Sr emission from the Ignalina

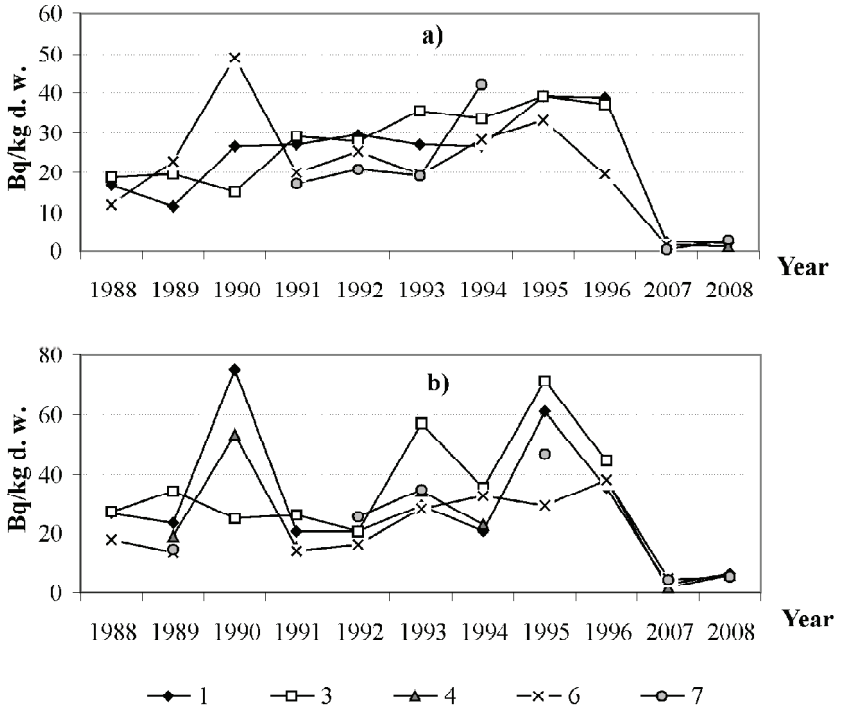


Fig. 2. *^{90}Sr activity (Bq/kg d. w.) in bottom sediments (a) and hydrophytes (b) of monitoring stations of Lake Druksiai in 1988–1996 and 2007–2008*

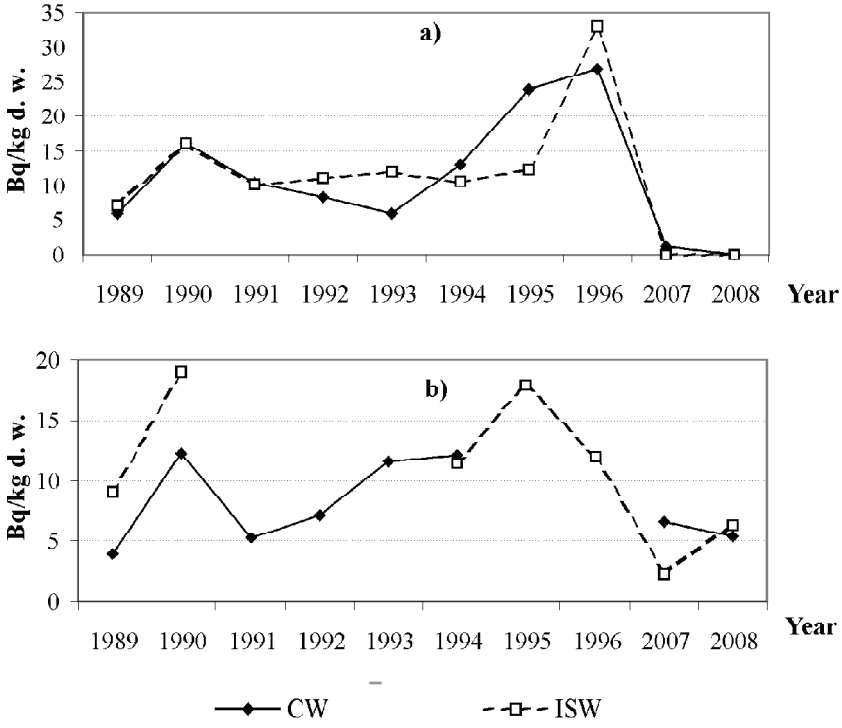


Fig. 3. *^{90}Sr activity (Bq/kg d. w.) in bottom sediments (a) and hydrophytes (b) of Ignalina NPP waste water channels in 1988–1996 and 2007–2008*

NPP. The data show that hydrophytes of Lake Druksiai are more sensitive indicators of hydroecosystem pollution with ^{90}Sr than bottom sediments. It is known that hydrophytes accumulate ^{90}Sr from water more intensively than bottom sediments and indicate pollution with this radionuclide during their vegetation period. ^{90}Sr in the bottom sediments is distributed more evenly and demonstrate long-term pollution of hydroecosystem [2].

The investigation data show that ^{90}Sr activity in both bottom sediments and hydrophytes was significantly higher in Lake Druksiai than in the Ignalina NPP waste water channels (Fig. 2, 3). This could be influenced by water flow in the channels, which is continually washing away the surface layer of bottom sediments and dead parts of hydrophytes into the lake. The type of bottom sediments could also have an influence to lesser ^{90}Sr activity in the Ignalina NPP waste water channels than that in the monitoring stations of Lake Druksiai. The bottom sediments in channels mostly consist of sand. ^{90}Sr accumulation in sand is less intensive than in the silt [7], which dominates in bottom sediments of most monitoring stations of Lake Druksiai.

^{90}Sr activity in all analyzed bottom sediments and hydrophytes from the Ignalina NPP region were significantly lower in 2007–2008 than in the 1988–1996 (Fig. 2, 3). In some cases, ^{90}Sr activity in bottom sediments decreased till minimal detectable levels during investigated period. This indicates on improved radioecological state of Lake Druksiai. This assertion can be confirmed by decrease of ^{137}Cs, ^{134}Cs, ^{60}Co and ^{54}Mn activities in plants and bottom sediments of Lake Druksiai during the same period [4]. These positive changes could occur because of the radioactive decay and the decrease in ^{90}Sr release to the environment due to well-functioning safety improvement program and decommissioning of the Ignalina NPP Unit One in 2005.

Conclusions

It was determined that in Lake Druksiai ^{90}Sr was accumulated slightly more intensively in hydrophytes than in bottom sediments. ^{90}Sr activity in bottom sediments and hydrophytes of the Ignalina NPP waste water channels during investigated period practically differed insignificantly. However, in 1995–1996 ^{90}Sr activity in bottom sediments of the Ignalina NPP waste water channels was higher than that in hydrophytes.

^{90}Sr activity in bottom sediments and hydrophytes was significantly higher in the monitoring stations of Lake Druksiai than that in the Ignalina NPP waste water channels.

A strong diminition of ^{90}Sr activity in bottom sediments and hydrophytes of Lake Druksiai and the Ignalina NPP waste water channels from 1996 to 2007–2008 has been observed.

References

1. *Dusauskiene-Duz R., Maciulioniene D. Technoenic radionuclide accumulation in aquatic and terrestrial plants // Environ. Chem. Phys. – 2004. – Vol.26(3). – P.129–137.*
2. *Marciulioniene D. The role of bioaccumulation of radionuclides in their migration in the freshwater ecosystem // Ecology. – 1998. – No.4. – P.45–52. – (in Lithuanian).*
3. *Marciulioniene D., Dusauskiene-Duz R., Motiejuniene E., Svobiene R. Radiochemoecological situation in Lake Druksiai – cooling water reservoir of the Ignalina NPP. – Vilnius, 1992. – (in Russian).*
4. *Marciulioniene D., Gudeliene I. Changes of the pollution of bottom sediments and biota of the cooling pond of the Ignalina NPP with radionuclides metals in 1988–2007 // Blacksea Int. Environ. Symp. : Proc. – 2008. – Vol.1. – P.321–327.*
5. *Sokolova I. Calcium, strontium-90 and strontium in sea organisms. – Kiev, 1971. – (in Russian).*
6. *Suomela J. Methods for determination of strontium-90 in food and environmental samples by Cerenkov counting. SSI-report No.93-11. – Stockholm: Swedish Radiation Protection Institute, 1993.*
7. *Wang G., Staunton S. Evolution of Sr distribution coefficient as a function of time, incubation conditions and measurement technique // J. Environ. Radioact. – 2005. – Vol.81(2-3). – P.173–185.*
8. *Тимофеева-Ресовская Е.А. Распределение радиоизотопов по основным компонентам пресноводных водоемов // Тр. Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. – Свердловск, 1963. – 77 с.*
9. *Тимофеев-Ресовский Н.В. Радиоактивные загрязнения биосферы и меры борьбы с ними // Тр. Ин-та биологии Уральского филиала АН СССР. – Свердловск, 1962. – Вып.22. – 77 с.*

ВОЗМОЖНОСТЬ ПОИСКА МЕСТОРОЖДЕНИЙ РЗЭ И НЕРАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ С ПОМОЩЬЮ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ

А. Каривай[1], П. Зузаан[2]

[1]Центральная геологическая лаборатория, Монголия
[2]Центр ядерных исследований, Монголия

POSSIBILITY OF SEARCH OF DEPOSITS РЗЭ AND NOT RADIOACTIVE ELEMENTS BY MEANS OF RADIOACTIVE ELEMENTS

A. Karivaj[1], P. Zuzaan[2]

[1]The central geological laboratory, Mongolia
[2]The centre of nuclear researches, Mongolia

Abstract. *This paper presents the correlation between radioactive elements and nonradioactive elements. This correlation should be used in regional and detailed geological investigation for qualitative and quantitative estimation of concentration of REE in ores in field condition.*

Введение

В связи с бурным развитием индустрии за последние годы быстрыми темпами развивается геология. Для обеспечения растущей потребности индустрии в минеральных ресурсах, в том числе РЗЭ, геологическая наука применяет последние достижения науки и техники. Одним из таких методов являются ядерно-геофизические методы, такие как пешеходный гамма метод, автомобильный гамма метод, аэрогамма методы, которые используют чувствительное современное ядерно-физическое оборудования и методы для обнаружения радиоактивных аномалий.

Оборудование применяемые для исследований

В настоящее время в работе региональных и детальных геологических исследований для регистрации гамма-излучения от поверхностных, подповерхностных и надповерхностных радиоактивных элементов широко используются портативные многоканальные гамма-спектрометры, которые легко монтируются на автомобиле, в самолете и легки при пешеходной транспортировке. С помощью этих спектрометров можно провести качественные и количественные оценки калия урана и тория прямо в полевых условиях. Эти многоканальные спектрометры обеспечены сцинтиляционными детекторами NaI(TL), по меньшей мере с объемом 350 см^3. Эти спектрометры регистрируют гамма-излучение в интервале энергии 0–3 МэВ. Кроме этого типа широко начали использовать спектрометры с германиевым детектром, который имеет лущее разрешение, чем сцинтиляционный детектор, что позволяет обеспечить хорошую точность определения аномалий радиоактивных элементов в естественных залеганиях. При этом объем применяемого германиего детектора должен быть не меньше 50 см^3.

Связи радиоактивных элементов с другими нерадиоактивными элементами

В настоящее время хорошо известно, что уран и торий – довольно широко распространенные элементы в земной коре с кларковым содержанием 2,5x10^{-4} и 1,3x10^{-3}%, соответственно, и эти элементы рассеяны в горных породах [1]. С другой стороны, геологические исследования показывают высокую радиоактивность некоторых месторождений редких металлов, которая требует углубленных исследований связей радиоактивных и нерадиоактивных элементов в рудных телах. К настоящему времени установлено, что радиоактивные элементы уран и торий совместно могут находиться в целых рядах минералов нерадиоактивных элементов [2–4] с довольно широким интервалом концентраций. Одними из линейно связанных с ураном элементов являются фосфор и цирконий в рудах. Содержание урана в фосфорных и циркониевых рудах линейно связано с содержанием фосфора и циркония. С увеличением концентраций фосфора и циркония увеличивается содержание урана. Руды тантала и ниобия, как фосфор и цирконий, содержат радиоактивные элементы уран и торий. Коэффициент корреляций достаточно высок и составляет 70–90%.

При исследовании урановых месторождений аэрогамма методом [3] в Монголии геологи-исследователи обнаружили интересные факты, связанные с ураном в золотоносных месторождениях. Аэро-гамма-съемка золотоносных месторождений показала, что рудное тело содержит радиоактвные элементы. Особенно в золото-сульфид-кварцевых месторождениях была обнаружена крупнаяаномалия K и U. Причем в некоторых месторождениях обнаружили увеличение концентраций тория. Поэтому исследователи делали вывод, что возможно применение аномлий радиоактивных элементов при исследований золотоносных месторождений с помощью аэро-гамма сьемок, используя параметр U x K/Th.

Корреляционная связь радиоактивных элементов с РЗЭ [6–8]

В настоящее время потребность индустрии и науки в РЗЭ резко увеличивается. Поэтому изучение состава руд РЗЭ представляет большой интерес как для науки, так и для пройзводства. С другой стороны, изучение содержания состава тория В РЗЭ рудах важно еще и тем, что при выборе оптимиального режима обогощении РЗЭ немаловажную роль играет содержание радиоактивного элемента тория в этих рудах. Потому что торий явля-

ется вредной примесью при получении чистыйх редкоземельных элементов.

В Монголии открыты несколько месторождений РЗЭ и рассчитан их геологический запас.В рудах монгольских месторождений РЗЭ преобладают в основном апатит $Ca(PO_4)FCl$, монацит $CePO_4(Th)$, целестин ($SrSO_4$), синхизит (Ca,Th)(Ce, La, Nd, Pr, Sm,...)$(CO_3)_2F$ и другие минералы.

Как известно, редкоземельные элементы подразделяются на две подгруппы: цериевую (La-Sm) и иттриевую (Y-Lu). Радиоактивность руды РЗЭ объясняется тем, что минералы этих элементов замещены изоморфными примесями урана и тория. Изветно, что легкие РЗЭ содержат торий, а тяжелые – уран. В основном, торий содержится в редкоземельных минералах, таких как: синхизит (Ca,Th)(Ce, La, Nd, Pr, Sm,...)$(CO_3)_2F$, паризит $Ca(Ce, La, Nd, Pr,...)_2(CO_3)_3F_2$, целестин $SrSO_4$, целестобарит $SrBa(SO_4)$, монацит $CePO_4(Th)$, апатит $Ca(PO_4)FCl$ и др. Содержание тория в этих минералах колеблется в пределах 0,005–10% [6]. Присутствие радиоактивных элементов тория и урана в цериевой группе и иттриевой группах объясняетя тем, что их ионные радиусы близки к ионным радиусам РЗЭ обоех групп. Поэтому происходит изоморфное замещение этих элементов в кристаллах РЗЭ.

Для установления корреляционной связи между торием и суммой редкоземельных элементов были использованы данные химических, нейтронно-активационных, рентгенофлуоресцентных анализов, выполненных в Монголии и за рубежом, и некоторые данные новых монгольских стандартных образцов состава РЗЭ монгольских месторождений. Корреляционная зависимость между торием и суммой РЗЭ приведена на рисунке 1.

Как видно на этом рисунке, корреляция суммы РЗЭ с торием в широких пределах концентраций – достаточно линейна для качественной оценки содержание РЗЭ в рудах при испоьзовании радиометрийческого измерения.

Обсуждение результатов

Как известно, Монголия богата минеральными ресурсами, в том числе редкоземельными месторождениями. В настоящее время геологи применяют разные инструментальные методы для изучения того или иного месторождения. Среди этих методов важную роль играют ядерно-геофизические методы. Пешеходные, автомобильные гамма-методы, а также аэрогамма-методы используются и для регионального и для детального изучения месторождений. В этих методах широко применяют современные гамма-спектрометры, которые позволяют определить радиоактивные элементы в отдельности.

Преимущество этих методов заключается в том, что изучение аномалии радиоактивности рудных месторождений дает возможность установить корреляционную связь между радиоактивными и нерадиоактивными элементами.

В связи с этим большой интерес представляет изучение корреляционной связи между РЗЭ и торием. Изучение корреляционной связи между РЗЭ и торием имеет практческое значение в геологических исследованиях месторождений редкоземельных элементов.

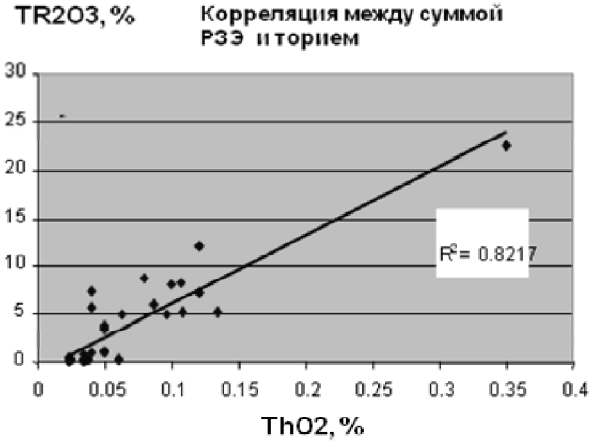


Рис. 1. *Корреляционная зависимость между торием и суммой РЗЭ*

Статистическая обработка результатов анализов показывает, что в интервале концентраций 0,11–22,6% суммы РЗЭ и в интервале концентраций 0,023–0,35% тория существует удовлетворительная линейная корреляционная связь. Данная линейная корреляция указывает на необходимость дальнейшего уточнения изучения этой зависимости для улучшения точности определения тория. С другой стороны, эта корреляция показывает, что данная зависимость можеть быть применена для качественных оценок наличия месторождений РЗЭ через определение тория на портативном переносном гамма-спектрометре. Эту же зависимость можно расширить в случае урановой аномалии для вывода о существовании иттриевой группы редкоземельных элементов.

Заключение

Широкое применение радиометрических методов позволяет косвенным путем обнаружить рудное тело редких металлов, хорошо коррелирующих с радиоактивными элементами, что и облегчает поиски редких металлов.

Экспериментально установлена корреляция между торием в интервале концентраций 0,03–0,35% и суммой РЗЭ с интервалом концентраций 0,11–22% на примере РЗЭ месторождений Монголии.

Данная корреляция может применена для качественных оценок о наличии месторождений РЗЭ через определение тория радиометрическим методом в полевых условиях. Эту же зависимость можно расширить в случае урановой аномалии для вывода о существовании иттриевой группы редкоземельных элементов.

Литература

1. *Определение редких и радиоактивных элементов в минеральном сырье / под ред. Г.В. Остроумова. – М. : Недра, 1983.*
2. *Филиппов Е.М. Ядерная геофизика. – Новосибирск : Наука, 1973.*
3. *Mironov Yu.B. Uranium of Mongolia. – London, 2006.*

4. *Kotelnicov G.N. Quantitative relationships of tantalium, radioactive elements and zirconium in rare-metal ores. – Atomnaya Energiya. – 1976. – Vol.41, No.1. – P.36–37.*

5. *Герасимович А.И., Матвеева Я.И. Математическая статистика. – Минск : Вышейшая школа, 1978.*

6. *Каривай А., Зузаан П. Рентгенофлуорецентное определение некоторых РЗЭ и их корреляция с торием // VI Всероссийская конферения по рентгеноспектральному анализу, Краснодар, 2008 г. – [Краснодар, 2008].*

7. *Батболд, Я. Уберма, Б. Фортуна. "Отчет о результатах поисковых работ и предварительной разведки, проведенных на Лугийнголском месторождении в 1984–1989 гг. с подсчетом запасов", №4407, 1990он.*

8. *Мушгиа худгийн газрын ховор элементийн илэрэлд 1989–1990 онд хийсэн эрэл ба эрэл-унэлгээний ажлын ур дунгийн тайлан. – Фондын №4714.*

DISTRIBUTION OF ^{137}Cs AND ^{239,240}Pu ACTIVITY IN THE RECREATION AREA SURFACE SOIL

B. Luksiene[1], R. Morkuniene[2], R. Druteikiene[1], R. Gvozdaite[1], A. Girgzdys[2]

[1]Institute of Physics, Lithuania, bena@ar.fi.lt

[2]Vilnius Gediminas Technical University, Lithuania, radioch@fm.vgtu.lt

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ АКТИВНОСТИ ^{137}Sc И ^{239,240}Pu В ПОВЕРХНОСТНОЙ ПОЧВЕ РЕКРЕАЦИОННОЙ ЗОНЫ

Б. Люксиене[1], Р. Моркуниене[2], Р. Друтеикиене[1], Р. Гвоздаите[1], А. Гиргздис[2]

[1]Институт физики, Литва

[2]Вильнюсский технический университет Гедиминоса, Литва

Abstract. *The terrestrial area affected by nuclear trials and Chernobyl NPP accident has been investigated for remaining ^{137}Cs and ^{239,240}Pu contamination. The study provides information on the inhomogeneous spatial distribution of ^{137}Cs and ^{239,240}Pu in the surface soil of sandy beach and forested areas at the Baltic coast. A significant increase in ^{137}Cs and ^{239,240}Pu activity concentrations and their large fluctuations at different sampling points in the forest compared to beach sand were observed. An evident effect of organic matter on ^{137}Cs and ^{239,240}Pu retention in soil was observed.*

Introduction

The investigations of the artificial radionuclide distribution, their speciation and migration peculiarities in the Lithuanian ecosystems have got a new impulse after the Chernobyl NPP accident in 1986. Radioactive air masses from Chernobyl NPP were transported over the western and south-western regions of Lithuania on 27–29 of April. On the 29–30 of April the air masses mainly passed over the south-eastern, southern and eastern regions [7]. Owing to the favorable meteorological conditions (there was no wet precipitation), radioactive fallout in Lithuania was slight compared to that in the other countries distant from the source. Referring to the Mazeikar's calculations [12] 18 TBq of ^{137}Cs was spread in Lithuania while total deposition of Chernobyl ^{137}Cs on Austrian territory was 1.6 PBq or a fraction of around 2% of the ^{137}Cs released from the reactor [3]. Approximately 4.25 PBq [6] of ^{137}Cs was deposited over Sweden, which was approximately 5% of the total ^{137}Cs release from the reactor [8]. The current study was devoted to the more detailed investigation of the spatial distribution of ^{137}Cs and ^{239,240}Pu in the surface soil on the Curonian Spit. The landscape of this recreation zone between the Baltic Sea and Curronian Lagoon mostly is the pineries and sandy beaches. This Baltic coast is favorite of many people where they relax, therefore study of radioecological situation is of particular value. Nevertheless, the topsoil of polluted forest thus becomes a potential source for external and internal exposure, particularly for people living in the highly contaminated zones in Ukraine, Belarus and Russia, as well as in some areas in Northwestern Europe [10].

The aim of this study was to evaluate differences and/or similiarities of ^{137}Cs and ^{239,240}Pu activity concentration distribution in the surface layer of forested soil and in the surface layer of sand close to the natural water basins, the Baltic Sea and Curonian Lagoon.

Materials and methods

From 1996 to 2001 some series of the upper ground layer sampling for ^{239,240}Pu determination at Juodkrante on the Curonian Spit were performed. The Curonian Spit is 97 km long, covering about 180 km^2 with the widest part of about 4 km and the narrowest one approximately of 0.4 km between the Baltic Sea and the Curonian Lagoon.

A more detailed survey of the upper soil at Juodkrante, together with transects running inland from selected points on the coast, was obtained by establishing the sampling grounds along the seashore every 500 m. A distance between the longitudinal sections on the beach was from 30 to 50 m, and in the pinery it reached 200–300 m. Hence, the sampling area of about 5 km^2 was plotted in 9–10 longitudinal sections and 10 transverse sections. Sampling grid contained about 100 sampling grounds, and practically 3 samples from each ground were taken.

In 2003–2006 soil sampling for ^{137}Cs activity determination on the Curonian Spit was carried out. Soil samples were collected from 39 locations. The sampling area of about 3 km^2 was plotted in 4 transects and 10 longitudinal sections. A distance between the transects was 30–50 m on the beach and in the pine wood the distance between them reached 200–300 m.

Soil samples were collected with metal rings of 14 cm diameter and 5 cm height. Then the samples were weighed and transported to the laboratory in the plastic bags, dried in an oven at 100–110 °C for about 24 h and weighed again. The organic matter content of soil was estimated by loss on ignition at 550 °C in a muffle oven. The pH_{KCl} was measured by use of the HANNA pH-meter with the measurement error of ±0.01. All activity concentration values in this study are presented for dry weight of the samples.

Gamma ray spectrometer system (Canberra Industries, USA) was used to measure ^{137}Cs activity in the soil samples. The resolution of HPGe detector was 2 keV, efficiency – 15%. The spectrometer was calibrated by means of a solid ^{152}Eu + ^{137}Cs standard of various densities. Each sample was counted for 24–168 h. ^{137}Cs activity was determined according to the peak at 661.6 keV. The activity of ^{137}Cs was decay-corrected to 1 July 2003. The background radiation spectrum was evaluated for 168 h counting time [13].

Plutonium was extracted by acid leaching from the ashed soil samples and purified by use of the anion-exchange chromatography method. From the purified fractions the plutonium isotopes were electrodeposited on stainless steel discs. The plated plutonium samples were counted for alphas using PIPS detectors (active area of 450 mm^2, resolution of 16 keV (FWHM) at 4–6 MeV) lodged in vacuum chambers. Detectors were coupled to the SES-13 spectrometer. The detection limit for the counting time of 86400 s is about 10^{-3} Bq for ^{239,240}Pu. The chemical yields attained by use of mentioned analytical procedures were in the range of 50–70% for plutonium. All activity concentration values in this study are presented for dry weight of the samples.

Results and discussion

Distribution of ^{137}Cs in the top soil layer. Analysis of data of ^{137}Cs activity concentrations on the strip between the Baltic Sea and Curonian Lagoon shows a characteristic distribution of mentioned radionuclide in the surface soil (Fig. 1). In the surf zone and dunes the activity concentration variations were insignificant, except the point behind the dune, where the activity concentration increased up to 11.2±1.2 Bq/kg. The concentrations in the beach sand samples ranged from 2.8±0.3 to 5.0±0.3 Bq/kg, and in dune sand from 2.6±0.3 to 11.2±1.2 Bq/kg with an average value of 4.0 and 5.4 Bq/kg, respectively.

A significant increase in ^{137}Cs activity concentrations and their large fluctuations at different sampling points in the forest were observed. ^{137}Cs activity concentration values varied from 10.1±1.1 to 370.9±7.0 Bq/kg with an average value of 146.7 Bq/kg. The highest ^{137}Cs activity concentrations were determined at the sites where sampling points were in pine stands. The highest ^{137}Cs activity concentrations were observed in lowlands and the amount of organic matter in the soil of those sampling points increased up to 91%. Moving to the Lagoon coast ^{137}Cs activity concentrations in soil showed a gradual decrease. The activity values of ^{137}Cs on the coast were in the range of 8.9±1.3 – 24.2±1.6 Bq/kg.

^{137}Cs deposition density at the sampling points on the sandy beach and Curonian Lagoon coast varied in a range of 0.22–0.77 kBq/ m^2, with the exception of two sampling sites on the Lagoon coast where they were 1.7 and 1.9 kBq/m^2. At the forested sampling sites deposition density varied between 1.1 and 4.3 kBq/m^2. The following values of ground deposition of ^{137}Cs in the spots of elevated contamination after the Chernobyl accident in 1992–1995 [4] were obtained: in southern Lithuania 1.6 (limit values 0.44–6.7) kBq/m^2; in the north eastern region 1.6 (limit 0.63–5.2) kBq/m^2, at the Curonian Peninsula 2.8 (limit 0.13–19.7) kBq/m^2. Thus, maximum values of total ^{137}Cs contamination were in the range of 6.7–19.7 kBq/m^2 whereas global fallout contributes up to 1.0 kBq/m^2. In 80% of the neighboring Poland territory after the Chernobyl accident ~ 5 kBq/m^2 of ^{137}Cs was deposited [9]. The eastern parts of Sweden after the Chernobyl accident received the highest deposition of ^{137}Cs with maximum values over 100 kBq/m^2 in some areas [1].

Distribution of ^{239,240}Pu in the top soil layer. Analysis of the results of ^{239,240}Pu activity concentrations in the 0–5 cm soil layer at the Baltic seaside showed the heterogeneous spatial radionuclide distribution both in the beach sand and the forest soil (Fig. 2).

$^{239.240}$Pu activity concentration values in the beach sand samples varied in the range of 0.06±0.02 – 0.80±0.20 Bq/kg, whereas in the forest samples they ranged from 0.09±0.02 to 2.4±0.4 Bq/kg. The enhanced ^{239,240}Pu activity concentration values in the surf zone of the tested area can be attributed to the sea-surf zone interaction due to mechanisms of the "bubble-bursting" and plutonium transport with the suspended matter of organic origin.

The activity concentrations obtained during our investigations were comparable with the measurements by other investigators. The values of 0.040–0.149 Bq/kg were determined in China and up to 0.210 Bq/kg for 0–50 mm depth soil in Poland [14, 18]. $^{239/240}$Pu content in the peat samples in Southern Finland after the Chernobyl accident varied in the range of 0.022-1.779 Bq/kg [15]. The $^{239/240}$Pu activity concentration ranged from 0.80±0.08 to 4.61±0.61 Bq/kg in the surface soil layer at four sites in South Korea in 1996

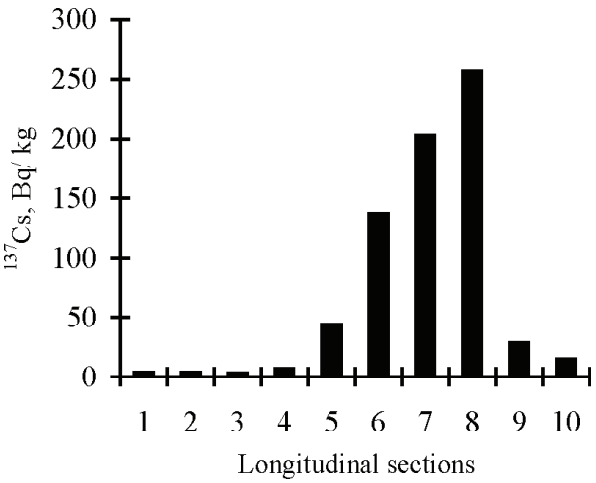


Fig. 1. *Distribution of averaged ^{137}Cs activity values in surface soil of the Curonian Spit (Juodkrante) on the beach zone (1–4 sections), in the forest (5–8 sections), and Lagoon coast (9, 10 sections)*

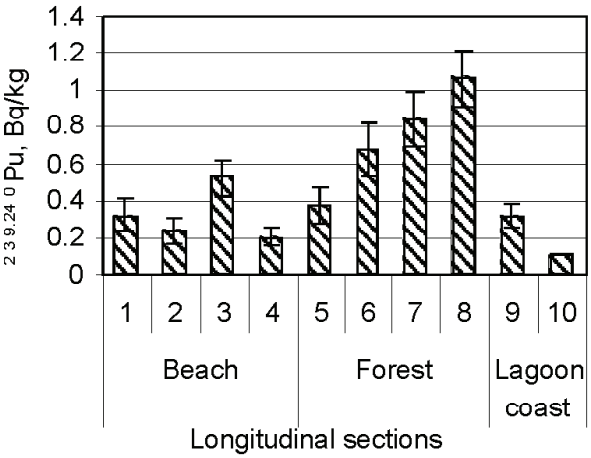


Fig. 2. *Distribution of averaged ^{239,240}Pu activity values in surface soil at Juodkrante*

[11]. $^{239+240}$Pu activity concentrations obtained in the Arabia Saudi desert (0.28–0.50 Bq/ kg) as reported by Shabana and Al-Shammari [7] and in Mucoveros (Spain), with an average concentration of 0.246±0.023 Bq/ kg in the upper 5 cm of soil have been presented [2].

The total ^{239,240}Pu ground deposition of 77.4±8.0 Bq/m^2 was determined by α-spectroscopy in Novo Bobovicky in Russia after the Chernobyl NPP accident [5], while at the Baltic Sea coast mean deposition density values of ^{239,240}Pu were in the range of 20–40 Bq/m^2.

Generalizing it could be noted that magnitude of load of both ^{137}Cs and ^{239,240}Pu on the environmental ecosystems at a large extent depends on meteorological factors, two of them being direction of air masses movement from radioactive source and wet precipitation. The results of investigations showed that properties of radionuclides as chemical elements conditioned the ^{137}Cs and ^{239,240}Pu distribution as well as retention in the surface soil of the investigated region.

Conclusions

A thick sampling grid at the Baltic Sea coast allowed us to determine specific inhomogeneous distribution of ^{137}Cs and ^{239,240}Pu activities in the topsoil layer of forests and beach sand. Referring to the averaged values of those radionuclide activities, the defined ratios of the forested soil:sand were estimated. For ^{137}Cs activity, the ratio range was 29.3–36.7 and for ^{239,240}Pu it changed from 1.5 to 3.0. Based on the obtained ratios we can point out that organic matter component has larger influence on long-lasting ^{137}Cs retention in soil than that on ^{239,240}Pu.

References

1. *Almgrem S., Barregard L., Isaksson M. Measurements and comparison of gamma radiation doses in a high and a low ^{137}Cs deposition area in Sweden // J. Environ. Radioact. – 2008. – Vol.99, No.11. – P.1750–1755.*
2. *Baeza A., Hernandez S., Guillen F.J., Moreno G.A., Manjon J.L., Pascual R. Radiocaesium and natural gamma emitters in mushrooms collected in Spain // Sci. Total Environ. – 2004. – Vol.318, No.1–3. – P.59–71.*
3. *Bossew P, Ditto M., Falkner T., Heinrich E., Kienzl K., Rappelsberger U. Contamination of Austrian soil with caesium-137 // J. Environ. Radioact. – 2001. –Vol.55, No.2. – P.187–194.*
4. *Butkus D., Konstantinova M. Studies of long-term vertical migration of ^{137}Cs in soil // Environ. Chem. Phys. – 2003. – Vol.25. – P.75–80.*
5. *Carbol P., Solatie D., Erdmann N., Nylen T., Betti M. Deposition and distribution of Chernobyl fallout fission products and actinides in a Russian soil profile // J. Environ. Radioact. – 2003. – Vol.68. – P.27–46.*
6. *Edvarson K,. Fallout over Sweden from the Chernobyl accident // The Chernobyl fallout in Sweden / L. Moberg (ed.). – Stockholm : Swedish Radiation Protection Authority, 1991.*
7. *Галвонайте А. Анализ метеорологических условий в Литве после аварии на Чернобильской АЭС // Физика атмосферы. – Вильнюс, 1989. – №14. – С.11–19.*
8. *Gudiksen P.H., Harvey T.F., Lange R. Chernobyl source term,atmospheric dispersion, and dose estimation // Health Phys. – 1989. – Vol.57. – P.697–706.*
9. *Krolas K., Kubala M., Sciezor T. Ground deposition of long-lived gamma emitters in Poland from the Chernobyl accident // Acta Physica Polonica. – 1987. – B18, 12. – P.1179–1186.*
10. *Kruyts N., Delwaux B. Soil organic horizons as amajor source for radiocesium biorecycling in forest ecosystems // J. Environ. Radioact. – 2002. – Vol.58, No.2–3. – P.175–190.*
11. *Lee M.H., Lee C.W. Association of fallout-derived ^{137}Cs, ^{90}Sr and ^{239,240}Pu with natural organic substances in soils // J. Environ. Radioact. – 2000. – Vol.47. – P.253–262.*
12. *Mazeika J. Radionuclides in geoenvironment of Lithuania: Monograph. – Vilnius, 2002. – 216 p.*
13. *Morkuniene R., Valuntaite V., Girgzdys A., Astrauskienл N. ^{137}Cs contamination and its vertical distribution in the Curonian Spit soil // J. Environ. Engin. Landscape Management. – 2005. – Vol.13, No.3. – P.121–125.*
14. *Niese S., Gleisberg B. Determination of radioisotopes of Ce, Eu, Pu, Am and Cm in low-level wastes from power reactors using low-level measuring techniques // Appl. Radiation and Isotopes. – 1996. – Vol.47, No.9–10. – P.1113–1114.*
15. *Reponen A., Jantunen M., Paajero J., Jaakola T. Plutonium fallout in Southern Finland after the Chernobyl accident // J. Environ. Radioact. – 1993. – Vol.21. – P.119–130.*
16. *Shabana E.I., Al-Shammari H.L. Assessment of the global fallout of plutonium isotopes and americium-241 in the soil of the central region of Saudi Arabia // J. Environ. Radioact. – 2001. – Vol.57, No.1. – P.67–74*
17. *Shaw G., Farington-Smith J.G., Kinnersley R.P., Minski M.J. Dry deposition of aerosol-particles within model spruce canopies // Sci. Total Environ. – 1994. – Vol.157. – P.17–23.*

TRANSFER OF ^{137}Cs AND ^{90}Sr TO PLANTS FROM CONTAMINATED MEDIUM

B. Luksiene[1], D. Marciulioniene[2], D. Montvydiene[2], I. Gudeliene[2]

[1]Institute of Physics, Lithuania, bena@ar.fi.lt
[2]Institute of Botany, Lithuania, radeko@ar.fi.lt

ПЕРЕДАЧА ^{137}Cs И ^{90}Sr РАСТЕНИЯМ ИЗ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Б. Люксиене[1], Д. Маркиулиониене[2], Д. Монтвыдиене[2], И. Гудильене[2]

[1]Институт физики, Литва
[2]Институт ботаники, Литва

Introduction

The understanding of the chemical, biological and physical mechanisms and processes governing the transfer and bioavailability of radioactive materials in ecosystems is still an important subject for research in radioecology [22]. Because of human activity substantial amounts of artificial radionuclides, fission products ^{137}Cs and ^{90}Sr among them, have been introduced into the environment and have caused radionuclide contamination of large areas world-wide. Spreading of radionuclides over the ground surface depends on radionuclide physical and chemical properties, their speciation as well as geophysical and geochemical peculiarities also on the meteorological factors. Therefore, the radionuclide distribution is an inhomogeneous in space and time. Based on knowledge of contaminant accumulation processes and probable accumulation sites, much more valuable information can be obtained and radioecological investigations can be directed to specific regions, having geochemical barriers. When radionuclides get into soil they join the processes of biological circulation in the system "soil – plant roots" [3].

Radionuclide accumulation in plants from soil via root system is rather complex and insufficiently investigated process. It is influenced by radionuclide physical and chemical properties as well as by soil type, its pH, sorption capacity and organic matter amount and the plant biological peculiarities [1, 2].

Up to now processes of radionuclide translocation (radionuclide transfer from one plant part to another, also transfer from the root system to plant aboveground part) are not entirely examined [7, 20]. Basic factors having an effect on these processes are the plant physiological peculiarities and its growth stage. For example, the investigation results of ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer from soil to plant roots and their translocation in the plant are scarce and often contradictory. In radioecological research, interest shifts to elucidating the chemical, biological and physical mechanisms governing the root uptake and translocation of radionuclides from soils [4].

Plant growth medium contaminated with higher activity of radionuclides gives an exclusive chance for the study of radionuclides movement in environment influenced by biotic and abiotic factors. It is generally known that bioaccumulation of metal ions by plants from soil solution depends on genetically determined biochemical properties, total metabolic activity and plant growth rate [15].

This study presents results characterising effect of different ^{137}Cs and ^{90}Sr activity on *Lepidium sativum* L. that was grown in contaminated aqueous medium and *Tradescantia* clone BNL 02 that was immersed in it under laboratory conditions as well as distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in non-cultivated and non-fertilised Lithuanian soils and different plant species growing in those soils.

Materials and methods

^{137}Cs and ^{90}Sr model systems. Hydroponics system for model experiments was prepared using ^{137}CsCl and $^{90}SrCl_2$ solutions (Vsesojuznoje objedinienije "Izotop", Leningradskoje otdelenije, FSU). The ^{90}Sr isotope was in equilibrium with ^{90}Y. Initial 0.1 ml volume of each chloride was diluted 10^3–10^6 times or even more in order to obtain the radionuclide activity concentration necessary for the study. In a separate variant of experimental series we used different radionuclide activity concentrations. ^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentrations in the hydroponics systems are presented in Table 1.

Test-organisms. In experimental laboratory investigations two bioassays – test-plants *Lepidium sativum* L. and *Tradescantia* clone BNL 02 – were used. Experiments with *Lepidium sativum* L. were conducted according to the modified I. Magone [11] method and the experiment duration was 2 days. The radionuclide toxic impact was evaluated by seed germination and root (vegetative organ) growth. Experiments with *Tradescantia* were performed by use modi-

Table 1. *^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentrations for Lepidium sativum L. and Tradescantia (clone BNL 02) treatment in hydroponics systems*

Radionuclide	Lepidium sativum L.	Tradescantia (clone BNL 02)
	Activity Concentration, Bq/L	Activity Concentration, Bq/L
^{137}Cs	$4\cdot10^2$	1.0
	$4\cdot10^3$	$1\cdot10^1$
	$4\cdot10^4$	$1.25\cdot10^2$
	$4.4\cdot10^5$	$1.25\cdot10^3$
^{90}Sr	$1\cdot10^2$	2.0
	$3\cdot10^3$	$1.8\cdot10^1$
	$3\cdot10^4$	$6.4\cdot10^4$
	$2\cdot10^5$	$6.4\cdot10^5$

fied methods [12, 13]. The experiment duration was 14 days and radionuclide genotoxic impact was evaluated according to the somatic (colourless and morphological) mutations in the blossom (generative organ) stamen-hair cells as well as the amount of non-viable cells, indicating their reproductive ability inhibition.

The test was carried out following a modified Magone [11] method. Briefly, 10 ml of lake water (as control) or a test aqueous solution of ^{137}Cs or ^{90}Sr was pipetted onto three layers of filter paper fitted into a 9-cm glass Petri dish. Twenty-five healthy looking *L. sativum* seeds of similar size were distributed evenly on the filter paper. The Petri dishes were placed in the darkness at 24±1 °C for 48 h. Afterwards, non-germinated seeds were counted, and root length was measured. Each experimental testing scheme involved 3 control dishes and 3 replications for each concentration activity of the radionuclides. The pH of lake water and test solutions with ^{137}Cs and ^{90}Sr was 7.5.

The level of toxic impact on *L. sativum* was assessed by the modified method of Wang [21]. According to the root growth inhibition of 100–60, 61–40, 41–20% and lower than 19%, the toxic impact of the tested sample solutions on *L. sativum* was classified as very strong, strong, moderate and weak, respectively. The tested concentration was considered non-toxic if the biological parameter of *L. sativum* did not statistically differ from the control, and it was considered extremely toxic if the seeds did not germinate. The samples of plants growing on non-cultivated and non-fertilised soil and samples of that soil were collected at background monitoring stations of the Plunge, Varena and Ignalina regions during the summertime of 1993–2007 (Fig. 1).

The following eleven plant species were sampled for the investigations: *Hylocomium splendens* (Hedw.) Shimp, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn, *Dryopteris filix-mas* (L.) Schott, *Vaccinium myrtillus* L., *Calamagrostis arundinacea* (L.) Roth., *Sphagnum* sp., *Calluna vulgaris* (L.) Hull, *Calla palustris* L., *Ledum palustre* L., *Hypericum perforatum* L. and *Dactylis glomerata* L. The sampled test-plants were divided into roots and above-ground parts, dried and mineralized at 400 °C.

^{137}Cs activity in plant samples was measured using the high purity germanium detector, with the relative efficiency of 30% and energetic resolution of 1.72 keV at 1333 keV [8, 10]. From the first, methods from Sokolova, Pimpl and Suomela [14, 18, 19] were used for ^{90}Sr determination in samples. Sr-90 determination was based on its daughter product Y-90 measurement with the low background radiometer UMF-1500M, with the efficiency of 17%. From 2002, ^{90}Sr in equilibrium with ^{90}Y was measured with the liquid scintillation spectrometer Tricarb 3170TR/SL, efficiency of measurement was 39%.

Results and discussion

The radionuclide concentration in the soil solution is the key characteristic [9] determining its uptake by plants, therefore we assume that the hydroponic systems may be applicable as patterns of soil solution. On the other hand, the laboratory studies reveal potential ability to use the higher ^{137}Cs and ^{90}Sr concentration than naturally existing for the investigations of their effect on the plant growth. The set-up of hydroponics systems in our research was made relying on the statement [5] that application of complex biological effects cab be expedient after an impact of a separate factor is studied. Actually, the investigations of the biological effect of ^{137}Cs and ^{90}Sr on test-organisms (*Lepidium sativum* and *Tradescantia)* revealed different plant response to the impact of those radionuclides. The obtained data on ^{137}Cs and ^{90}Sr transfer from soil to plants under natural conditions provide more information on this not well analyzed radioecological item.

By investigating the effect of different ^{137}Cs activity on *L. sativum* seed germination, it was established that after 2 days the seed germination differed from the controls insignificantly. However, this radionuclide, statistically significantly (11–12%), stimulated root growth as compared to controls. Seed germination, when they were grown in the hydroponic system with ^{90}Sr, as in the case of ^{137}Cs, statistically did not differ from controls. However, ^{90}Sr activities studied influenced the plant *L. sativum* root growth after 2 days of cultivation in a different way as compared to ^{137}Cs treatment. ^{90}Sr activity in the range of $1\cdot10^3$–$2\cdot10^4$ Bq/L after 2 days induced a statistically significant (8–12%) inhibition of the root growth while the highest ($2\cdot10^5$ Bq/L) ^{90}Sr activity concentration applied, on the contrary, stimulated the root growth by 14% compared to control.

Consequently, the determined stimulating effect by ^{137}Cs and ^{90}Sr on *Lepidium sativum* root growth could not be understood as useful or even harmless plant response to the impact of ionizing radiation. Citogenetic injuries during the latter plant development can have influence on its

Fig. 1. *Stations of background monitoring of the Lithuanian regions (Plunge, Varena, Ignalina)*

genetic organs and reduce plant reproductive abilities. Also they can cause changes of meristemic tissues because of biochemical derangements of cell metabolism [6, 17].

The present investigation of the genotoxic impact of the radionuclides on *Tradescantia* clone 02 showed that on the 14th day of treatment the lowest activity concentration of ^{137}Cs caused 1.4% of somatic mutations and morphological anomalies and decreased the ability of cell division by 19%, while the effects of the lowest activity concentration of ^{90}Sr on these parameters were 1.8% and 28%, respectively. The increase in the activity concentration of ^{137}Cs from 1.0 to $1.25 \cdot 10^3$ Bq/L and of ^{90}Sr from 2.0 to $6.4 \cdot 10^5$ Bq/L caused a decrease in the cell division ability of stamen hair of *Tradescantia*, whereas the number of somatic mutations and morphologic anomalies changed insignificantly.

The range of soil contamination with ^{137}Cs and ^{90}Sr under natural conditions was approximately comparable to that in hydroponics system at the lowest ($4 \cdot 10^2$ and $1.0–1 \cdot 10^1$ Bq/L) concentrations of ^{137}Cs and ^{90}Sr, respectively. During the investigated period, the highest ^{137}Cs activities in the soil were determined in the Plunge region, with the average 340 Bq kg^{-1} value in 1997 (Fig.2). From 1996 to 2002 ^{137}Cs activity in soil of the Plunge region did not change much, while in 2007 the decrease of ^{137}Cs activity was observed. The highest average value of ^{137}Cs activity in soil of Varena region was determined in 1996 (103 Bq kg^{-1}) and in soil of the Ignalina region (115 Bq kg^{-1}) in 1997 (Fig. 2).

However, significant decline of ^{137}Cs activity in soil of these regions was not obsereved. ^{90}Sr activity in soil also decreased significantly only in the Plunge region over 1996–1997 (with the highest value of 82 Bq kg^{-1} in 1996), and later it hardly changed, while in other investigated regions ^{90}Sr activity in soil changed not much during all investigated period (Fig. 2). The decrease of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity in the soil of the Plunge region can be influenced by several processes and factors, such as mechanical soil composition, soil ion-exchange capacity and moisture of soil, low additional penetrating of radionuclides into the soil, due to global fallout, decay of radionuclides, their migration to the deeper soil layers or uptake by plants.

Average values of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity in plants of all investigated regions varied in quite a wide range. Of the investigated plants the highest activity of both ^{137}Cs and ^{90}Sr was determined in *Pteridium aquilinum*.

The highest average value of ^{137}Cs activity in plants of the Varena region was determined in 1993 (226 Bq kg^{-1} d.

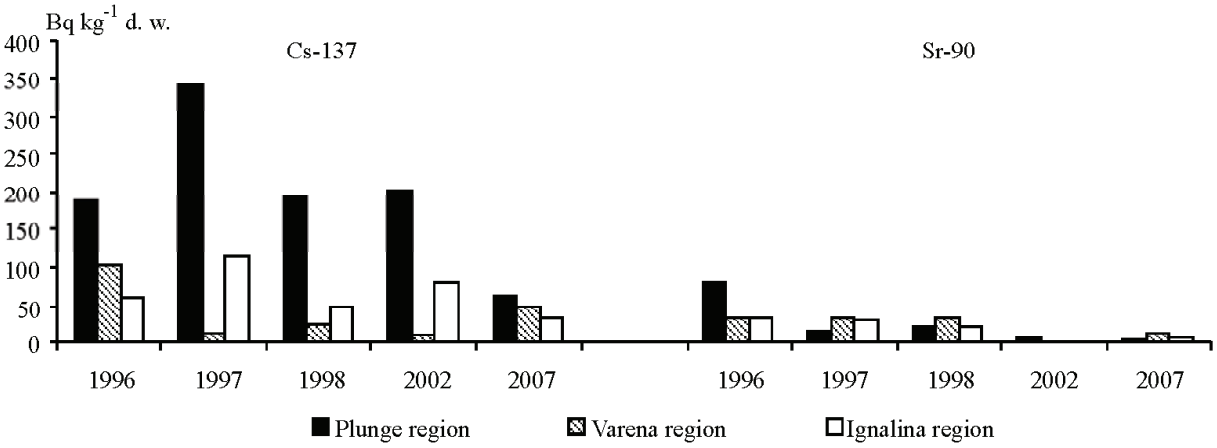


Fig. 2. *Average values of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity (Bq kg^{-1} d. w.) in soil at background monitoring stations in the Ignalina, Varena, and Plunge regions*

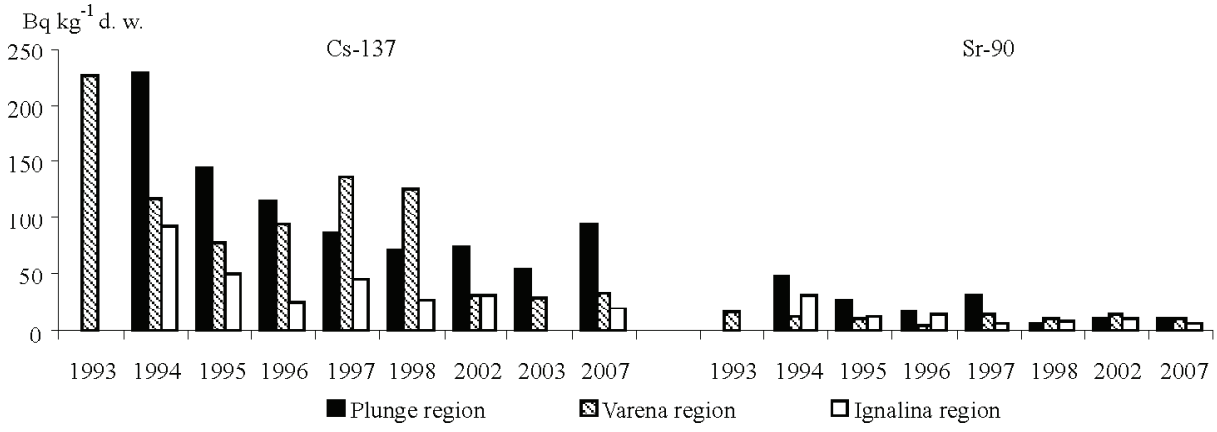


Fig. 3. *Average values of ^{137}Cs and ^{90}Sr activity (Bq kg^{-1}, d. w.) in plants at background monitoring stations in the Ignalina, Varena, and Plunge regions*

w.) and in plants of Plunge and Ignalina regions in 1994 (227 and 92 Bq kg^{-1} d. w., respectively) (Fig. 3). From 1993 a substantial decrease of ^{137}Cs activity in plants in all investigated regions was observed: in Varena over 1993–1994, Ignalina over 1994–1995 and in Plunge over 1994–1997. Later on, ^{137}Cs activity in plants of Plunge and Ignalina regions changed a little, while that in plants of the Varena region decreased stil lfuther over 1998–2002 (Fig. 3).

The highest average value of ^{90}Sr activity in plants of the Varena region was determined in 1993 (17 Bq kg^{-1} d. w.) and in plants of Plunge and Ignalina regions in 1994 (49 and 33 Bq kg^{-1} d. w., respectively) (Fig. 3). Average values of ^{90}Sr activity in plants of the Varena region were diminishing very slightly over 1993–1994, while in plants of Plunge and Ignalina regions diminishing was stronger and was observed in 1994–1995. The average values of ^{90}Sr activity in plants of investigated Lithuanian regions changed a little from 1995 to 2007 (Fig. 3). The decrease of investigated radionuclides activity in plants might be influenced by the soil characteristics , because plants absorb major part of radionuclides from it, as well as by characteristics of the plants, such as distribution of plant rooting zone in the soil, different mineral nutrition and metabolism of plants or competition between plants. ^{90}Sr activity in plants of investigated regions decreased slower than that of ^{137}Cs, although half-lives of both radionuclides are rather similar. That might be related to the ^{90}Sr and ^{137}Cs migration differences in system "soil – plant". ^{137}Cs is distinguished by long retention duration in soil, whereas major part of ^{90}Sr can be attributed to the exchangeable form [16].

Conclusions

On the basis of experimental results of test-plant *Lepidium sativum* cultivation in different aqueous solutions of different ^{137}Cs and ^{90}Sr concentrations, i.e. $4 \cdot 10^2$ to $4 \cdot 10^5$ Bq/L and $1 \cdot 10^3$–$2 \cdot 10^5$ Bq/L, respectively, the plant reactions were determined. Tested concentrations of both ^{137}Cs and ^{90}Sr did not have an influence on the seed germination. The studied ^{137}Cs concentrations induced a slight stimulation (by 11–12%) of the *L. sativum* root growth. Among all ^{90}Sr activity concentrations only the highest one stimulated the *L. sativum* root growth by 14%. All other studied ^{90}Sr activity concentrations slightly (8–12%) inhibited the root growth.

At comparable ^{137}Cs and ^{90}Sr concentrations, the different genotoxic effect on *Tradescantia* stamen hair cells was determined. ^{137}Cs impact was mostly pointed to stamen hair cell reproduction whereas ^{90}Sr under those conditions induced more mutations. Data of investigations of ^{137}Cs and ^{90}Sr concentrations in non-cultivated and non-fertilised soil as well as in the eleven plant species growing in that soil were obtained in the period of 1993–2007. The results revealed that auto-rehabilitation processes in the soil were much slower than those in the plants.

References

1. *Aleksakhin R.M. Sel'skokhozjajstvennaja radioekologija. – Moskva : Ekologija, 1991. – 400 p.*
2. *Avery S.V. Fate of Caesium in the Environment: Distribution between the Abiotic and Biotic Components of Aquatic and Terrestrial Ecosystems // J. Environ. Radioactiv. – 1996. – No.30. – P.139–171.*
3. *Butkus D., Luksiene B., Konstantinova M. Evaluation of ^{137}Cs soil-to-plant transfer: natural and model experiments // J. Nucl. Radioanalyt. Chem. – 2009. – Vol.279, No.2. – P.411–416.*
4. *Ehlken S., Kirchner G. Environmental processes affecting plant root uptake of radioactive trace elements and variability of transfer factor data: a review // J. Environ. Radioact. – 2002. – Vol.58, No.2–3. – P.97–112.*
5. *Евсеева Т.И., Гераськин С.А., Майстренко Т.А. и др. Проблемы количественной оценки биологических эффектов совместного действия факторов радиационной и химической природы // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2008. – Т.48, №2. – С.203–211.*
6. *Евсеева Т.И., Гераскин С.А., Храмова Е.С. Цитогенетические эффекты раздельного и совместного действия нитратов ^{232}Th и Cd на клетки корневой меристемы Allium cera // Цитология. – 2001. – Т.43(8). – Р.803–808.*
7. *Fortunati P., Brambilla M., Speroni F. et al. Foliar uptake of ^{134}Cs and ^{90}Sr in strawberry as function by leaf age // J. Environ. Radioact. – 2004. – Vol.71. – P.187–199.*
8. *Gudelis A., Remeikis V., Plukis A., Lukauskas D. Efficiency calibration of HPGe detectors for measuring environmental samples // J. Environ. Chem. Phys. – 2000. – Vol.22. – P.117–125.*
9. *Konoplev A.V., Viktorova N.V., Virchenko E.P. et al. Influence of agricultural countermeasures on the ratio of different chemical forms of radionuclides in soil and soil solution // Sci. Total Environ. – 1993. – Vol.137. – P.147–162.*
10. *Luksiene B., Druteikiene R., Gvozdaite R. et al. Comparative analysis of $^{239, 240}Pu$, ^{137}Cs, ^{210}Pb and ^{40}K spatial distribution in the top soil layer at the Baltic coast // J. Environ. Radioact. – 2006. – Vol.87. – P.305–314.*
11. *Magone I. Bioindication of toxicity of transport emission // The impact of highway emission on natural environment / Ed. A.A. Rupajs. – Riga, 1989. – P.108–116.*
12. *Mericle I., Mericle R. Genetic nature of somatic mutations for flower color in Tradescantia clon 02 // Radiat. Botany. – 1967. – No.7. – P.449–464.*
13. *Osipova P., Shevchenko V. Ispol'zovanie Tradeskancii (klon 02 i 4430) v issledovanijakh po radiacionnomu i khimicheskomu mutagenezu // Zhurnal obshchej biologii. – 1984. – No.45. – P.226–232.*
14. *Pimpl M. Analytical procedure to determine ^{90}Sr in soil : IAEA International Training Course on "Determination of Radionuclides in Environment Samples". – Karlsruhe, 1996.*
15. *Pipiska M., Lesny J., Hornik M. et al. Plant uptake of radiocesium from contaminated soil // Nukleonika. – 2004. – No.49 (Suppl. 1). – P.S9–S11.*
16. *Shestopalov V., Kashparov V., Ivanov Y. et al. Pathway of the migration of "Chernobyl-type" radionuclides in the terrestrial ecosystems // Proc. Int. Conf. "Fifteen Years after the Chernobyl Accident. Lessons learned". – Kiev, 2001. – P.1–29.*
17. *Shevchenko V.A., Pomeranceva M.D. Geneticheskie posledstvija dejstvija ionizirujushchikh izluchenij. – Moskva : Nauka, 1985. – 279 p.*
18. *Sokolova I. Calcium, strontium-90 and strontium in sea organisms. – Kiev, 1971.*
19. *Suomela J. Methods for determination of strontium-90 in food and environmental samples by Cerenkov counting: SSI-report No.93-11. – Stockholm : Swedish Radiation Protection Institute, 1993.*
20. *Tyson M.J., Sheffield E., Callaghan T.V. Uptake, transport and seasonal recycling of ^{134}Cs applied experimentally to bracken (Pteridium aquilinum L. Kuhn) // J. Environ. Radioact. – 1999. – No.46. – P.1–14.*
21. *Wang W. Use of plants for the assesment of environmental contaminants // Rev. Environ. Contam. – 1992. – Vol.126. – P.88–127.*
22. *Wasserman M.A., Bartoly F., Portilho A.P. et al. The effect of organic amendment on potential mobility and bioavailability of ^{137}Cs and ^{60}Co in tropical soils // J. Environ. Radioact. – 2008. – Vol.99, No.3. – P.554–562.*

IMPACT OF IGNALINA NPP DISCHARGES ON MACROPHYTES OF LAKE DRUKSIAI

D. Marciulioniene, D. Montvydiene
Institute of Botany, Lithuania, radeko@ar.fi.lt

ВЛИЯНИЕ РАЗРЯДА ИНГАЛИНСКОГО АТОМНОГО КОМБИНАТА НА МАКРОФИТЫ ОЗЕРА ДРУСКАЙ

Д. Маркиулиониене, Д. Монтвыдиене
Институт ботаники, Литва

Ignalina Nuclear Power Plant (INPP) is located in the North-East part of Lithuania at Lake Druksiai utilized as a cooling pond. The Unit One was put into operation in 1983 and was decommissioned in 2005; the Unit Two was launched in 1987 and must be closed in 2009. During operation of INPP the lake is impacted not only by thermal, but also by chemical and radioactive pollution. INPP discharges into the lake various waste water, which are mainly the multi-component mixtures of chemical substances (such biogenic elements as nitrogen and phosphorus, diluted weak organic acids, heavy metals (HM), radionuclides, petrolic hydrocarbons, various detergents and ect.) [1]. The aim of this study was to determine the accumulation of ^{137}Cs and ^{60}Co in macrophytes of Lake Druksiai and to assess the influence of INPP discharges on radioecological and ecotoxicological state of the lake.

Samples of water, bottom sediments and plants were taken from INPP channels and Lake Druksiai for ecotoxicological and radioecological analysis in 1988–2004 and 2007–2008 at the most important INPP waste water (WW) channels: in the industrial storm water and process water channel (ISW), in the cooling water discharge channel (CW) and in 4 monitoring stations of Lake Druksiai (fig. 1). Activity of radionuclides in macrophytes and bottom sediments was measured using the methods described in the publications [2]. Phytotoxicity tests were carried out using garden-cress (*Lepidium sativum* L.), great duckweed (*Spirodela polyrrhiza* L. (Schleid.)) [3] and spiderwort (*Tradescantia* clone 02) [4].

The values of ^{137}Cs, ^{90}Sr, ^{60}Co and ^{54}Mn activities detected in the plants and bottom sediments of Lake Druksiai in 1988–1999 were high by depending on year and monitoring station. The highest values of ^{60}Co and ^{54}Mn activity in the lake plants (respectively 200 and 90 Bq/kg) and bottom sediments (respectively 180 and 204 Bq/kg) were detected in the impact areas of the waste water of ISW and CW channels (7-th and 4-th monitoring station) (fig. 2). In most cases the highest values of activities of all analyzed radionuclides in bottom sediments and lake plants were detected in the period 1988–1990 when the Unit Two was put into operation. However, from 1994–1996 a tendency of reduction of radionuclides activity, especially ^{60}Co and ^{54}Mn, in plants (fig. 2) and bottom sediments has been observed.

In 2007 the values of ^{137}Cs activity in macrophytes of Lake Druksiai depending on place of their collection ranged between 3–22 Bq/kg. ^{60}Co activity was detected only in plants at the 7-th and 4-th monitoring stations (respectively 42 and 1.3 Bq/kg), and activity of ^{54}Mn in tested macrophytes was lower than minimum detectable level.

Investigations have showed that the values of ^{137}Cs activity in the macrophytes of Lake Druksiai were higher than that at ISW and CW channels of INPP. Values of activities of ^{60}Co and ^{54}Mn, on the contrary, were lower in the tested

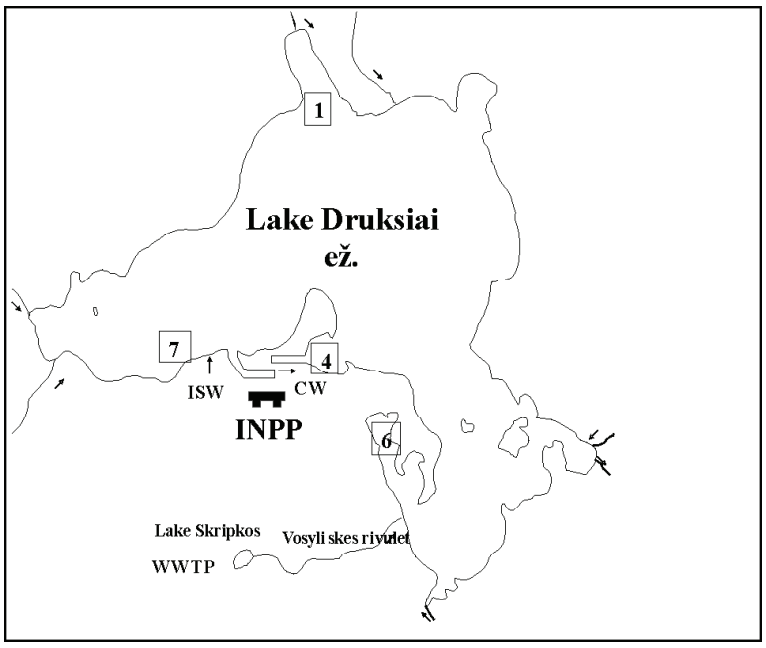


Fig. 1. *Scheme of the discharge channels of INPP and monitoring stations of Lake Druksiai. Monitoring stations of Lake Druksiai (St. 1 – the furthest from the INPP; St. 4 – about 200 m from cooling water discharge channel; St. 6 – at the zone of impact of waste water of Visaginas municipal WWTP; St. 7 – at the discharge zone of waste water of industrial-storm water sewage of the INPP; CW – cooling water channel; ISW – channel of industrial-storm water and process water discharge; WWTP – Visaginas municipal waste water treatment plant*

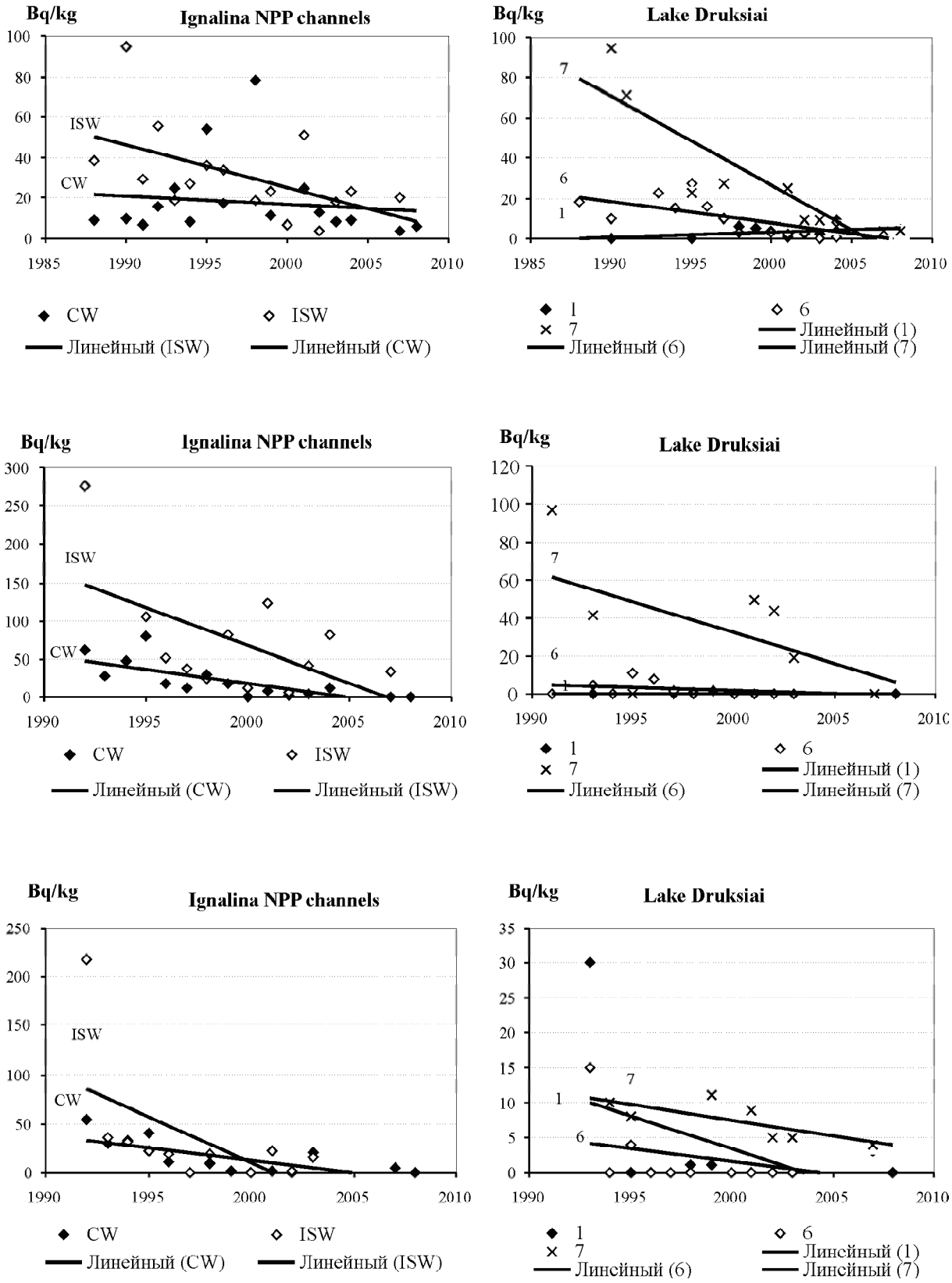


Fig. 2. *Dynamics of shift of ^{137}Cs, ^{60}Co and ^{54}Mn activity (Bq/kg, d.w.) in plant Myriophyllum spicatum*

macrophytes of Lake Druksiai than that in the above mentioned INPP channels.

Data of long-term tests of radionuclide activity in macrophytes of Lake Druksiai showed that radioecological situation of the lake improved constantly. However, in 2007–2008 only 3 most resistant to the anthropogenic pollution species of macrophytes (*Ceratophyllum demersum*, *Myriophyllum spicatum* and *Potamogeton perfoliatus)*, were detected in the main part of the lake directly impacted by the waste water of ISW and cooling water of INPP. Additionally, sharply decreased the number of macrophyte species in the other more distant from the INPP facilities parts of the lake. This decrease may be caused by the total impact of radioactive, chemical and thermal pollution. It should be noted that total impact of the above mentioned pollution may be higher than that of separate radioactive, chemical or thermal pollution.

The impact of waste water of INPP on plants test-organisms in 1988–2000 and 2007–2008 according to toxicity and genotoxicity scale differed slightly. In most cases, these waste waters caused weak toxic impact or were non-toxic for common *S. polyrrhiza* and *L. sativum*, for *Tradescantia* they were medium or strongly genotoxic. In 1988–2000 and 2007–2008 from the INPP waste water directly flowing into the Lake Druksiai the most toxic for the tested plants was waste water from ISW channel. Water of the Lake Druksiai for *S. polyrrhiza* was mostly non-toxic, for *L. sativum* slightly toxic or non-toxic, and for *Tradescantia* water of the 6-th and the 7-th monitoring stations was medium, and for the 1-rst station slightly or medium genotoxic. All tested waste water caused various (non-specific) morphological changes of common duckmeat.

Ecotoxicological investigations of Lake Druksiai performed with *L. sativum* showed that various toxic substances discharged from INPP into Lake Druksiai. Regression analysis of these data demonstrated the tendency of the increased toxicity to *L. sativum* of water and bottom sediments of CW channel and the 7-th monitoring station of Lake Druksiai directly impacted by the waste water from ISW channel (fig. 3). Water and bottom sediments of the other INPP discharge channels and monitoring stations of Lake Druksiai to *L. sativum* were moderately or slightly toxic (except the bottom sediments of ISW channel which were strongly toxic in some cases) and have changed little during the period of investigations. Obtained data showed that though toxic substances discharged from INPP may accumulate in the bottom sediments of Lake Druksiai, the constant penetration of them with the INPP discharges increased the amount of toxic substances not only in the bottom sediments, but also in the lake water.

Chelating agents (complexones) discharging into Lake Druksiai with the INPP waste water, in comparison with the other known toxic substances (e.g. heavy metals) are not very toxic. Toxic effects to macrophytes they caused in rather high concentration (50 mg/L) [1]. However, complexones can easily make complexes with metals and in the following way enhance their bioavailibility [1].

Accumulating of chemical substances make impact on organisms. Wherefore, in order to assess the impact of different HM on plants, it is necessary to know the peculiarities of their accumulation. Obtained data showed that among the tested metals Cr^{6+} accumulated in the least amounts in cell wall of algae *Nitellopsis obtusa* from the model mixture (HMMM) prepared on available data of the average annual

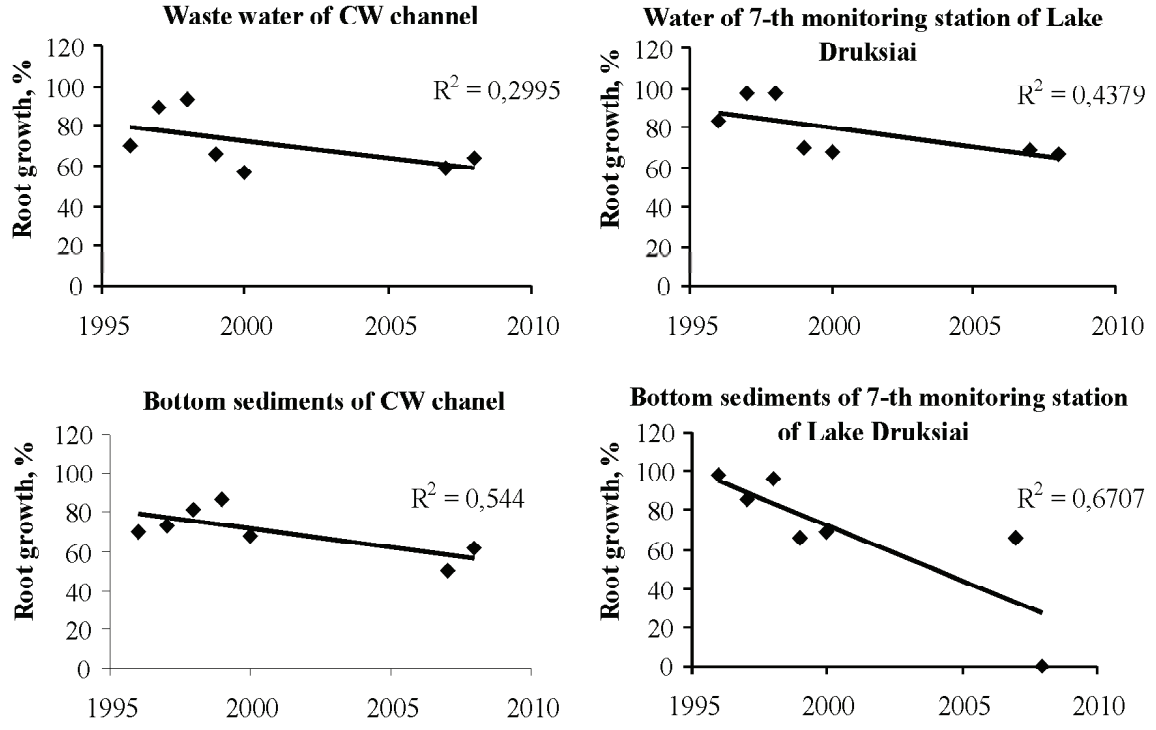


Fig. 3. *Changes in* Lepidium sativum *root growth in water and bottom sediments of cooling water*

amounts of representative HM (Cr^{6+}, Cu^{2+}, Cd^{2+}, Ni^{2+}, Mn^{2+}, Pb^{2+}, and Zn^{2+}) in cooling waste water discharged from the INPP into Lake Druksiai. Mn^{2+} and Pb^{2+} were the most accumulated metals in cell wall of tested plant [5]. Additionally, the accumulation coefficients of all HM metals in cell wall were in one series higher than that of protoplasm. Rather low ratio between accumulation coefficients in cell wall and protoplasm showed that tested HM get into inner compartments of cell in quite amounts [5]. Consequently, this may stipulate the toxicity degree of HM mixture.

Organisms in natural water and waste water are often exposed to the metal mixture; however, for the assessment of the toxic impact of their mixtures on plants and for the understanding of the interaction among metals within the mixture, the toxic effects of a single metal must be determined. It was ascertained that Cd and Cu were the most toxic and Zn was the least toxic among the tested HM (Cd; Cu; Cr(VI); Ni; Mn(II); Pb and Zn) on test-organisms (*L. sativum*, *S. polyrrhiza* and *Tradescantia* clone 02). The investigations of toxicity and genotoxicity of the above mentioned HMMM mixture on plants test-organisms showed that even initial concentration of that mixture was moderately genotoxic to *Tradescantia* clone 02, slightly toxic to *S. polyrrhiza* and non-toxic to *L. sativum*. Heavy metal concentrations in the model mixtures in most cases having caused the analogous toxic impact effect (EC_{50}) on *S. polyrrhiza*, *L. sativum* and *Tradescantia* clone 02 were from several to several thousand times lower than single metal concentrations having caused the same effect. This shows that toxic impact of multi-component HM mixture on plants depends not only on plant species and the concentration of metals within the mixture but also on the interaction of metals within that mixture.

Investigations of the accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr in *L. sativum* and the response of this plant to the impact of these radionuclides demonstrated that ^{137}Cs irrespective of the activity concentration, which was 40–400 kBq/L in aquatic medium, slightly induced the growth of roots and shoots of tested plants. However, all studied ^{137}Cs activity concentrations suppressed the RNA-polymerase II activity in the cell's nucleus. ^{90}Sr activity in the range 0.3–200 kBq/L stimulated the shoot growth and RNA-polymerase II activity. Although ^{137}Cs and ^{90}Sr at test concentrations stimulated plant growth, it suppressed the initial processes of protein synthesis in nucleus. Hence, tested plants were under stress [6]. The process of enhanced growth in plants caused by toxicants can disturb plant enzyme activity by metabolic products, and the degree of damages depends on the intensity of metabolism [7, 8].

It was found that relatively low ^{137}Cs and ^{90}Sr activity concentrations (0.01 and 0.002 kBq/L, respectively) in aquatic medium caused strong genotoxic effect on *Tradescantia* clone 02. All the tested *Tradescantia* plants died after 14 days in the mixture of ^{90}Sr, ^{137}Cs, ^{236}Pu and model mixture (HMMM) prepared on the average data of the annual amounts of HM in cooling waste discharge from INPP into Lake Druksiai. The activity concentrations of ^{90}Sr, ^{137}Cs, and ^{236Pu} in aquatic medium were 64.0; 0.13; and 0.0001 kBq/L, respectively.

In aquatic medium radionuclides as well as the other toxic substances interact with plant in cell wall level primarily. Therefore, it is very important to determine the processes of radionuclide accumulation and localization in plant cell, as well as to assess the impact of chemical or/and thermal pollution on these processes [9]. Investigations of the impact of chelating agents (complexones), thermal pollution (up to 31 ˚C), dissolved organic materials and discharges of INPP on the accumulation of technogenic radionuclides in the tested plant species and their cells showed that the level of radionuclide accumulation in them is stipulated by alteration of functional state of plant and changes of physical-chemical properties of radionuclides, which influence physical-chemical processes between aquatic medium and plant cell. Nitrates which discharge into Lake Druksiai with waste water of INPP and Visaginas municipal waste water treatment plant could change ^{137}Cs accumulation in plants and to cause their growth.

In compliance with investigations we can state that thermal and chemical pollution can influence not only accumulation levels of radionuclides in plants, but also can alter processes of radionuclides uptake in them.

Studies of the impact of thermal pollution on the aquatic plants showed that the speed of protoplasm movement and cell growth in length of *Nitellopsis obtusa* increased markedly with the increasing of water temperature from 19 to 30 ˚C. However, already on the 14-th day, the death of 50% of plant cells was observed. This shows that the thermal pollution can reduce plant vitality and cause its death. In Lake Druksiai zone suffering by thermal pollution from INPP after intensive vegetation of plants in 1986–1988, the extinction of plant species less resistant to thermal impact was observed. In 2007 and 2008 only two most resistant to thermal pollution species of macrophytes (*Ceratophyllum demersum* and *Potamogeton perfoliatus*), were found in this zone of the lake. In addition, due to thermal impact the vegetation period of these macrophytes changed. It was determined that under thermal pollution the toxic impact of chemical substances on plants increases. This can be stipulated by the increasing of accumulation of these substances and their access to the inner compartments of cell due to the increase of permeability of cell membranes.

Long-term investigations showed that water and bottom sediments of Lake Druksiai were most toxic in 1993–1998. Most usual radioactive and chemical pollution of Lake Druksiai was detected in the period from 1988–1993, and the most evident genetic changes in biological tests were recorded in 1993. It may be stated that the total impact of radioactive, chemical and thermal pollution on macrophytes triggering biological, physiological and genetic changes in plants could be one of the reasons causing changes of Lake Druksiai ecosystems and resulting in degradation of these communities due to extinction of species in them [10]. The investigations performed in 2007–2008 showed that only 3 most resistant to pollution impact species of macrophytes dominate in the main part of Lake Druksiai.

References

1. *Marciulioniene, D. Dusauskiene-Duz R., Motiejuniene E., Svobiene R. Radiochemoecological situation in Lake Druksiai – cooling water reservoir of the Ignalina NPP. – Vilnius : Academia, 1992. – 215 p. – (in Russian).*
2. *Gudelis A., Remeikis V., Plukis A. et al. Efficiency calibration of*

HPGe detectors for measuring environmental samples // Environ. Chem. Phys. – 2000. – Vol.22(3–4). – P.117–125.

3. *Montvydiene D., Marciulioniene D. Assessment of toxic interactions of heavy metals in a multicomponent mixture using Lepidium sativum and Spirodela polyrrhiza // Environ. Toxicol. – 2004. – Vol.19(4). – P.351–358.*
4. *Marciulioniene D., Montvydiene D., Kiponas D. et al. Toxicity to Tradescantia of technogenic radionuclides and their mixture with heavy metals // Environ. Toxicol. – 2004. – Vol.19(4). – P.346–350.*
5. *Marciulioniene D., Montvydiene D., Ceburnis D. Metal accumulation in Nitellopsis obtusa studies in artificial metals solutions // Environ. Chem. Phys. – 2001. – Vol.23(1). – P.7–11.*
6. *Marciulioniene D., Luksiene B., Kiponas D. et al. Influence of ^{137}Cs and ^{90}Sr on vegetative and generative organs of Lepidium sativum L. and Tradescantia clone 02 // Nukleonika. – 2006. – Vol.51(4). – P.193–201.*
7. *Britt A.B. DNA damage and repair in plants // Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol. – 1996. – Vol.47. – P.75-100.*
8. *Adelman R., Saul R.L., Ames B.N. Oxidative damage to DNA: relation to species metabolic rate and life span // Proc. Nat. Acad. Sci. USA. – 1988. – Vol.85. – P.2706–2708.*
9. *Blust R. Radionuclide Accumulation in Freshwater Organisms: Concepts and Model // Radioactivity and Ecosystems / Eds. E. Van der Stricht, R. Kirchmann. – Liege, Belgium. – P.279–316.*
10. *Baleviciene J. State of littoral flora in the Lake Druksiai and its shift during years // State Scientific Research Programme "Ignalina nuclear power plant and the environment": Collection of Research Reports (1993–1997). – Vilnius, 1997. – Vol.3. – P.1–75. – (in Lithuanian).*

DISTRIBUTION OF SOIL GAS RADON IN A HIGH RADIATION BACKGROUND CITY IN CHINA

N. Wang, L. Xiao, C. Li, S. Liu, Y. Huang, D. Liu

China University of Geosciences, Beijing, npwang@cugb.edu.cn

РАСПРОСТРАНЕНИЕ ПОЧВЕННЫХ ГАЗОВ РАДОНА В ВЫСОКОРАДИОАКТИВНОМ ОКРУЖЕНИИ КИТАЙСКОГО ГОРОДА

Н. Ванг, Л. Сяо, С. Ли, С. Лю, Й. Хуанг, Д. Лю

Университет геологических наук Китая

Abstract. *A soil gas radon survey by a portable radon monitor of a semiconductor alpha spectroscopy has been performed on a large scale to determine the distribution of radon in soil in Zhuhai City, a southern Chinese city located in Guangdong Province. The survey sampled 366 sites which covered an area of more than 100 km^2. The average of radon concentration were 60.97±41.26 kBqm^{-3} in soil in the urban area; 7.14±8.75, 37.64±25.92, and 151.25±196.23 kBqm^{-3} in the Quaternary sedimentary, the mixtures of sediment and weather grain of granite, and weathered granite in Doumen District, respectively. The high radon potential areas are located within areas of biotitic granites and new developing industrial districts, as indicated a strong correlation between the radioactivity level and geological litho logy in the surveyed area. The permeability of soil has great influence on radon concentration in soil. The results show that Zhuhai area has higher radon potential and protective measures against radon should be considered.*

Introduction

Radon is one of the potential dangerous radioactive elements in indoor environment. A half fraction of the natural radiation exposure to humans results from inhalation of the short-lived decay products of radon (mainly ^{222}Rn). The fraction of inhalation due to ^{222}Rn and their products is 1.2 mSv a year, an average in the world [1]. Based on the epidemiology investigation data of 11 underground mines, the lung cancer risk of the miners is believed to increase with radon exposure per unit [1, 2]. In some residential buildings radon concentration may reach the same radon level as that in the mine. So indoor radon problems have been focused on since 1980s. The Radon enters the buildings mainly by crossing the soil-air or building material-air interface. Germany and the Czech Republic mapped radon risk based on soil gas radon and the permeability of soil [3, 4]. So soil gasradon concentration is an important parameter for mapping radon potential in a country.

Zhuhai area is one of the highest ionization radiation background areas in China [5]. It is reported that air-absorbed dose rate at a height of 1 m is 151.9±7.8 nGyh^{-1} in the field, and 153.2±17.2 nGyh^{-1} on the road.[6] It should be pointed out that measurements were done at 3 sites only. The ratio of indoor air-absorbed dose rate to the outdoor one is 1.43. The level of indoor radon in Zhuhai City is twice as large as worldwide average value.[7] The average EEC_{Rn} is 52.9±39.1 Bqm^{-3} for dwellings[8] and radon concentration is 1638 BqL^{-1} in groundwater in Zhuhai [9].

Under the support of China Geological Survey, we had led a research project from 2002 to 2003 to investigate the distribution of radon in soil gas in Zhuhai area through a large-scale *in-situ* soil gas radon survey. The paper describes the methodology of radon survey, as well as the distributions of natural radionuclides.

The Area of Investigation

The surveyed area is located in Zhuhai, a southern Chinese city in Guangdong Province, between 113°10'–113°35'E, 22°04'–22°18'N (Fig. 1).

The region of investigation includes two districts: Doumen District (DD) in western Zhuhai and Zhuhai Urban Area (ZUA). Zhuhai Area is within the Pearl River Delta, a subtropical fluvial and tidal bay-filled delta formed since the Late Quaternary. The geomorphological landscape is characterized by monadnock-erosion platform-alluvial plain. The monadnock height ranges from dozens of meters to several

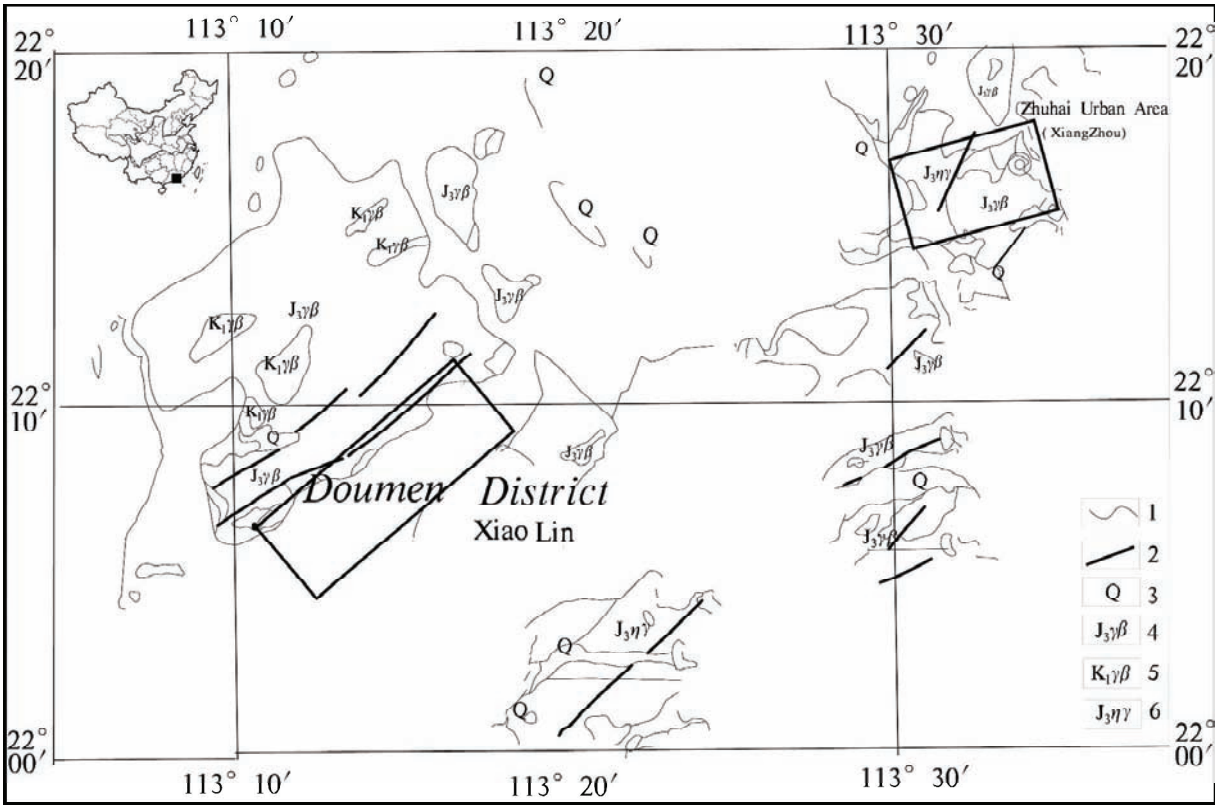


Fig. 1. *The geological map of Zhuhai City, extracted from 1/500000 digital geological maps database of the China Geological Survey(CGS): 1 – geological boundary; 2 – faults; 3 – the Quaternary sediment; 4 – the Late Jurassic biotitic-granite; 5 – the Cretaceous granite; 6 – the Late Jurassic granite*

hectometers. With the average annual temperature of 22.4 ℃ and the average relative humidity of 79%, Zhuhai area has a rainy and hot climate due to its location in southern subtropical region.

The intrusive rock is composed of the Middle and Late Jurassic biotitic-granite and granodiorite. The surface sediments primarily consist of arene (coarse sand), middle-sized sand or silty sand and silty clay-clay. The whole city is situated on products of granite rock and weathered granite congeries (Fig. 1).

Instumentation and Methodology

Instumentation. A portable radon monitor, model of FD-3017 RaA radon monitor made in China, is used for determination of ^{222}Rn concentration in soil gas by the use of Alpha-Spectroscopy. The FD-3017 system consists of the radon gas probe, sampling pump and an alpha-spectrometer. An electric field is added at sampling chamber and ^{218}Po decayed form ^{222}Rn is deposited on a sheet of aluminum plate. The alpha-spectrometer displays pulse counts produced by ^{218}Po.

Calibration. The radon monitor system is calibrated in a radon reference chamber, the reference radon chamber in the Radon Laboratory of Nanhua University of China, where an individual system calibration factor is derived from the radon reference atmosphere and the device response.

$$J = A_{Rn} / nV, \quad (1)$$

where J is the conversion factor, in BqL^{-1}cpm^{-1}; A_{Rn} is radon concentration in a the chamber, in Bqm^{-3}; n is the average counts, in cpm; and V is the volume of the pump, in L.

In-situ measurement of soil gas radon concentration. For radon measurements in the field, a hole, its depth of 60 cm, is drilled into the ground, and then a hollow metal probe is inserted. The radon gas from soil gas enters the decay chamber by the sampling pump. Then the electric field is added at sampling chamber for 2 minutes. After that the integrated one channel analyzer collects continuously the alpha-counts for 2 minutes decayed from ^{218}Po. We calculate the radon concentration based on the collected counts of ^{218}Po by equation (1).

Measured soil gas radon concentration

In Zhuhai Areas soil gas radon surveys have conducted covering an area of about 100 km^2 from October to December in 2002. Table 1 shows the statistic values of radon concentration from soil.

It is found that the distribution of radon concentration in soil gas is normal in Zhuhai Urban Area but not in Doumen District. The radon concentration is classified as ‘medium’ in Zhuhai Urban Area, the average is 60.97±54.02 kBqm^{-3}. In Doumen District, some radon anomalies were observed in soil gas in weathered granite. The highest radon content measured is 785.94 kBqm^{-3} in a flat land covered with coarse gravel of granite by weathering, where many factories will

Table 1. *The statistic radon concentration in soil gas in Zhuhai Areas (kBqm^{-3})*

Area		Numbers of sampling	Mean	Median	Standard deviation	Minimum	Maximum
DD	QS	120	7.14	4.40	8.75	0.53	64.52
	MSG	20	37.64	31.93	25.93	7.33	88.64
	WG	72	151.25	76.98	196.23	2.13	785.94
ZUA	154	60.97	41.26	54.02	2.93	265.00	

Notes: DD – Doumen District; ZUA – Zhuhai Urban Area; QS – Quaternary sedimentary; MSG – the mixtures of sediment and weather grain of granite; WG – weathered granite.

be constructed in the next years. The highest differences of radon contents show weathered granite in Doumen District. The distribution of soil gas radon shows as in Fig. 2.

Soil gas radon concentration and lithology. (1) The average soil gas radon concentration is strongly dependent upon lithology. The radon content generally reaches 76 kBqm^{-3} in the outcrops of bare weathered granite, but it changes from site to site. On the contrary, radon concentra-

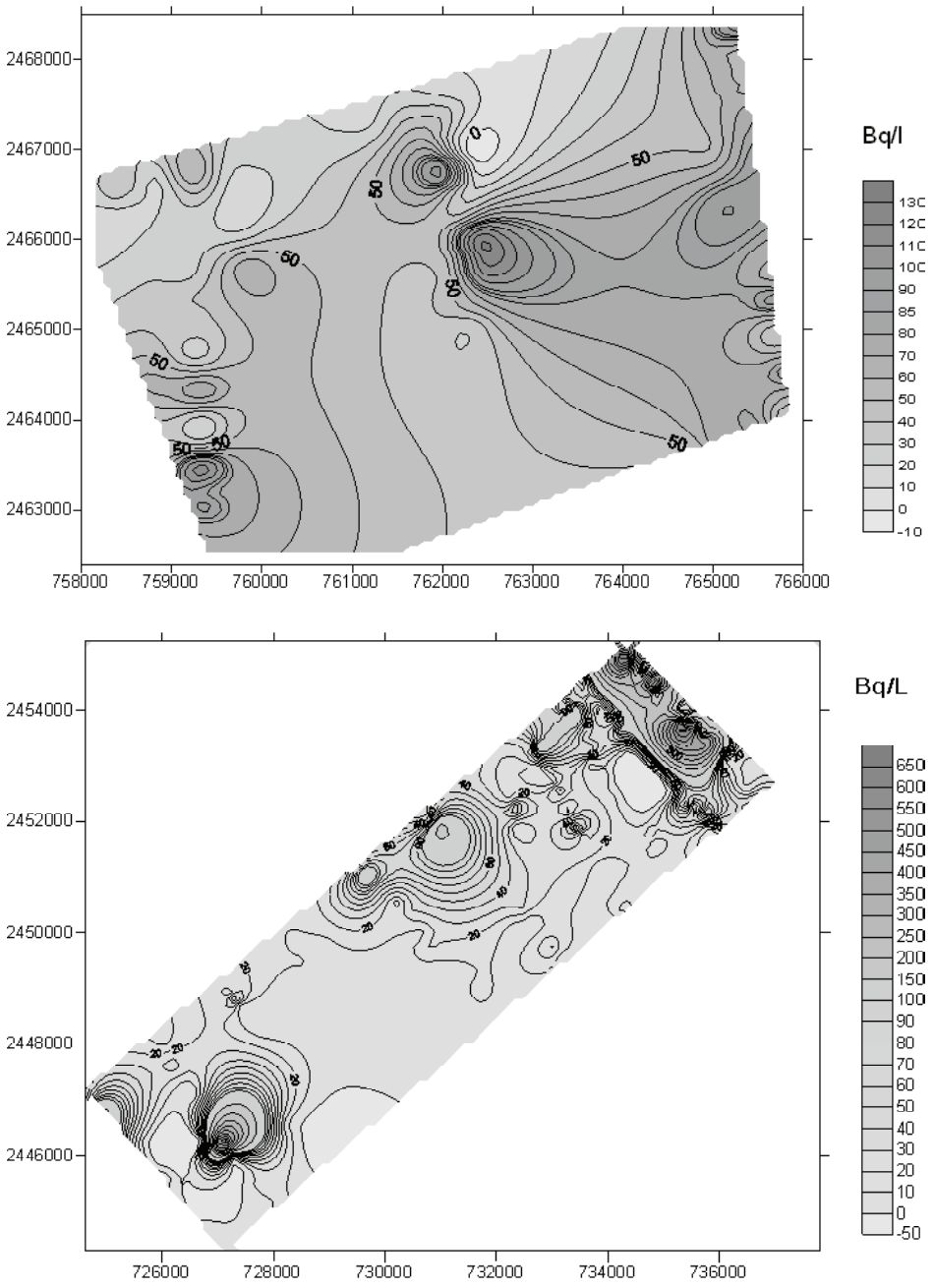


Fig. 2. *The contour map of soil gas radon concentration in Zhuhai Area. The contour map of soil gas radon concentration in Zhuhai Urban. The contour map of soil gas radon concentration in Doumen District*

tion varies from 4 to 7 kBqm^{-3} in the area of the sedimentary. The industrial development in the area has considerably changed the natural radiation background. The regions of higher radon concentrations correspond to the areas of granite monadnock and weathered granite outcrops on the geological map, as well as new industrial developing district. The distribution of soil gas radon is of the same pattern as ^{238}U and ^{232}Th [10].

(2) The measured average soil gas radon concentration in ZUA is obviously higher than that in the sedimentary in Doumen District. It is the reason that broken fresh granite detritus and weathered granite sands are used as coarse gravel in the lawn along the street.

Soil gas radon concentration and permeability of soil. Low permeability of soil can reduce radon concentration in soil gas even though there is higher activity of ^{238}U and ^{232}Th. The lowest radon value is measured in the area of weathered granite is only 2.13 kBqm^{-3}, where the moisture of compact fine fraction of soil is high. The low radon concentrations are also observed in the regions where soil has lower permeability for it is difficult to extract soil gas into a pump.

Conclusions

Based on the soil survey data, Zhuhai City is one of the highest radon potential areas in China. Soil gas radon concentration is correlation not only to geological lithology but also to the permeability of soil. The industrial development in Zguhai Area has considerably changed the natural radiation background, including radon level in soil gas. A detailed protective survey against radon should be considered.

Acknowledgements

The research is supported by Natural Science Foundation of China (No. 40274023 and 40674067) and China Geological Survey (No. 200214100025).

References

1. *Sources and effects of ionizing radiation / United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. – New York : UNSCEAR, 2000.*
2. *Health effects of exposure to radon // Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations (BEIR VI) / United States National Academy of Sciences, National Research Council. – Washington : National Academy Press, 1998.*
3. *Kemskia J., Siehlb A., Stegemann R.et al. Mapping the geogenic radon potential in Germany // Sci. Total Environ. – 2001. – Vol.272. – P.217–230.*
4. *Barnet I., Miksova J., Prochazka J. Radon database and radon risk map 1:500.000 of the Czech Republic // Radon investigations in Czech Republic VII and the fourth International Workshop on the Geological aspects of radon risk mapping / I. Barnet, M. Neznal (eds). – Prague, 1998. – P.1–5.*
5. *The writing group for the summary report on nationwide survey of environmental radioactivity level in China, "Investigation on activity of natural radioactivity in soil in China" // Radiat. Protection. – 1992. – Vol.12[2]. – P.122–142. – (in Chinese with English abstract).*
6. *Tan Genhong, Li Cuqin, Li Ming et al. Investigation of environment natural penetrating radiation level in Guangdong Province // Radiat. Protection. – 1991. – Vol.11(1). – P.47–57. – (in Chinese with English abstract).*
7. *Pan Z. Some issues regarding natural radiation level and control in China // Radiat. Protection. – 2001. – Vol.11(5). – P.257–268. – (in Chinese with English abstract).*
8. *Guo Q.J., Cheng J.P. Measurement of ^{222}Rn/^{220}Rn progeny and exhalation rates for 222Rn/220Rn from soil in Zhuhai area // Radiat. Protection. – 2004. – Vol.24(2). – P.110–115. – (in Chinese with English abstract).*
9. *Chen D.Y., X.y., Guan X.l. et al. Radioelements concentration in groundwater and it's effect on indoor radon in Zhuhai city // Environ. Chem. – 2000. – Vol.19(4). – P.377–381. – (in Chinese with English abstract).*
10. *Wang N., Xiao L., Li C. et al. Determination of radioactivity level of ^{238}U, ^{232}Th and ^{40}K in surface medium in Zhuhai City by in-situ gamma-ray spectrometry // J. Nucl. Sci. Technol. – 2005. – Vol.42, No.10. – P.888–896.*

RADIOECOLOGICAL STUDIES IN THE AREA GURVANBULAG UNDERGROUND URANIUM MINING

N. Norov, N. Enkhbat

Nuclear Research Center, National University of Mongolia, Ulaanbaatar, Mongolia,
nnnorov@yahoo.com, enkhbat_n@yahoo.com

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ НА ПЛОЩАДКЕ ГУРВАНБУЛАГСКОЙ УРАНОВОЙ ШАХТЫ

Н. Норов, Н. Энхбат

Центр ядерных исследований, Монгольский государственный университет, г. Улан-Батор

Introduction

Radium, uranium, and many other heavy elements found in rocks and soil are natural radioactive. During the exploitation of uranium deposit, natural radioactive elements bearing mountain rocks released in environment such as uranium, radium and thorium, as a result these elements spread within environment, also spread in air by wind. It may be the result of internal and external exposure of radiation. Therefore, it's strongly recommended, that soils within the mine area shall be determined for baseline radiation level and radiation monitoring should take place regularly. Although, it's required to determine that natural radioactive isotopes, including ^{238}U, ^{232}Th, ^{226}Ra and ^{40}K; as well as artificial radioactive isotopes including ^{90}Sr and ^{137}Cs as a part of surveys such as geochemistry, radiological ecology and origin of soil. In the frame of work, accumulation of ^{137}Cs, which is fallen

as a form of radioactive precipitation on the ground surface, and the specific activity of ^{238}U, ^{232}Th, ^{226}Ra and ^{40}K have been determined. The intensity of gamma rays of these isotopes were determined at 1 m above ground level and yearly absorbed dose of camp residents have been evaluated. Uranium deposits are explored and developed by uranium techniques such open-pit, underground mine and in situ leaching (ISL). Underground mine is constructed at the deep deposits with high-grade ore, typically greater than 200–500 m deep, lie on the solid rock.

Experimental Procedure

1. Radiation level of the vicinity of the Gurvanbulag uranium deposit. Gurvanbulag underground uranium mine is located in the Dornod Aimag (province), in north-eastern Mongolia and the area is approximately 115 km north-northwest of Choibalsan, the Dornod aimag. Baseline radiation level of Gurvanbulag uranium deposit area has been determined. In order to establish monitoring points to control pollution of radioactive isotopes during uranium exploitation, soil samples taken from certain distances from the previous dewatering of shaft along this channel have been measured by using gamma spectrometer to determine for their components of natural and artificial radioactive isotopes and the specific activity of them and radiation rate has been evaluated. A high-resolution gamma spectrometer Canberra with 4096 channels and Ge-detector has been used for the radioactivity measurement. Effective volume of the detector is 52 cm^3 and energy resolution is 2.0 keV FWHM for the 1333 keV gamma ray line. Surface soil of the vicinity of the uranium deposit was sampled from 15 cm x 15 cm square area and 5 cm in depth. Sample was put into Marinell breaker with capacity of 700 cm^3 which fits into detector, and measured for 1 hour [1, 2]. The specific activity of natural radioactive isotopes and artificial radioactive isotope Cs-137 are determined by gamma spectrometer, which is contained in soils in the vicinity of Gurvanbulag (GB) deposit area, shown in Table 1 and Figure 1, 2. Absorbed radiation dose rate or equivalent dose rate in the air at 1 m above ground is calculated by following formula by using the specific activity of natural radioactive elements determined in soil and presented in Table 1 [1, 3].

$$P=0{,}427\,A_U + 0{,}662\,A_{Th} + 0.043\,A_K,$$

where P – Radiation dose rate (10^{-3} μSv/h); A_U, A_{Th}, A_K - ^{238}U, ^{232}Th, ^{40}K – the specific activity (Bq/kg).

$$\text{AEDE}\,(\mu Sv) = 0.2 \times P\,(nGy/\text{hour}) \times 0.7(Sv/Gy) \times \times 8760(\text{hour/year}).$$

External exposure to residents within uranium deposit area (camp residents) from cosmic rays and gamma rays of natural radioactive and artificial radioactive isotopes within soil is presented in the table 2, while comparing with world mean.

2. Result of analyses of water within uranium deposit area. In order to determine radioactivity of water in the vicinity of the Gurvanbulag uranium deposit, some water samples taken from shafts, spring and household use water. The specific activity of radioactive isotopes in water samples determined by gamma spectrometer and the result presented in table 3 [4].

3. Radon concentration measurement in uranium shaft. Gurvanbulag Mine is ventilated using mine ventilation fans set up at West Shaft. Fresh air is drawn down Main Shaft, passes through the workings, and exhausts through West Shaft. The total flow down Main Shaft and into 260 m level was maintained at approximately 35 to 38 m^3/s. Radon debit, D_{Rn} (Bq/s) means the intensity of radon emitters from

Table 1. *The specific activity of naturally radioactive isotopes and non-natural radioactive isotope ^{137}Cs in soils in the vicinity of GB deposit area*

No	Sampled area	The specific activity (Bq/kg)				Dose rate (μSv/h)
		^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K	^{137}Cs	
1	8 km from the north west of the mine	43.9	31.9	1004	21.6	0.08
2	150 m from the south of the north shaft	38.4	27.9	878	18.9	0.07
3	3 km from the south of the mine	38.0	27.8	936	22.4	0.07
4	7 km from the south of the mine	42.0	38.3	1078	13.9	0.09
5	300 m from the south of the mine	25.1	31.4	909	49.3	0.07
6	400 m from the south of the mine	27.8	27.6	856	30.1	0.07
7	400 m from the south-west of the mine or the east of a channel	28.9	22.5	784	88.6	0.06
8	580 m from the south-west of the mine, at the bottom of a channel	64.1	29.7	758	26.4	0.08
9	2 km from the south of the mine, at the bottom of a channel	41.5	30.9	865	8.6	0.08
10	2.2 km from the south of the mine, at the bottom of a channel	182	48.0	785	124.7	0.14
11	3 km from the south of the mine, at the bottom of a channel	82.1	51.0	1050	12.5	0.11
12	At the bottom of a channel, 8 km from the south of the mine	40.2	26.5	887	11.6	0.07
13	150 m from the south of dump	141	30.8	739	27.9	0.11
14	Emeelt mine's camp site	44.0	31.3	925	12.9	0.08
15	On the way GB area to Choibalsan, at 93rd km	19.3	10.8	789	12.4	0.05
	World mean	25	25	370	27	0.05

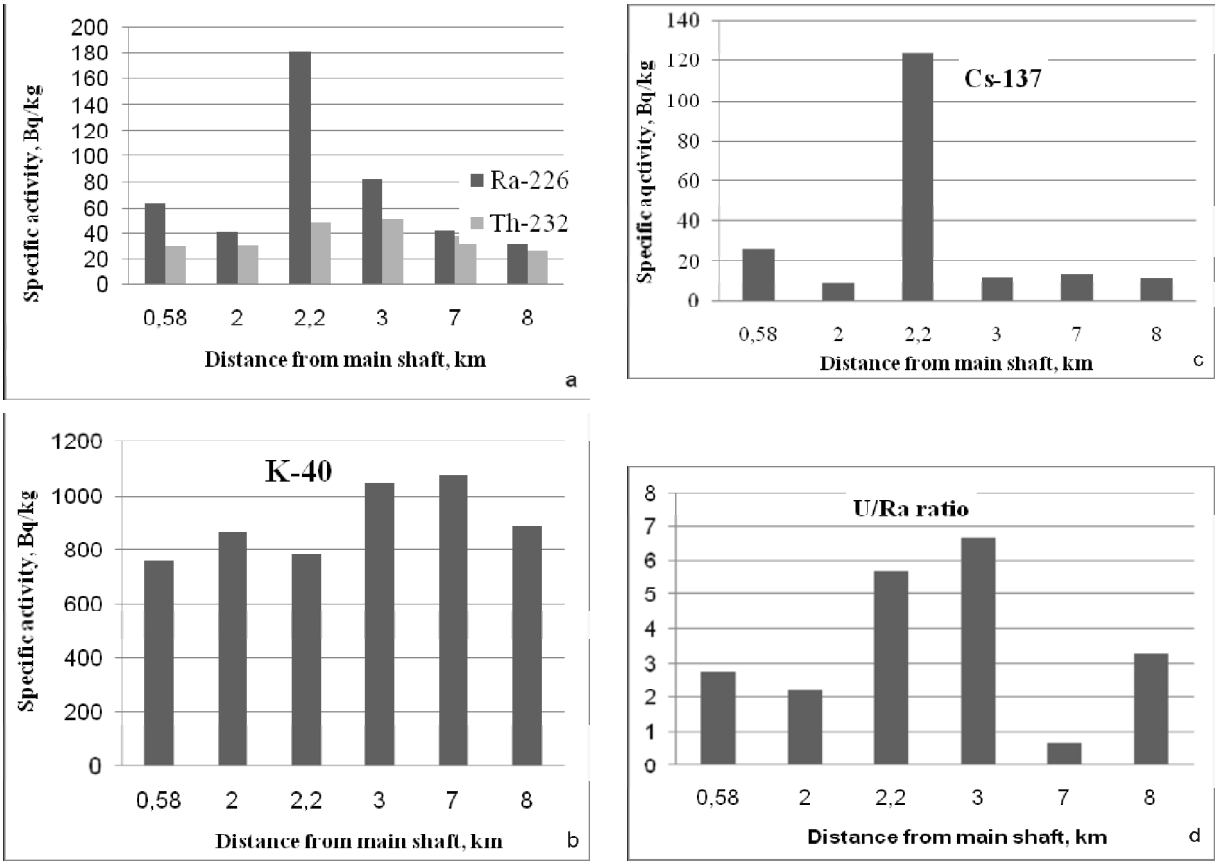


Fig. 1. *Specific activity of natural and artificial radionuclides and U/Ra ratio in soilJudging from result of the survey, the average content of natural radioactive elements in soil, for instance, uranium in soil is 4.7 g/t, thorium is 7.6 g/t and potassium is 2.9%. Gamma ray emitted by these natural radioactive elements is 1.7 μSV/h at level of human breath. Accumulation of artificial radioactive element of ^{137}Cs in soil is 6.2 kBq/m². Annual effective dose equivalent (AEDE) received by population from gamma rays of natural radioactive isotopes contained in soil is estimated as below [3]*

ore into uranium mining atmosphere. It depends on physics properties of rock and ore, Rn-222 concentration in rock and ore and spending time (rate of ventilation) in mine. Radon sources in mine are radon debit from ore and rock massif, ore and rock massif, and mine water.

Hence sum of radon debit D_{Rn} will determine by:

$$D_{Rn} = D_{R1} + D_{R2} + D_{R3}.$$

Let's see the method for assessment calculation of radon debit from these sources [1].

1. Radon debit from ore and rock massif.
   For ongoing mine:
   $$D_{Rn1} = (I_{ia} + I_{oa})\, D_{Rn}\ ,$$
   where: I_{ia}, I_{oa} – Radon specific activity in input and output air (Bq/m³); D_{Rn} – Air source or ventilation rate, which passes through hanging wall (m³/s).
2. Ore and rock massif
   $$D_{Rn2} = 2.5 \cdot 10^3 \cdot M \cdot n \cdot \eta \cdot \beta,\ \text{(Bq/s)}$$
   here: 2.5x10³, Bq/(tone·s) – Radon induced rate to 1 tone rock massif with 1% ore grade; M – Rock mass, tones; η – Radioactive equivalent; β – Radon decay coefficients for radon emits from a hole and damage of rock.
3. Mine water
   $$D_{Rn3} = I_{iRn} \times D_x,$$
   where: I_{iRn} – weited average specific activity of radon in water, Bq/m³; D_x – Total radon debit of mine water, m³/s.

Table 2. *Annual effective dose equivalent received by Emeelt mines's camp residents through external radiation*

	Cosmic rays		Ground soil		Caesium-137		Sum
	nGy/h	μSv	nGy/h	μSv	kBq/m²	μSv	μSv
Emeelt mines's camp site	35	307	80	98	2.5	22.6	427
World mean	43	370	50.0	61	5.2	47	478

In order to determine level of radon concentration in underground uranium mine, we have done radon measurement at the west shaft of the Gurvanbulag uranium mine. In figure 2 shows the result of determination which a particular air from west shaft of Gurvanbulag Uranium Mining was sucked in 5 minutes by "PCXR4 Universal Sample Pump" which has the pump rate of 2.25 liter per minutes Rn-222

and radon progeny on filter was counted in TM372 scintillation counter after 1 minute and 7 minutes, respectively [5].

Results and Disscussion

The specific activity of radioactive elements in Gurvanbulag uranium deposit area soil is higher than world mean, for instance, the specific activity of K-40 is 2–2.9 times, the specific activity of Th-232 is 0.4–2 times, the specific activity of Ra-226 is 0.8–7.3 times and the specific activity of Cs-137 is 0.32–4.62 times higher than world mean.

It can be clearly seen from result of analyses on soil samples, that radioactive balance between Uranium and Radium has been lost 2–5.7 times in soil samples 7–11, which taken along the channel in the southwest side of main shaft.

Uranium content in sampled soil taken from 18th monitoring point, which is located along a channel, 2.2 km from main shaft, is 15 g/ton and balance between Uranium and Radium is 5.7 or uranium is concentrated in this sample 5.7 times higher. This may be connected that previous dewatering of shaft took place along this channel during exploitation of Gurvanbulag deposit. There is, in addition, accumulation of Cs-137 in the sample is comparatively higher than others.

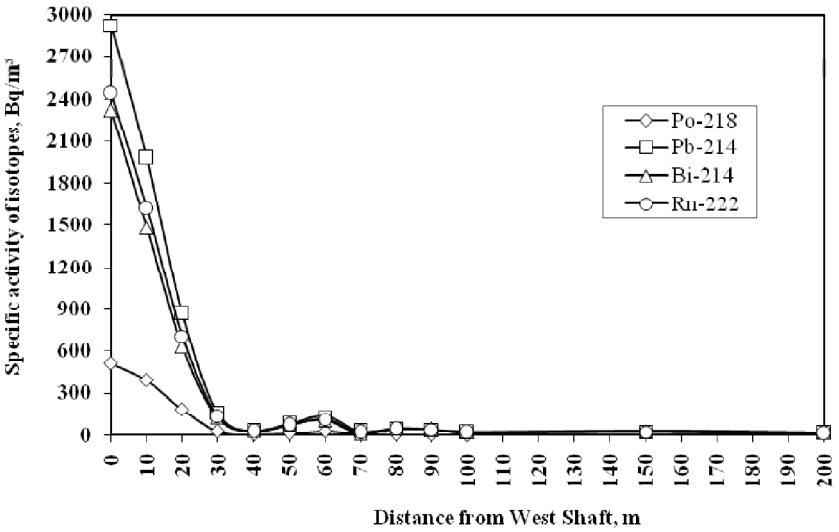


Fig. 2. *Distribution of Rn-222 and radon progeny from west shaft*

Table 3. *Result of determination of the specific activity of radioactive isotopes*

Monitoring point	Sample ID	Sampled area	The specific activity Bq/l			
			^{214}Pb	^{214}Bi	^{222}Rn	^{226}Ra
Monitoring point No5	Water No4	The west shaft	4.8	14.3	9.5	–
Monitoring point No7	Water No5	The north shaft	36.6	45.1	40.9	1.9
Monitoring point No9	Water No6	Buduun spring, western beginning	73.7	93.3	83.5	0.7
Monitoring point No11	Water No7	Tukhum lake	–	–	–	–
Monitoring point No21	Water No8	Zuun bulan spring	6.4	18.6	12.5	–
Monitoring point No2	Water No9	Main shaft	–	–	–	–
Monitoring point No23	Water No10	Drinking water	119.8	148	134	5.1

Gamma rays dose rate in soil within inside a employee camp is 1–1.7 times higher than world mean, but dose rate from cosmic rays is 1.2 times lower, for that reason, yearly equivalent effective dose from external exposure radiation to camp residents or employee is 1.1 times lower than world mean.

To judge from result of radiation analysis on water taken from a well, which is used for household use of camp site, the specific activity of long life radioactive isotope Ra-226 is 10 times than tolerance of limit (0.5 Bq/l). Therefore, it's strongly recommended, further detailed analysis on drinking water for employees must take place on regular basis and only safe water resource shall be used for water supply of employee camp. Relating people on camp management must control on water suppliers to avoid use of unsafe water resource.

Radiation dose rate of Monitoring point No1 or the top of stockpile of low grade uranium ore is 3–23 times higher than baseline radiation level, if compare with equivalent dose rate of the vicinity of Gurvanbulag uranium deposit area. But, radiation dose rate within north shaft is 2–3 times higher than baseline radiation level of the area.

References

1. *Mongolian Agency for Standards and Methodology. Radiation Protection Standards. MNS 5626:2006, Laboratory gamma spectrometry method. – Ulaanbaatar, 2006.*
2. *Norov N., Davaa S., Enkhbat N. Study on natural activity of Mongolian coal using gamma spectrometry // Radioactivity and radioactive elements in environment : mat. of the 2nd int. conf. – Tomsk : Tandem-Art, 2004. – P.749–751.*
3. *United Nations. Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources, effects and risks of ionizing radiation : Report on the Effects of Atomic Radiation to the General Assembly. – New York, 1993.*
4. *Mongolian Agency for Standards and Methodology. Radiation Protection Standards. MNS 5632:2006, Gamma spectrometry method for determination of radon concentration in water. – Ulaanbaatar, 2006.*
5. *Mongolian Agency for Standards and Methodology. Radiation Protection Standards. MNS 5627:2006, Permissible concentration of radon indoors. – Ulaanbaatar, 2006.*

NATURAL RADIOACTIVITY OF THE BROWN COAL ASH FROM THE POWER PLANTS IN MONGOLIA

N. Norov[1], Sh. Tserenpil[2], M. Altangerel[1], N. Enkhbat[1]

[1]Nuclear Research Center, National University of Mongolia, Ulaanbaatar, Mongolia, nnnorov@yahoo.com, aagii_num@yahoo.com
[2]Institute of Chemistry and Chemical Technology, Mongolian Academy of Science, Ulaanbaatar, Mongolia. Tserenpil_sh@yahoo.com

ЕСТЕСТВЕННАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ ЗОЛЫ БУРОГО УГЛЯ ИЗ ТЭЦ МОНГОЛИИ

Н. Норов[1], Ц. Цэрэнпил[2], М. Алтангэрэл[1], Н. Энхбат[1]

[1]Центр ядерных исследований, Монгольский государственный университет г. Улан-Батор
[2]Институт химии и химической технологии, МАН

Introduction

The amount of coal ashes accumulated at power stations is consistently increasing and posing a significant hazard to the environment. Fly ash and bottom ash, by-products of coal combustion contain enhanced concentration of the natural radionuclides ^{238}U, ^{232}Th and ^{40}K and their decay products. Taking into account the radiological characteristics of coal ashes as described above, the requirements for coal ash utilization must include lowering its environmental hazard [1, 2].

In this work we have determined activity concentration and content of radionuclide of the brown coal ashes which generated in Thermal Power Plants (TPP) No.4, Ulaanbaatar, Mongolia. Also we have been determining possibility uranium separation by chemical processing.

If we can separate uranium and radium radionuclide from the ashes, it may could use for building material according to radiation protection requirement.

Experimental procedure and resulrs

1. Radioactivity measurement. Gamma spectroscopy was used to determine the activity concentration of ^{238}U, ^{232}Th and ^{40}K.

The gamma ray transitions of energies 186.3 keV (^{226}Ra), 351.9 keV (^{214}Pb) and 609.3 keV (^{214}Bi) were used to determine the concentration of the ^{238}U series. The gamma-ray lines at 911.0 keV (^{228}Ac) and 583.3 keV (^{208}Tl) were used to determine the concentration of the ^{232}Th series. The 1460 keV gamma-ray transition was used to determine the concentration of ^{40}K.

A high-resolution gamma spectrometer with 4096 channels and HPGe has been used for the measurement. An effective volume of detector is 52 cm^3 and energy resolution is 2 keV FWHM for the 1333 keV. The energy calibration and relative efficiency calibration of the spectrometer were carried out using 700 ml Marinelli liquid calibration source which contain ^{241}Am, ^{109}Cd, ^{57}Co, ^{139}Ce, ^{203}Hg, ^{113}Sn, ^{85}Sr, ^{137}Cs, ^{88}Y and ^{60}Co peaks for energy range between 80 and 3000 keV.

Sample was put into Marinell's container with capacity of 700 ml which fits into detector, and measured for 1 hour. The following formula has been used to determine the specific activity of radioactive isotope within soil by using the total absorption peak [3, 4].

In table 1 shows that the dry weight activity concentrations of the ^{226}Ra, ^{232}Th and ^{40}K, its content and radium equivalent activity in the ash generated from TPP#4.

2. Radiochemistry analysis. We selected 3 coal-ash samples with high uranium-content to study the possibility of uranium separation from coal-ash using radiochemical analysis.

Chemical components of the ash waste has determined by Roentgen Fluorescence Analysis (RFA) and Gamma Activation Analysis (GAA) [5]. The result of RFA was Ca – 10.46%, Fe – 4.45%, Mg – 0.56%, Na – 0.32%, Ba – 0.05%, Mn – 0.04%, Sr – 0.04%, Rb – 0.02%, Zn – 0.02%, Zr – $0.16\cdot10^{-1}$%, Y –$0.58\cdot10^{-2}$%, Nb – $0.24\cdot10^{-2}$%, Mo – $0.69\cdot10^{-2}$%, Pb – $0.30\cdot10^{-2}$%, Ce – $0.06\cdot10^{-3}$%, U – 63.6 ppm, Th – 3.7 ppm.

According uranium content in ash is higher than its thorium content; it is an inverse relation with the indicated value in naturally occurring radioactive material and its natural radioactive activity measured by coaxial Ge(Li) detector. The concentration of ^{226}Ra is $0.46\cdot10^{-2}$ Bq/kg and other natural radioactive isotopes such as ^{231}Th, ^{234}Th, ^{212}Pb, ^{212}Bi, ^{228}Ac, ^{214}Bi were detected.

As above mentioned values, it is clear that the one of

Table 1. *Activity concentration of radionuclide ^{226}Ra, ^{232}Th and ^{40}K, its content and radium equivalent activity in ashes in TPP-4*

	Sample number	Range	Mean
	TPP#4		
^{226}Ra, Bq/kg	144	129–1884	663
^{232}Th, Bq/kg	144	31.7–89.3	50.6
^{40}K, Bq/kg	144	400–1091	720
U, ppm	144	10.6–154	54.3
Th, ppm	144	1.8–21.9	12.4
K, %	144	1.3–3.6	2.4
Ra_{eq}, Bq/kg	144	232–2005	789

Table 2. *Condition on uranium separation from the ash*

Chemical solution	Developed condition	Developed time, hour	Separation degree, % (compared to retained uranium after the previous development)	Separation degree, % (compared to initial radioactivity in ash)
Water	normal condition	24	1.09	1.09
HNO_3+HF	normal condition	68	84.3	83.38
Σ				83.47
HNO_3+H_2O_2	hot	2	53.47	53.47
HNO_3+HF	normal condition	68	82.89	44.32
HNO_3+H_3BO_3	hot	2	49.80	1.1
Σ				98.89
10 % Na_2CO_3	hot	2		9.17
H_2SO_4(1:1)				
H_2SO_4+MnO_2	hot	2	45.36	45.36
10 % Na_2CO_3	hot	2		

environmental and ecological study is the matter such as utilization of waste ash as a filled material in building material, its unshielded storage. So in order to develop the methodology fitted with our study object, based on introduction of uranium and thorium separation from different naturally occurring radioactive materials, the following experimental work carried out.

The ash samples was irradiated on electron cyclic accelerator MT-25 at Nuclear reaction laboratory for 2 hours and it was washed by tap water at room temperature after cooled it for 1 hour. Then how uranium transfers into solid and liquid phase calculated by the following equation using ^{237}U radionuclide ($T_{1/2}$=6.75 days, Eγ=59.54 (34.5%), 208.00 keV (21.2%)) induced from the reaction ^{238}U (γ, n)^{237}U.

The objective of this experiment is to determine it is washed by precipitation and how it seeps to soil, underground water during discharging the ash of TPP to environment. The experimental result shown that uranium was washing up 1.09% during the ash interacts with water for 24 hours. In table1 shown that summarized result of separation experiment sets on uranium carbonate (20% Na_2Co_3) and NHO_3+H_2O_2, HNO_3+HF, HNO_3+H_3BO_3, H_2SO_4 (1:1), H_2SO_4+MnO_2 extracted separation methods at different conditions (Table 2).

Considering on the mechanism of uranium separation from coal-ash, degree of uranium separation is high for HNO_3 and HF oxide because carbon, organic mass for basic component of coal, decays to water by its burning and macro-elements (Si, Al, Na and other) contained in coal became shell in form of melted glass at high temperature.

In other hands, depending on originated degree of saluting with U(VI), separated degree is maybe high in a case of HF and it shows that uranium in ash exists on the form of full oxidized degree. Separating uranium from coal-ash up to 98.89% yield is possible, as well as, if this work will expand on technology, we will consider on experiment using other chemical reactions (for example, utilization of its sodium instead of acid etc.).

When uranium separation with oxidants (H_3BO_3, MnO_2), the above conclusion (stated as “uranium in ash exists on the form of full oxidized degree”) is again confirmed by the fact of that the amounts of uranium in chemical solution is not increased. But radium extraction was developed by HNO_3+HF system that has being the highest degree for uranium separation from coal-ash at same condition. The ash has developed by HNO_3+HF system at same condition, and the amount of ^{226}Ra determined by Ge(Li) detector in residual after chemical development (Table 3).

Table 3. *The amount of ^{226}Ra for separation of ^{226}Ra in ash*

Sample	Measured time, sec	Peak area / 79387 sec (185.9 keV)*
Background	86400	230
Primary ash	79387	11679
HNO_3+HF (The ash after chemical development)	62701	≤ 230

Note: calculated reducing the line ^{235}U (57.5%) in the region of 186 keV energy.

Radium was separated with uranium during the experimental regime of uranium separation with higher chemical yield. So the possibility of purification on coal-ash free from uranium, radium (until background level) has been determined.

Conclusion

1. Specific activity of ^{226}Ra, ^{232}Th and ^{40}K has determined in samples taken ash in the first part of TPP#4 ash-containers using a gamma spectrometry absolute method. Radium equivalent activity, gamma absorbed dose rate in air, radon emanation coefficient has calculated by the obtained results.
2. Specific activity of ^{226}Ra, ^{232}Th, ^{40}K in sample of waste-ash was averagely 663, 50.6, 720 Bq/kg, respectively.
3. In TPP#4, Uranium content was in region of 10.6–154 g/tone, averagely 54.3 g/tone, thorium content was in

the region of 1.8–21.9 g/tone, averagely 12.4 g/tone and potassium content was in the region of 1.3–3.6%, averagely 2.4%.

4. It seems that couldn't use directly to building material since radium equivalent activity was in the region of activity 232–2005 Bq/kg and averagely 789 Bq/kg.
5. Average activity concentration of radionuclide ^{226}Ra, ^{232}Th and ^{40}K in coal and ash samples of BCM determined in this study. From the measured values, the average values of absorbed dose rate in air, radium equivalent activity and external hazard index were calculated. The results shows in that the values of radium equivalent activity and external hazard index are lower than permissible level corresponding in all samples.

References

1. *Altangerel M., Norov N., Altangerel D. Study of Natural Radioactivity in Coal and its Ash samples of Baganuur Coal Mine, Mongolia // Ulaanbaatar Conference on Nuclear Physics and Applications-2008. – Ulaanbaator, Mongolia, [2008]. – P.20–21.*
2. *Лукутцова Н.П., Козлов О.Ю., Крупный Г.И. и др. Радиационная безопасность строительных материалов и промышленных отходов // Атомная энергия. – 2001. – Т.90, Вып.4. – С.277–284.*
3. *Norov N., Davaa S., Ganbaatar N. et al. A gamma spectrometry absolute method for study of volumetric samples // NUM, Scientific Transactions. – Ulaanbaatar, 1998. – No.4(137).*
4. *Norov N., Davaa S., Enkhbat N. Study on natural activity of Mongolian coal using gamma spectrometry // Radioactivity and radioactive elements in environment : materials of the 2nd int. conf. – Tomsk : Tandem-Art, 2004. – P.749–751.*
5. *Segebade C., Weise H.-P., Lut G.J. Photon activation analysis. – Berlin : Walter de Gruyter, 1988.*

РАДИОИЗОТОПНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОТ ВЫБРОСОВ СИБИРСКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА*

Ф. Готье-Ляфай[1], Л. Пурсело[2], Й. Айкенберг[3], Х. Бир[3], Г. Лё Ру[2], Л.П. Рихванов[4], П. Штиль[1], Ф.Рено[2], А.М. Межибор[4]

[1]Centre de Geochimie de la Surface, EOST, CNRS/ULP, 1 rue Blessig, 67083 Strasbourg, France
[2]Institut de Radioprotection et de Surete Nucleaire, CEN Cadarache, BP3, 13115 Saint-Paul lez Durance Cedex, France
[3]Paul Scherrer Institute, CH-5232 Villigen PSI, Switzerland
[4]Томский политехнический университет, Томск, Россия

RADIOISOTOPE CONTAMINATIONS FROM RELEASES OF THE TOMSK-SEVERSK NUCLEAR FACILITY (SIBERIA, RUSSIA)

F. Gauthier-Lafaye[1], L. Pourcelot[2], J. Eikenberg[3], H. Beer[3], G. Le Roux[2], L.P. Rhikvanov[4], P. Stille[1], Ph. Renaud[2], A. Mezhibor[4]

[1]Centre de Geochimie de la Surface, EOST, CNRS/ULP, 1 rue Blessig, 67083 Strasbourg, France
[2]Institut de Radioprotection et de Surete Nucleaire, CEN Cadarache, BP3, 13115 Saint-Paul lez Durance Cedex, France
[3]Paul Scherrer Institute, CH-5232 Villigen PSI, Switzerland
[4]Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *Soils have been sampled in the vicinity of the Tomsk–Seversk facility (Siberia, Russia) that allows us to measure radioactive contaminations due to atmospheric and aquatic releases. Indeed soils exhibitlarge inventories of man-made fission products including ^{137}Cs (ranging from 33,000 to 68,500Bq m^{-2}) and actinides such as plutonium (i.e. $^{239+240}Pu$ from 420 to 5900 Bq m^{-2}) or ^{241}Am (160–1220 Bq m^{-2}). Among all sampling sites, the bank of the Romashka channel exhibits the highest radioisotope concentrations. At this site, some short half-life gamma emitters were detected as well indicating recent aquatic discharge in the channel. In comparison, soils that underwent atmospheric depositions like peat and forest soils exhibit lower activities of actinides and ^{137}Cs.*

Soil activities are too high to be related solely to global fallout and thus the source of plutonium must be discharges from the Siberian Chemical Combine (SCC) plant. This is confirmed by plutonium isotopic ratios measured by ICP-MS; the low $^{241}Pu/^{239}Pu$ and $^{240}Pu/^{239}Pu$ atomic ratios with respect to global fallout ratio or civil nuclear fuel are consistent with weapons grade signatures.

Up to now, the influence of Tomsk–Seversk plutonium discharges was speculated in the Ob River and its estuary. Isotopic data from the present study show that plutonium measured in SCC probably constitutes a significant source of plutonium in the aquatic environment, together with plutonium from global fallout and other contaminated sites including Tomsk, Mayak (Russia) and Semipalatinsk (Republic of Kazakhstan). It is estimated that the proportion of plutonium from SCC source can reach 45% for ^{239}Pu and 60% for ^{241}Pu in the sediments.

Введение

Сибирский химический комбинат наряду с “Маяком”, являлся важным центром оружейной промышленности и переработки топлива. После международного соглашения по сокращению стратегического оружия деятельность здесь была значительно изменена.

Радионуклиды от СХК поступают в окружающую среду как в штатном режиме работы, так и в связи с авариями и обращением с отходами (Alexakhin et al., 2004). Большинство получаемых радиоактивных отходов являются жидкими (жидкие радиоактивные отходы – ЖРО). До 1982 г. ЖРО размещались в наземных резервуарах, позднее для этих целей были созданы полигоны закачки ЖРО в подземные горизонты.

Отбор и подготовка проб

Для опробования были выбраны 3 участка в районе расположения СХК (рис. 1). Первый участок – верховое болото Петропавловский рям, расположенное к северу от СХК. Второй участок – лесные почвы (Soil-S) в 7 км севернее СХК. Третий участок – берег р. Ромашка, которая течет от СХК и впадает в протоку Чернильщиковскую р. Томь.

Опробование торфяника Петропавловский Рям было произведено в центральной части болота на глубину 380 см с использованием торфяного бура. До глубины 23 см интервал опробования составлял 2 см, затем 5 см – до глубины 53 см, далее интервал опробования составлял 25 см. В сечении лесных почв было отобрано 8 образцов на глубину 40 см. На берегу р. Ромашка были сделаны три сечения (R, Rb, Rc) на разных уровнях относительно течения (рис. 2). Исходя из низкой активности ^{137}Cs, только три образца верхней части сечений R и Rc были проанализированы на актиниды, тогда как пробах сечения Rb были определены как актиниды, так и цезий, т.к. здесь представлялось возможным полностью оце-

* Статья представляет собой перевод ее англоязычного варианта, опубликованного в Journal of Environmental Radioactivity. 2007. Issue 3. Volume 98. P.301–314.

нить содержание радионуклидов. В данном сечении пробы были отобраны с интервалом 3 см.

Аналитические методы

Перед аналитическими исследованиями торфяные почвы были высушены при температуре 40 °C и измельчены. Для определения ^{210}Pb и ^{214}Pb (через определение ^{226}Ra) торфяные пробы были помещены в небольшие цилиндрические измерительные контейнеры объемом 17 мл и взвешены для определения плотности. Измерения изотопов свинца проводилось на гамма-спектрометре с HPGe детектором в “Лаборатории измерений радиоактивности окружающей среды” (IRSN, г. Орсай, Франция). Конструкция детектора гарантирует высокую чувствительность для самой низкой гамма-энергии, что очень важно для определения ^{210}Pb (46,5 keV) и ^{214}Pb (351,9 keV). Для измерения очень низкой активности радионуклидов от естественного распада ^{238}U потребовалось время измерения до 8000 с. При измерениях в образцах учитывался эффект поглощения.

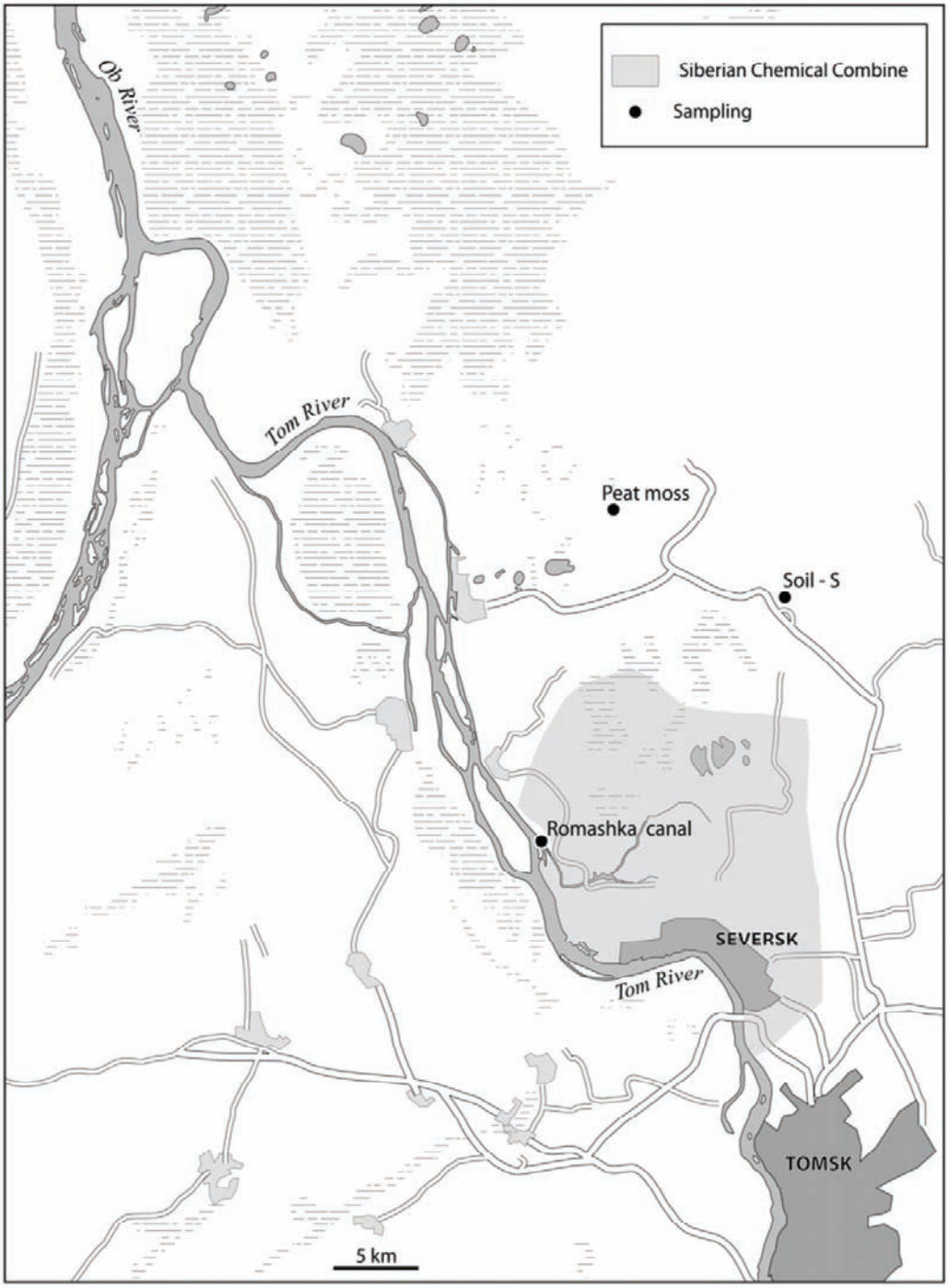


Рис. 1. *Расположение СХК и точек отбора проб: лесные почвы, торф, р. Ромашка*

Концентрации ^{239}Pu, ^{240}Pu и ^{241}Pu были определены с использованием метода ICP-MS в "Лаборатории измерений радиоактивности окружающей среды" (IRSN, г. Орсай, Франция) согласно аналитическому протоколу, описанному Agarande et al. (2004). Для этих целей в 30–70 г озоленных проб добавлялось известное количество ^{242}Pu, сертифицированного по содержанию и изотопному составу и проводилось их разложение в смеси концентрированных азотной и соляной кислот. Актиниды концентрировались осаждением с помощью гидроксида железа (pH 8) или оксалата кальция (pH 1,5). Осадок растворялся в 8M HNO_3 для отделения Pu от остальных актинидов (U, Am и Th). Полученные фракции плутония очищались, особенно от U для избежания перекрывания писков ^{238}Pu. Для определения отношения ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu пробы были дополнительно проанализированы в PSI с помощью высокоразрешающего метода альфа-спектрометрии с использованием встроенного кремниевого полупроводникового детектора.

Активность изотопов плутония определялась с помощью масс-спектрометра, размещенном в помещении высшего класса чистоты.. Жидкий образец помещался в источник ионов ICP и направлялся в распылительную камеру, где жидкость превращалась в аэрозоль. Предел обнаружения составлял 1,4 fg/мл для ^{239}Pu (0,003 мБк/мл).

Распределение радионуклидов в торфе

Из рисунка 3 видно, что профиль распределения плутония характеризуется увеличением его содержания сверху вниз. Самые низкие его концентрации обнаруживаются во мхе, отобранном с поверхности болота (0,5 Бк/кг для $^{239+240}$Pu), тогда как самые высокие значения характерны для глубины 20 см (активность плутония – 10,5 Бк/кг) (табл. 1а, рис. 3). В целом для профиля торфяника характерно достаточно высокое содержания плутония – до 421 Бк/м^2 (табл. 2), в сравнении с глобальными выпадениями, характерными для данного региона: 40–50 Бк/м^2, согласно Oliver et al. (2004), и 50–60 Бк/м^2, согласно Hardy et al. (1973). Только очень загрязненные территории, такие как окрестности Селафилда, Чернобыля, Маяка и Семипалатинска характеризуются такими аномалиями по Pu. Поэтому, возможно, плутоний имеет локальный источник поступления, вероятно, им являются выбросы СХК.

^{241}Am характеризуется таким же профилем распределения, как и Pu, с аномалией 5,7 Бк/кг на глубине 19–21 см. Рассчитанное по всему профилю количество ^{241}Am составило 161 Бк/м^2. Это намного больше, чем предполагаемое значение от распада ^{241}Pu от глобальных выпадений в Северном полушарии, которое составляет 21 Бк/м^2 (Duffa, 2001). Здесь также предполагается локальный источник поступления Am.

Глубже 5 см отношение ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu характеризуется значениями от 0,02 до 0,04. Величина данного отношения, характерная для глобальных выпадений в данных широтах – 0,03 (Hardy et al., 1973). Тем не менее, высокие концентрации Pu не могут иметь только глобальный источник поступления. К тому же, отношение ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu со значением 0,012 предполагает присутствие каких-то событий поступления Pu с различным изотопным составом. В верхней части торфяного профиля отношение ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu характеризуется значением 0,104. Данная аномалия сопровождается также высоким отношением ^{241}Am/$^{239+240}$Pu – 1,41±0,69. В более глубоких интервалах отношения ^{241}Am/$^{239+240}$Pu и ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu имеют значительные отличия в сравнении с верхним интервалом. Это предполагает наличие каких-то событий, характеризующимися поступлением в атмосферу радиоактивных частиц, обогащенных ^{241}Am и ^{241}Pu.

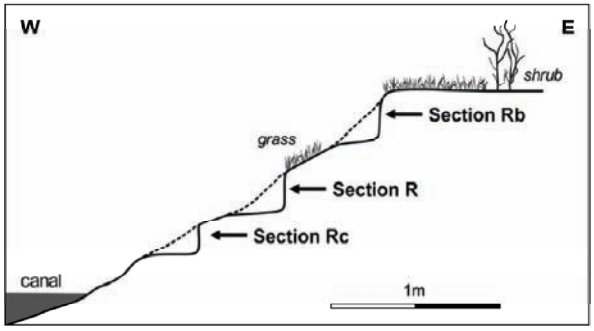


Рис. 2. *Расположение сечений R, Rb и Rc на берегу р. Ромашка*

Данные вертикального распределения ^{137}Cs характеризуются аномалиями от 100 Бк/кг в приповерхностном интервале торфяника до 216 Бк/кг на глубине 20 см. С глубиной концентрация активности резко уменьшается до величин, составляющих менее 30 Бк/кг. Значительная активность ^{137}Cs (более 10 Бк/кг), наблюдаемая ниже 30 см может быть связана с нисходящей миграцией данного элемента в торфянике. MacKenzie et al. (1997) и Kudelsky et al. (1996) отмечали высокую мобильность цезия в торфяниках Шотландии и Беларуси. Суммарная аккумуляция ^{137}Cs в торфянике достигает 11246 Бк/м^2. Активность цезия в торфяном профиле выше величин глобального выпадения радиоцезия, характерных для широты расположения г. Томска: 3430 Бк/м^2, согласно "Объединенному национальному научному комитету по эффектам атомной радиации" – UNSCEAR (2000) и 5040 Бк/м^2, согласно Aoyama et al. (2006).

Активность ^{214}Pb в проанализированных пробах не превышала фона, суммарная активность ^{210}Pb была использована для расчетов в качестве активности ^{210}Pb, поступающего из атмосферы. Снижение активности ^{210}Pb с глубиной позволяет использовать для расчетов возраста торфяных отложений модель CRS (Appleby, 2001). Согласно данной модели может быть оценен возраст торфяных слоев, а следовательно, уровень торфонакопления и уровень поступления радионуклидов (табл. 1б и рис. 4).

Значительное количество поступившего в 50-х гг. Pu (около 10 мБк/см^2 в год) сопровождалось снижением поступления Pu в следующие десятилетия (6 мБк/см^2 в год в семидесятых, 2–5 мБк/см^2 в год в восьмидесятых). Значительное снижение поступления Pu произошло за короткий период времени в 1980 г. Авария на СХК в 1993 г. отражается как прямая линия (рис. 4).

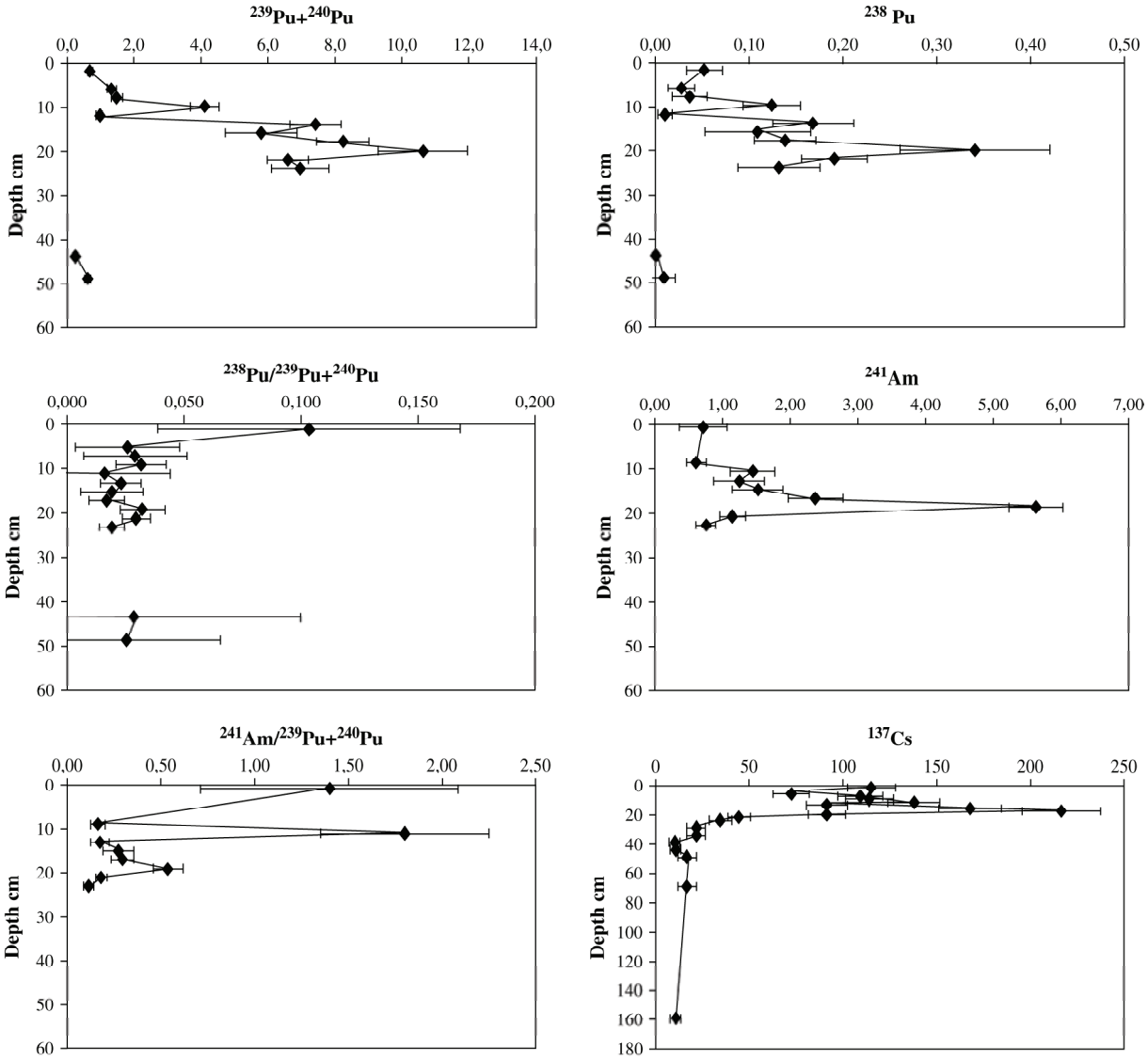


Рис. 3. *Распределение активности (Бк/кг) $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs и отношений ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu и ^{241}Am /$^{239+240}$Pu в торфяном профиле*

Таблица 1а. *Активность естественных (^{210}Pb и ^{214}Pb) и искусственных ($^{239+240}$Pu, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs) радионуклидов (в Бк/кг сухого вещества), и отношения ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu и ^{241}Am/$^{239+240}$Pu в торфяном профиле (на 01.01.2004 г.)*

Sample	Depth	^{210}Pb	^{214}Pb	$^{239+240}$Pu	^{238}Pu	^{238}Pu/$^{239+240}$Pu	^{241}Am	^{241}Am/$^{239+240}$Pu	^{137}Cs
2	1–5	630 ± 90	<26	0.5 ± 0.1	0.06 ± 0.02	0.104 ± 0.06	0.7 ± 0.4	1.41 ± 0.69	114 ± 13
2–2	5–7	450 ± 80	<23	1.2 ± 0.1	0.03 ± 0.01	0.026 ± 0.02			71 ± 10
3	7–9	450 ± 60	<26	1.3 ± 0.2	0.04 ± 0.02	0.030 ± 0.02			108 ± 12
4	9–11	520 ± 100	<31	4.0 ± 0.4	0.13 ± 0.05	0.032 ± 0.01	0.6 ± 0.2	0.17 ± 0.04	113 ± 13
5	11–13	330 + 70	<14	0.8 + 0.1	0.01 + 0.01	0.012 + 0.01	1.5 + 0.3	1.81 + 0.45	137 + 14
6	13–15	400 ± 80	<20	7.3 ± 0.8	0.17 ± 0.04	0.024 ± 0.01	1.3 ± 0.3	0.18 ± 0.05	90 ± 11
7	15–17	280 ± 40	<23	5.7 ± 1.1	0.11 ± 0.05	0.020 ± 0.01	1.6 ± 0.3	0.28 ± 0.08	167 ± 17
8	17–19	230 ± 60	<26	8.1 ± 0.8	0.14 ± 0.03	0.017 ± 0.01	2.4 ± 0.4	0.30 ± 0.06	216 ± 21
9	19–21	190 ± 60	<16	10.5 ± 1.3	0.34 ± 0.06	0.033 ± 0.01	5.7 ± 0.3	0.54 ± 0.08	90 ± 10
10	21–23	280 ± 40	<13	6.4 ± 0.6	0.19 ± 0.06	0.030 ± 0.01	1.2 ± 0.3	0.18 ± 0.03	43 ± 6
11	23–28	290 ± 60	<15	6.8 ± 0.9	0.14 ± 0.10	0.020 ± 0.01	0.8 ± 0.3	0.12 ± 0.03	33 ± 6
12	28–33	393 ± 60	<15						20 ± 5
13	33–38	66 ± 31	<32						20 ± 5
14	38 43								9 ± 3
15	43–48			0.1 ± 0.02	0.003 ± 0.003	0.029 ± 0.07			9 ± 3
16	48 53			0.5 ± 0.09	0.012 ± 0.012	0.026 ± 0.04			15 ± 5
20	68–73								15 ± 5
28	158–183								9 ± 4

Распределение радионуклидов в почвах

Результаты радиоизотопных измерений в почвенном профиле представлены в таблице 3. В таблице 2 представлена суммарная аккумуляция радионуклидов. Накопление ^{137}Cs, $^{239+240}$Pu и ^{241}Am достигает очень высоких значений: 33811, 1316 и 439 Бк/кг, соответственно. Такие высокие значения также слишком высоки, чтобы отнести их только к глобальным выпадениям, поэтому предполагаются и другие источники поступления радионуклидов. Распределения радионуклидов по профилю характеризуются diffusion кривыми, которые достигают "нормальных" концентраций глубже 20 см (рис. 5). В профиле распределения отношений актинидов наблюдаются некоторые изменения. В пробах первых от поверхности 15 см отношения ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu (0,01±0,003) ниже, чем ожидаемые для глобальных выпадений (0,03) (табл. 3). Также интересно отметить, что это отношение увеличивается до 0,18 в нижней части профиля. Снижение отношения ^{241}Am /$^{239+240}$Pu наблюдается вниз по профилю с 0,39 до 0,21.

Данные по активности радионуклидов, определенные методом ICP-MS хорошо согласуются с данными альфа-спектрометрии, за исключением пробы верхней части профиля (табл. 4). В данной пробе концентрация $^{239+240}$Pu, определенная методом ICP-MS (66±1,7 Бк/кг) намного больше, чем определенная методом альфа-спектрометрии (11,9±0,3 Бк/кг). Для подтверждения этих данных, раствор, проанализированный методом ICP-MS, был также проанализирован методом альфа-спектрометрии, что дало схожий результат (58±18 Бк/кг). Такое различие было интерпретировано неоднородностью распределения плутония на поверхности почв. Tcherkezian и др. (1995) описал "горячие частицы" в районе Северска, образовавшихся в результате аварии 1993 г. Поэтому, при наличии горячих частиц в анализируемом образце, возможно предположить несоответствие результатов анализа двух аналогичных проб.

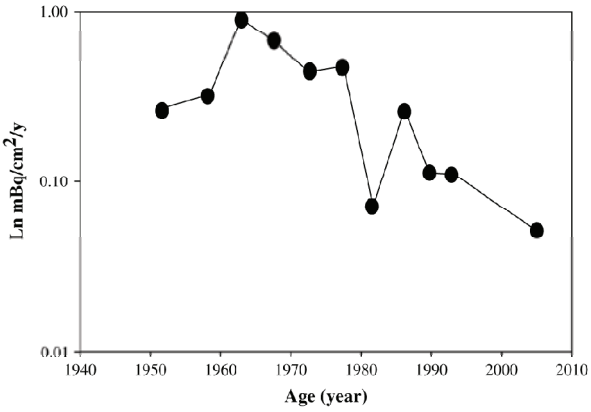


Рис. 4. *Временные интервалы поступления $^{239+240}$Pu в торфяник*

Графическое отображение концентраций $^{239+240}$Pu, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs представлено на рисунке 5. Активность радионуклидов характеризуются плавным вертикальным распределением с максимальными значениями около поверхности почвы и резким снижением активности с глубиной.

Для того, чтобы различить глобальные выпадения и другие источники поступления радионуклидов в окружающую среду используются изотопные диаграммы. На рисунке 7 отношений ^{241}Pu/^{239}Pu и ^{240}Pu/^{239}Pu показано, что большинство образцов характеризуются постоянными значениями (0,00075 и 0,05). Более высокие значения отношения ^{241}Pu/^{239}Pu, (превышающие 0,001

Таблица 1б. *Возраст торфа и уровни накопления торфа и плутония*

Depth	^{210}Pb (Bq kg^{-1})	Calendar age	Peat density (g cm^{-3})	Peat accumulation rate (g cm^{-2} y^{-1})	$^{239+240}$Pu (mBq cm^{-2} y^{-1})
1–5	630 ± 90	2004	0.21	0.10	1
5–7	450 ± 80	1992	0.15	0.10	2
7–9	450 ± 60	1989	0.15	0.09	3
9–11	520 ± 100	1985	0.15	0.07	5
11–13	330 ± 70	1981	0.18	0.09	1
13–15	400 ± 80	1977	0.16	0.07	6
15–17	280 ± 40	1972	0.19	0.08	5
17–19	230 ± 60	1967	0.19	0.09	6
19–21	190 ± 60	1962	0.20	0.09	10
21–23	280 ± 40	1957	0.16	0.05	10
23–28	290 ± 60	1950	0.19	0.04	11
28–33	393 ± 60	1940	0.12	0.02	
33–38	66 ± 31	1875	0.08	0.02	
38–43	33	1836	0.05	0.01	
43–48	8	1784	0.05	0.01	

Таблица 2. *Удельная площадная активность искусственных радионуклидов в изученных почвах (Бк/м²)*

	Peat	Soil-S	Soil Rb
$^{239+240}$Pu	421	1316	5903
^{241}Am	161	439	1220
^{137}Cs	11,246	33,811	68,544

в пробах S3, S7 и S8) вероятны в связи высокой недостоверностью данного отношения (>50%). Очень низкие значения отношения $^{240}Pu/^{239}Pu$, характерные для выпадений от ядерных испытаний (0,18) или предприятий ядерно-топливного цикла (0,408 для выпадений Чернобыля (Ketterer et al., 2004)) сопоставимы со значениями для районов, где зафиксированы падения ядерных бомб и их разрушение, как, например, в Паломарес (Испания)

Таблица 3. *Активность естественных (^{210}Pb и ^{214}Pb) и искусственных ($^{239+240}Pu$, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs) радионуклидов (в Бк/кг сухого вещества), и отношения $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ и ^{241}Am /$^{239+240}Pu$ в почвенном профиле (на 01.01.2002 г.)*

Sample	Depth (cm)	$^{239+240}Pu$	^{238}Pu	$^{238}Pu/^{239+240}Pu$	^{241}Am	$^{241}Am/^{239-240}Pu$	^{137}Cs	^{134}Cs
S1 (litter)	0	11.30 ± 0.3	0.15 ± 0.03	0.013 ± 0.003	4.4 ± 0.8	0.39 ± 0.07	290 ± 10	<2
S2 (soil)	0 3	11.90 ± 0.3	0.15 ± 0.03	0.013 ± 0.003	4.9 ± 0.8	0.41 ± 0.07	375 ± 11	<2
S3 (soil)	3–6	11.70 ± 0.3	0.18 ± 0.03	0.015 ± 0.003	2.5 ± 0.7	0.21 ± 0.06	331 ± 10	<2
S4 (soil)	6–11	7.20 ± 0.2	0.09 ± 0.02	0.013 ± 0.003	2 ± 0.6	0.28 ± 0.08	155 ± 6	<2
S5 (soil)	11–18	1.80 ± 0.1	0.02 ± 0.01	0.011 ± 0.006	<0.5	0.17 ± 0.05	39 ± 3	<2
S6 (soil)	18–25	0.49 ± 0.05	0.01 ± 0.01	0.020 ± 0.021	<0.5		11 ± 2	<2
S7 (soil)	25–32	0.18 ± 0.03	0.02 ± 0.01	0.111 ± 0.059	<0.5		4 ± 2	<2
S8 (soil)	32–40	0.14 ± 0.03	0.03 ± 0.01	0.214 ± 0.085	<0.5		3 ± 2	<2

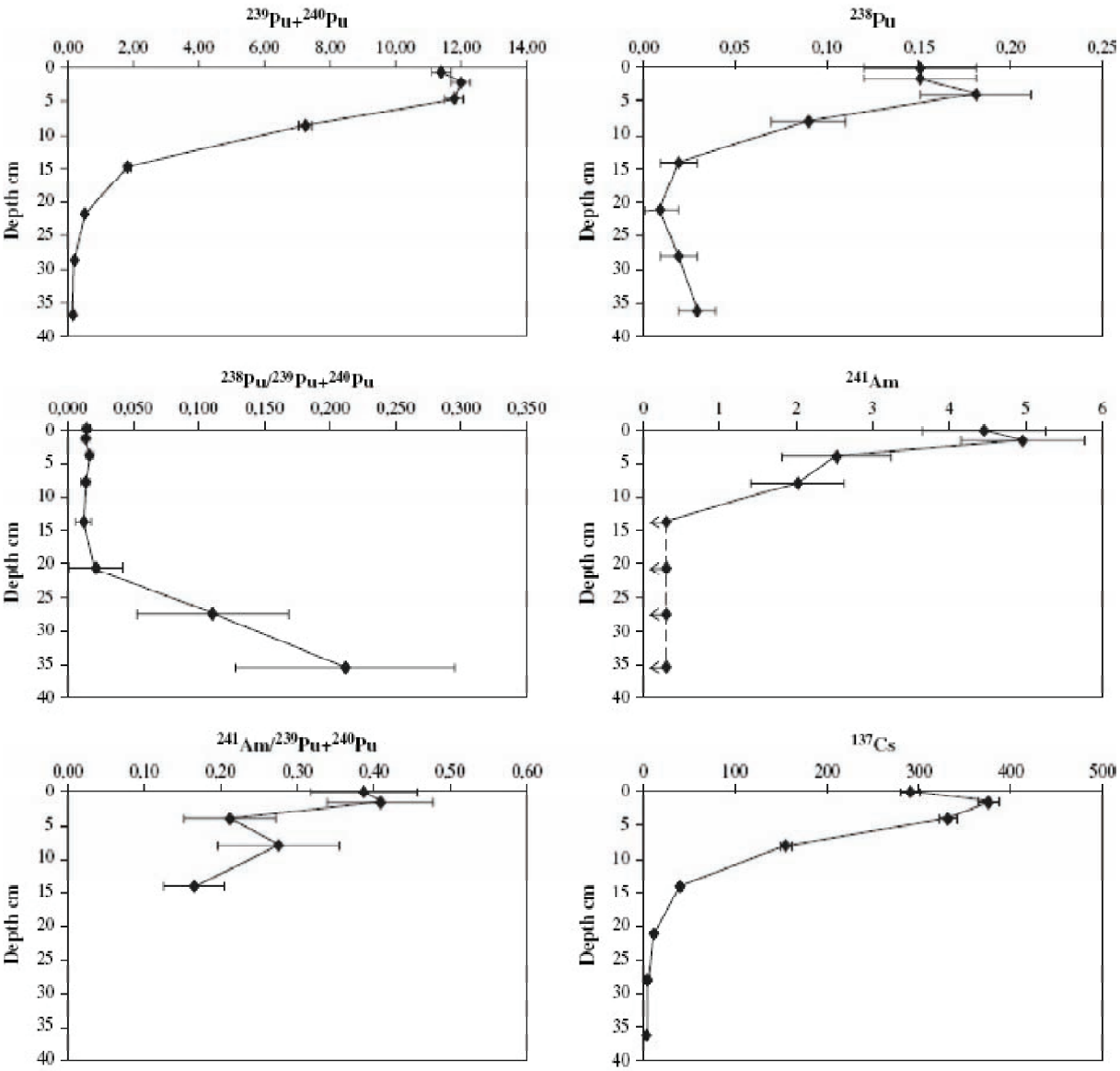


Рис. 5. *Распределение активностей (Бк/кг) $^{239+240}Pu$, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs и отношений $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ и ^{241}Am /$^{239+240}Pu$ в почвенном профиле*

(0,056±0,003) и Тул (Гренландия) (0,033±0,004) (Mitchell et al., 1997). Таким образом, исходя из отношения $^{240}Pu/^{239}Pu$, высокое содержание плутония, наблюдаемое в почвенном профиле (1774 Бк/м^2) может быть отнесено к ядерному топливу СХК.

Распределение радионуклидов на берегу р. Ромашка

Из трех профилей на берегу р. Ромашка только верхний (профиль Rb) характеризуется значительными радиоактивными аномалиями (табл. 5 и рис. 6). В двух нижних профилях Rc и R, которые расположены ближе к урезу воды, обнаруживаются только низкие содержания ^{137}Cs (31,0 и 1,4 Бк/кг соответственно). Эти значения значительно отличаются от концентраций в профиле Rb, где активность ^{137}Cs достигает 68,5 Бк/м^2 (табл. 2). В этом профиле максимум ^{137}Cs приходится на глубину 15 см (447±8 Бк/кг), снижаясь до очень низких значений к глубине 25 см (табл. 5 и рис. 6). Среди искусственных гамма-излучающих радионуклидов были измерены ^{60}Co ($T_{1/2}$ = 5,2 года), ^{134}Cs ($T_{1/2}$ = 2,0 года) и изотопы европия (периоды полураспада ^{152}Eu и ^{154}Eu 13,6 и 8,8 лет, соответственно). Их присутствие говорит о недавних поступлениях короткоживущих искусственных радионуклидов в почву.

Кроме того, изменение отношений изотопов Cs и Eu с глубиной может свидетельствовать о сбросах сточных вод с различным изотопным составом на данной территории.

Плутоний и америций также больше сконцентрированы в профиле Rb, чем в двух других профилях. Суммарная концентрация $^{239+240}Pu$ – 5903 Бк/м^2, ^{241}Am – 1220 Бк/м^2 (табл. 2). Pu в основном сконцентрирован в верхних 15 см, тогда как Am – в первых 5 см от поверхности. Отношение $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ составляет величины от 0,012 до 0,022 и варьирует в меньшей степени, чем в предыдущих рассмотренных профилях. Тем не менее, хорошо заметно снижение отношения $^{241}Am/^{239+240}Pu$ сверху к основанию профильного разреза. Варьирование отношений $^{241}Pu/^{239}Pu$ (0,00072–0,00085) и

Таблица 4. *Активность (Бк/кг), содержание и отношения изотопов плутония ^{239}Pu, ^{240}Pu и ^{241}Pu, полученные методом ICP-MS*

Sample	Depth (cm)	^{239}Pu (Bq kg^{-1})	^{239}Pu (at/gr)	^{240}Pu (Bq kg^{-1})	^{240}Pu (at/gr)	^{241}Pu (Bq kg^{-1})	^{241}Pu (at/g)	$^{240}Pu/^{239}Pu$	$^{241}Pu/^{239}Pu$
S1	0	7.9 ± 1.0	8.7E+09 ± 1E+09	1.5 ± 0.2	4.5E+08 ± 6E+07	9.2 ± 2.3	6.00E+06 ± 1E+06	0.052 ± 0.0090	0.00070 ± 0.00019
S2	0–3	55.4 ± 1.4	6.1E+10 ± 2E+09	10.6 ± 0.3	3.3E+09 ± 9E+07	104.7 ± 4.4	6.70E+06 ± 3E+06	0.054 ± 0.0020	0.00112 ± 0.00006
S3	3–6	12.6 ± 0.2	1.4E+10 ± 2E+09	2.5 ± 0.1	7.6E+08 ± 2E+07	17.4 ± 2.0	1.10E+07 ± 1E+06	0.055 ± 0.0010	0.00084 ± 0.00010
S7	25–32	0.2 ± 0.0	1.7E+08 ± 3E+09	0.03 ± 0.006	9.6E+06 ± 2E+06	0.5 ± 0.2	3.20E+05 ± 1E+05	0.055 ± 0.0140	0.00188 ± 0.00086
S8	32–40	0.1 ± 0.0	1.1E+08 ± 2E+09	0.03 ± 0.003	6.0E+06 ± 1E+06	0.3 ± 0.2	2.00E+05 ± 2E+05	0.054 ± 0.0120	0.00177 ± 0.00145
Rb1	0–3	32.9 ± 0.5	3.61E+10 ± 6E+08	6.0 ± 0.1	1.81E+09 ± 3E+07	43.8 ± 2.1	2.75E+07 ± 1E+06	0.050 ± 0.0009	0.00077 ± 0.00004
Rb2	3–6	40.0 ± 1.1	4.28E+10 ± 1E+09	7.3 ± 0.2	2.18E+09 ± 6E+07	52.0 ± 2.5	3.50E+07 ± 2E+06	0.051 ± 0.0013	0.00082 ± 0.00004
Rb4	9–12	33.5 ± 0.7	3.78E+10 ± 8E+08	6.1 ± 0.1	1.83E+09 ± 4E+07	46.5 ± 1.9	3.00E+07 ± 1E+06	0.049 ± 0.0012	0.00080 ± 0.00003
Rb5	12–15	29.5 ± 0.6	3.27E + 10 ± 7E+08	5.4 ± 0.1	1.61E+09 ± 3E+07	40.5 ± 1.7	2.75E+07 ± 1E+06	0.049 ± 0.0011	0.00085 ± 0.00003
Rb7	18–21	14.6 ± 0.3	1.61E+10 ± 3E+08	2.7 ± 0.1	8.03E+08 ± 2E+07	17.7 ± 2.4	1.15E+07 ± 2E+06	0.050 ± 0.0010	0.00072 ± 0.00010

Таблица 5. *Активность искусственных радионуклидов ^{60}Co, ^{134}Cs, ^{137}Cs, ^{154}Eu, $^{239+240}Pu$, ^{238}Pu, ^{241}Am (в Бк/кг сухого вещества) и отношения $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ и $^{241}Am/^{239+240}Pu$ в почвенном профиле Rb (на 01.01.2004 г.)*

Sample	Depth (cm)	$^{239+240}Pu$	^{238}Pu	$^{238}Pu/^{239+240}Pu$	^{241}Am	$^{241}Am/^{239+240}Pu$	^{137}Cs	^{134}Cs	^{60}Co	^{152}Eu	^{154}Eu
Rb1	0	27.5 ± 0.6	0.56 ± 0.03	0.02 ± 0.002	18 ± 2	0.65 ± 0.07	100 ± 3	22 ± 2	1025 ± 30	165 ± 4	55 ± 2
Rb2	3	39.8 ± 0.9	0.58 ± 0.03	0.015 ± 0.001	18 ± 2	0.45 ± 0.05	217 ± 5	12 ± 1	540 ± 15	189 ± 4	61 ± 3
Rb3	6	36.1 ± 0.9	0.65 ± 0.03	0.018 ± 0.001	8.3 ± 1.3	0.23 ± 0.04	238 ± 5	7 ± 1	258 ± 10	152 ± 4	40 ± 2
Rb4	9	32.5 ± 0.9	0.51 ± 0.04	0.016 ± 0.002	4.2 ± 0.9	0.13 ± 0.03	233 ± 5	1.3 ± 0.8	131 ± 6	146 ± 4	37 ± 2
Rb5	12	32.6 ± 0.9	0.47 ± 0.04	0.014 ± 0.002	4.1 ± 0.9	0.13 ± 0.03	336 ± 7	1.7 ± 0.8	60 ± 4	105 ± 3	17 ± 1
Rb6	15	31.2 ± 0.9	0.67 ± 0.04	0.022 ± 0.002	3.5 ± 0.8	0.11 ± 0.03	447 ± 8	<1	34 ± 2	55 ± 2	7 ± 1
Rb7	18	17.4 ± 0.9	0.35 ± 0.04	0.02 ± 0.003	1.5 ± 0.7	0.09 ± 0.04	340 ± 6	<1	22 ± 2	30 ± 3	4 ± 1
Rb8	21	5.5 ± 0.3	0.12 ± 0.02	0.021 ± 0.005	0.7 ± 0.4	0.13 ± 0.07	198 ± 5	<1	11 ± 1	11 ± 2	<2
Rb9	24	0.99 ± 0.08	0.02 ± 0.01	0.02 ± 0.012	<0.5		35 ± 2	<1	5 ± 1	<2	<2
Rb10	27	1.11 ± 0.08	0.02 ± 0.01	0.015 ± 0.009	<0.5		14 ± 2	<1	<1	<2	<2
Rb11	30						17 ± 2	<1	<1	<2	<2
Rb12	33	0.86 ± 0.05	0.01 ± 0.01	0.012 ± 0.013	<0.5		16 ± 2	<1	<1	<2	<2
Rb13	36						12 ± 2	<1	<1	<2	<2
Rb14	39	0.75 ± 0.05	0.01 ± 0.01	0.013 ± 0.014	<0.5		2 ± 1	<1	<1	<2	<2
Rb15	42						<1 ± 0.1	<1	<1	<2	<2
Rb16	45						<1 ± 0.1	<1	<1	<2	<2

Sample	Depth (cm)	$^{239+240}Pu$	^{238}Pu	$^{238}Pu/^{239+240}Pu$	^{137}Cs
R2	10	0.18 ± 0.03	<0.01	<0.05	1.4 ± 0.5
R3	12.5	0.09 ± 0.02	<0.01	<0.05	1.9 ± 0.5
R4	15	0.04 ± 0.02	<0.01	<0.05	<1.0
Rc1	6	n.a.	n.a.		31 ± 2
Rc2	12	n.a.	n.a.		3 ± 1
Rc3	18	n.a.	n.a.		1.0 ± 0.9
Rc4	24	n.a.	n.a.		<1
Rc5	30	n.a.	n.a.		<1
Rc6	36	n.a.	n.a.		<1

$^{240}Pu/^{239}Pu$ (0,0487–0,0512) близки к таковым в почвенном профиле S (табл. 4).

Обсуждение результатов

Сравнение содержаний искусственных радионуклидов в четырех рассмотренных пунктах позволяют выделить зоны, подверженные воздействию СХК. Берег р. Ромашка характеризуется высокими содержаниями актинидов и продуктов распада, что, вероятно, связано с недавними сбросами сточных вод. Торфяные и лесные почвы, подверженные лишь атмосферным выпадениям, характеризуются более низкой активностью актинидов и ^{137}Cs. Для выявления загрязненных территорий вокруг Северска требуются более детальные исследования, включающие обширную мониторинговую программу. Содержания актинидов, представленные в данной работе (Pu варьирует от 1774 до 8826 Бк/м^2) слишком высоки, чтобы отнести их к глобальным выпадениям, поэтому источником плутония могут являться выбросы СХК. Территории с подобными сильными загрязнениями наблюдаются вокруг ядерных производств в результате аварийных выбросов радионуклидов, как, например в Чернобыле (Muramatsu et al., 2000), Селлафилде (Jones et al., 1996) или Маяке (Skipperud et al., 2005).

Источник актинидов подтверждается отношениями изотопов плутония в почвах. Очень низкие значения отношений $^{241}Pu/^{239}Pu$ и $^{240}Pu/^{239}Pu$ относятся к глобальным выпадениям и соотносятся со значениями для ядерного оружия (рис. 7 и 8). Хорошо заметно, что плутонии, измеренный в окрестностях СХК может быть отнесен к выбросам данного производства. Анализ одной пробы воды из р. Ромашка показал наличие короткоживущих

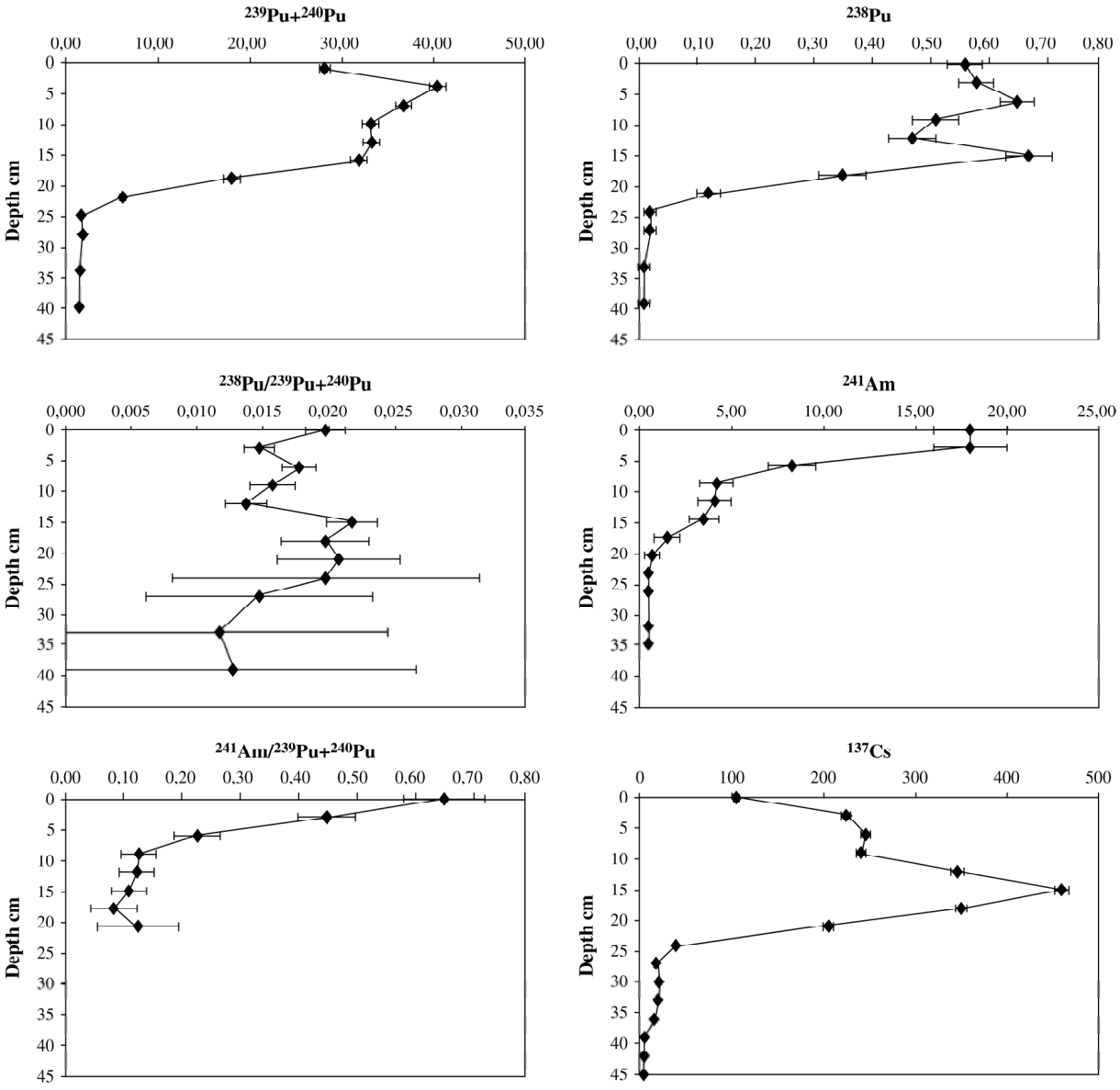


Рис. 6. *Распределение активностей (Бк/кг) $^{239+240}Pu$, ^{238}Pu, ^{241}Am, ^{137}Cs и отношений $^{238}Pu/^{239+240}Pu$ и $^{241}Am/^{239+240}Pu$ в почвенном профиле Rb на берегу р. Ромашка*

радионуклидов, таких как ^{239} Np (19±1 Бк/л) и ^{131}I (0,20±0,05 Бк/л) (периоды полураспада ^{239} Np и ^{131}I 2,35 и 8,0 дней, соответственно), что предполагает непрерывные сбросы радиоактивных загрязнителей от СХК. Так как изотопный состав сбросов остается неизвестным, не представляется возможным выявить вклад постоянных и аварийных выбросов. Особенно невозможно количественно определить выбросы плутония в результате аварии 1993 г., хотя отношение ^{238}Pu/$^{239+240}$Pu аварии известно (Tcherkezian et al., 1995). Возможно, постоянные выбросы плутония настолько велики, что невозможно определить какое-либо воздействие от аварий.

По крайней мере, три загрязненных территории находятся в бассейне рек Обь и Иртыш (Северск, "Маяк" в России и Семипалатинск в Казахстане). Поэтому как сбросы радиоактивных загрязнителей в реки от ядерных производств и стоки с загрязненных почв, так и глобальные выпадения плутония являются источником высоких концентраций плутония и изменчивости отношений плутониевых изотопов, наблюдаемых в донных отложениях Обь-Иртышского бассейна (Cochran et al., 2000; Kenna and Sayles, 2002; Beasley et al., 1998; Baskaran et al., 1996). До настоящего времени влияние выбросов от Северска является темой для обсуждения (Cochran et al., 2000; Kenna and Sayles, 2002).

Данные по изотопам, представленные в настоящей работе позволяют говорить о том, что СКХ, вероятно, является крупным источником плутония в водной среде (рис. 8).

Мы оценили вклад плутония от выбросов Северска в донных отложениях Оби с использованием:

1) уравнения, которое позволило Duffa and Frer'chou (2003) оценить количественное Pu, выбрасываемого заводом переработки ядерного топлива в Маркуле (Франция);
2) изотопов, характерных для двух источников, т.е. выбросов плутония от СХК (^{240}Pu/^{239}Pu=0,05 и ^{241}Pu/^{239}Pu = 0,0007) и плутоний глобальных выпадений (^{240}Pu/^{239}Pu = 0,19 и ^{241}Pu/^{239}Pu = 0,003). Мы оценили, что доля плутония от СХК может достигать 45% для ^{239}Pu и 60% – для ^{241}Pu в донных отложениях р. Обь.

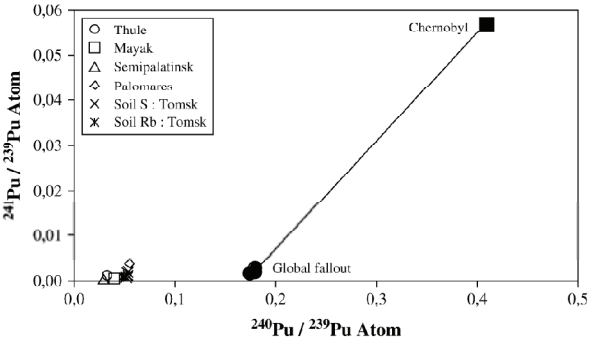


Рис. 7. *Отношения изотопов плутония в некоторых пробах почвенных профилей S и Rb и других источниках плутония, таких как выпадения в Чернобыле (Ketterer et al., 2004), глобальные выпадения (Ketterer et al., 2004; Kelley et al., 1999), производство и испытания ядерного оружия ("Маяк" и Семипатинск) (Beasley et al., 1998), ядерное оружие (аварии в Тул и Паломарес) (Mitchell et al., 1997)*

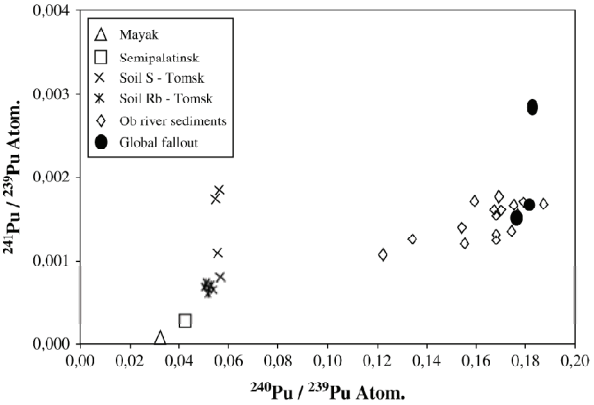


Рис. 8. *Отношения изотопов плутония в донных отложениях р. Обь (по Cochran et al., 2000) и возможных источниках плутония, включающих глобальные выпадения (Ketterer et al., 2004; Kelley et al., 1999), почвы из сильно загрязненных территорий, расположенных в бассейне р. Обь и Иртыш: СХК (данная работа), Маяк, Семипалатинск (по Beasley et al., 1998)*

Литература

1. *Agarande M., Benzoubir S., Neiva-Marques A.M. et al. Sector field inductively coupled plasma mass spectrometry, another tool for plutonium isotopes and plutonium isotope ratios determination in environmental matrices // J. Environ. Radioact. – 2004. – Vol.72. – P.169–176.*
2. *Alexakhin R.M., Budalkov L.A., Gubanov V.A. et al. // Large Radiation Accidents: Consequences and Protective Countermeasures / L.A. Ilyin, V.A. Gubanov (eds.). – Moscow, Russia: IzdAT Publisher House, 2004. – 555 pp. – ISBN 5-86656-164-6.*
3. *Aoyama M., Hirose K., Igarashi Y. Construction and updating our understanding on the global weapons tests ^{137}Cs fallout // J. Environ. Monitor. – 2006. – Vol.8. – P.431–438.*
4. *Appleby P.G. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. Tracking Environmental Change Using Lake Sediments. Basin Analysis, Coring, and Chronological Techniques // Developments in Paleoenviron. Research. – 2001. – Vol.1. – PP.171–203.*
5. *Baskaran M., Asbill S., Santschi P. et al. Pu, ^{137}Cs and excess ^{210}Pb in Russian Arctic sediments // Earth and Planetary Science Letters. – 1996. – Vol.140. – 243–257.*
6. *Beasley T.M., Kelley J.M., Orlandini K.A. et al. Isotopic Pu, U, and Np signatures in soils from Semipalatinsk-21, Kazakh Republic and the Southern Urals, Russia // J. Environ. Radioact. – 1998. – Vol.39. – 215– 230.*
7. *Bradley D.J., Frank C.W., Mikerin Y. Nuclear contamination from weapons complexes in the former Soviet Union and the United States // Physics Today. – 1996. – Vol.49. – P.40–45. – (American Institute of Physics).*
8. *Cochran J.K., Moran S.B., Fisher N.S. et al. Sources and transport of anthropogenic radionuclides in the Ob River system, Siberia // Earth and Planetary Science Letters. – 2000. – Vol.179. – P.125–137.*
9. *Duffa C. Repartition du plutonium et de l'Americium dans l'environnement terrestre de la Basse Vallee du Rhone : Ph.D. thesis. – University of Aix-Marseille III, 2001. – 200 pp.*
10. *Duffa C., Frechou C. Evidence of long-lived I and Pu isotopes enrichment in vegetation samples around the Marcoule nuclear reprocessing plant (France). Applied Geochemistry. – 2003. – Vol.18. – P.867–1873.*

11. *Hardy E.P., Krey P., Volchok H.L. Global inventory and distribution of fallout plutonium // Nature. – 1973. – Vol.241. – P.444–445.*

12. *International Atomic Energy Agency (IAEA). The Radiological Accident in the Reprocessing Plant at Tomsk. – Vienna : IAEA, 1998. – 77 pp. – ISBN 92-0-103798-8.*

13. *Jones S.R., Willans S.M., Smith A.D. et al. Deposition of actinides in the vicinity of Sellafield, Cumbria, accounting for historical discharges to atmosphere from the plant // Sci. Total Environ. – 1996. – Vol.183. – P.213–229.*

14. *Kelley J.M., Bond L.A., Beasley T.M. Global distribution of Pu isotopes and ^{237}Np // Sci. Total Environ. – 1999. – P.237–238 ; 483–500.*

15. *Kenna T.C., Sayles F.L. The distribution and history of nuclear weapons related contamination in sediments from the Ob River, Siberia as determined by isotopic ratios of plutonium and neptunium // J. Environ. Radioact. – 2002. – Vol.60. – 105–137.*

16. *Ketterer M.E., Hafer K.M., Mietelski J.W. Resolving Chernobyl vs. global fallout contributions in soils from Poland using plutonium atom ratios measured by inductively coupled plasma mass spectrometry // J. Environ. Radioact. – 2004. – Vol.73. – P.183–201.*

17. *Kudelsky A.V., Smith J.T., Ovsiannikova S.V. et al. Mobility of Chernobyl-derived ^{137}Cs in a peatbog system within the catchment of the Pripyat River, Belarus // Sci. Total Environ. – 1996. – Vol.188. – P.101–113.*

18. *Lgotin V., Makushin Y. Groundwater monitoring to assess the influence of injection of liquid radioactive waste on the Tomsk public groundwater supply, Western Siberia, Russia // Groundwater Contaminants and Their Migration / J. Mather, D. Banks, S. Dumpleton, M. Fermor (eds.). – Vol.128. – London : Geological Society, 1998. – P.255–264 (special publication).*

19. *MacKenzie A.B., Farmer J.G., Sugden C.L. Isotopic evidence of the relative retention and mobility of lead and radiocaesium in Scottish ombrotrophic peats // Sci. Total Environ. – 1997. – Vol.203. – P.115–127.*

20. *Mitchell P.I., Leon-Vintro L., Dahlgaard H. et al. Perturbation in the ^{240}Pu/^{239}Pu global fallout ratio in local sediments following the nuclear accidents at Thule (Greenland) and Palomares (Spain) // Sci. Total Environ. – 1997. – Vol.202. – P.147–153.*

21. *Muramatsu Y., Ruhm W., Yoshida S. et al. Concentrations of ^{239}Pu and ^{240}Pu and their isotopic ratios determined by ICP-MS in soils collected from the Chernobyl 30-km zone // Environ. Sci. Technol. – 2000. – Vol.34. – P.2913–2917.*

22. *Olivier S., Bajo S., Fifield L.K. et al. Plutonium from global fallout recorded in an ice core from the Belukha Glacier, Siberian Altai // Environ. Sci. Technol. – 2004. – Vol.38. – P.6507–6512.*

23. *Paluszkiewicz T., Hibler L.F., Becker P. et al. An assessment of the flux of 90Sr contamination through the Ob' river and estuary to the Kara Sea // Sci. Total Environ. – 1997. – Vol.202. – P.43–56.*

24. *Skipperud L., Salbu B., Oughton D.H. et al. Plutonium contamination in soils and sediments at Mayak PA, Russia // Health Physics. – 2005. – Vol.89. – P.255–266.*

25. *Tcherkezian V., Galushkin B., Goryachenkova T. et al. Forms of contamination of the environment by radionuclides after the Tomsk accident (Russia, 1993) // J. Environ. Radioact. – 1995. – Vol.27. – P.133–139.*

26. *United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (UNSCEAR) : Sources and Effects of Ionizing Radiation / Report to the General Assembly. – Vol.1. – New York : UNSCEAR, 2000.*

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

Author index

Abalakov A.D. 389, 392
Abdykarimova A.G. 89
Abishev T.B. 33
Aidarkhanov A.O. 566
Alexeev V.A. 36
Altangerel M. 732
Aluker N.L. 40, 44
Anisimov V.S. 47, 51, 622
Anisimova L.N. 47, 51
Antonov E.Yu. 66
Antonova E.V. 456
Antosyuk O.N. 55
Arbuzov S.I. 59, 120, 345, 375, 494
Arkhangelskaya T.A. 192
Artamonova E.N. 432
Artamonova S.Yu. 66, 484
Astakhov N.E. 444
Azhmuratova G.K. 89
Bagulya A.V. 246
Bahmagambetova G.B. 615
Bakhur A.E. 82, 669
Balakhonov V.G. 317
Balykin S.N. 682
Baranovskaja N.V. 73, 161, 214
Barkhutova D.D. 312
Barsykova K.V. 409
Batulzy 494
Bazhenov A.V. 69
Beer H. 735
Bekpergenova Z.B. 666
Belyaev V.V. 229
Berezkin V.Yu. 287
Berikbolov B.R. 85
Bersimbayev R.I. 238
Bezel V.S. 456
Bilyalova G.N. 89
Boboev B. 380, 382
Boguslavskiy A.E. 92
Bolsunovsky A.Ya. 95, 98, 158, 200
Bondareva L.G. 66, 98
Bryanskaya A.V. 312
Bulatov V.I. 102
Bulbak T.A. 92
Burkitbayev M.M. 33
Charsky V.P. 634
Chebotina M.Y. 643, 646, 649
Chebotina M.Ya. 468, 638
Cherkashina A.G. 395
Chernev E.M. 652
Chernogoryuk G.E. 161
Chernyago B.P. 348, 528, 655
Chesalova A.I. 287
Chesnokova T.Y. 669
Chevychelov A.P. 536
Chuguevskii A.V. 355, 573, 658
Chuguevsky A.V. 293
Chuprov V.A. 520
Danilov V.V. 197
Davidenko K.A. 55
Dementyev D.V. 158
Denisova O.A. 161
Deryagin V.V. 320
Dikarev D.V. 47
Dolgikh V.V. 395
Dolja Z.A. 164
Dolotov K.V. 135
Domarenko V.A. 167
Dosbergenov S.N. 171
Drachev S.S. 241
Druteikiene R. 714
Druzhinin S.V. 174
Druzhinin V.G. 40
Dwivedi Al. 705
Dwivedi Av. 705
Dzhenbaev B.M. 164
Dzyubenko E.V. 686

Egorova I.A. 690
Eikenberg J. 735
Enkhbat N. 728, 732
Erohin S.A. 178
Frigidov R.A. 622
Frigidova L.M. 622
Fu Chen 701
Gablin V.A. 128
Galich B.V. 89
Gatea A.J. 705
Gauthier-Lafaye F. 735
Gavrilov L.P. 398
Gavrilov P.M. 106
Gazizov A.G. 203
Gerasimov N.S. 141
Girgzdys A. 714
Golikova T.A. 149
Golub E.V. 132
Golubeva E.I. 135
Golubina O.A. 227
Goncharova L.A. 246
Gorin V.D. 36
Goryachenkova T.A. 409
Grashchenko S.M. 138
Grebenschikova V.I. 141
Grebenschikova V.A. 302
Grigoryeva L.A. 317
Gudeliene I. 709, 717
Gudkov D.I. 229, 686
Gudzenko G.I. 149
Gudzenko V.V. 145, 149
Gulynin A. 82
Gunin V.I. 153
Gvozdaite R. 714
Hadjamberdiev I.B. 626
Huang Y. 725
Ignatova T.N. 214
Ilyin A.S. 220
Ilyinskikh E.N. 224
Ilyinskikh I.N. 224
Ilyinskikh N.N. 224
Inisheva L.I. 227
Isaac R.K. 705
Istomin A.D. 593
Ivanov A.I. 203, 207
Ivanov A.Yu. 209
Ivanov S.A. 212
Ivliev A.I. 246, 250
Izerskaya L.A. 227
Jasim M.D. 705
Jefanova O. 709
Kac V.E. 499
Kadyrhodzhaev A.F. 232
Kaglyan A.E. 229
Kaglyan A.Ye. 686
Kakabayev A.A. 238
Kalinina G.V. 246, 250
Kalmykov C.N. 409
Kalyanov E.V. 161
Karandashev V. 189
Karavaeva E.N. 369, 608
Karchevsky A.N. 348
Karivaj A. 712
Kashirskiy V.V. 562
Kashkarov L.L. 36, 246, 250
Kauashev S.K. 615
Kayukov P.G. 85, 254, 436
Kaz V.E. 241
Kazakova A.N. 235
Kazinskay I.E. 409
Kelman M.P. 348
Kesler A.G. 593
Khandorin G.P. 317
Khodjiev S. 627
Khramova E.P. 629
Khusainov A.T. 633
Kichigin A.I. 265
Kireev S.I. 686
Kiselev G.P. 69, 259, 261, 296, 337, 480
Kiseleva I.M. 69, 261, 296
Kiselyov G.P. 174, 235
Klenus V.G. 229, 686
Kochetkov I.V. 47
Kokarev A.A. 398
Kolesov G.M. 273
Komarova Y.M. 44
Komleva E.V. 278, 280, 284
Konovalova N.S. 246
Korman G.G. 571
Korobova E.M. 287
Korsakova N.V. 287
Korshunov L.G. 348
Kouvyline A.I. 287
Kovalenko V.V. 348
Kovalev V.P. 92
Kozhevnikov N.O. 66
Krigman L.V. 287
Kropacheva M.Y. 293
Kruglov S.V. 47, 51
Kryauchyunas V.V. 69, 296
Krylov A.L. 109
Krysowa L.V. 55
Kryuchunas V.V. 480
Kupchenko V.P. 232
Kushumbaeva R.T. 633
Kuziv L.I. 299

Kuznetsov P.V. 302
Kyzovkina E.V. 409
Kalinin Y.A. 502
Korzhavin A.V. 612
Kovalenko G.D. 269
Lakayev V.S. 128
Lavrinovich E.A. 409
Lazarchuk V.V. 317
Lazarev F.D. 306
Lazareva E.V. 312
Levina S.G. 320, 571
Levitsky V.M. 693
Li C. 725
Lipatov D.N. 322
Liu D. 725
Liu S. 725
Loghinova A.I. 128
Lomonosov I.S. 389
Lubimov R.V. 499
Lukashenko S.N. 566
Luksiene B. 714, 717
Lunev M.I. 325
lutoev V.P. 440
Lyul A.Yu. 273
Madykova Zh.A. 595
Makarova I.V. 293, 658
Malevich I.V. 392
Malikov I.N. 332
Malikova I.N. 556
Malov A.I. 337, 339
Mambetov N.Sh. 626
Mamina V.P. 342
Manuilova L. 82
Marciulioniene D. 709, 717, 721
Marvin A.M. 55
Marvin N.A. 55
Mashenkin V.S. 345
Matorova N.I. 348
Matveeva I.V. 33
Mazeika J. 328
Mazurov A.K. 375
Medvedev V.I. 348
Melgunov M.S. 293, 312, 355, 573, 658
Melnikov P.V. 306
Meshkov N.A. 359
Mezhibor A. 735
Miasnikov A.A. 395
Mikchailovskaya L.N. 369
Mikchaylova G.F. 132
Minh N.Ch. 250
Mironenko S.N. 528, 655
Mironov A.G. 180
Mironov Yu.B. 365
Mitronova J.N. 128
Molchanova I.V. 369, 532, 608
Montvydiene D. 717, 721
Morkuniene R. 714
Moskovchenko A.D. 373
Mukhametshina L.F. 320
Murashov F.K. 375
Murtazaev Kh. 380, 382, 627
Myasnikov A.A. 385, 389, 392, 398
Myasoedov B.F. 409
Naumov G.B. 403
Nazarov A.B. 229, 686
Nickolkin V.N. 612
Nikolin O.A. 638
Nikolski D.V. 109
Norov N. 728, 732
Noskov D.A. 141
Noskov M.D. 593
Novikov A.P. 409
Novikova L.S. 389, 392
Nozhkin A.D. 413
Obuhov I.P. 499
Okateva N.M. 246
Olesov S.N. 66
Orehova N.A. 425
Orlov P.M. 325
Osipova L.P. 348
Ossintsev A.Yu. 429
Ovdin E.D. 389, 392
Ovsyannikova T. 82
Ozerskiy A.Yu. 420
Panin M.S. 429, 432, 562, 566
Pasysaev V.A. 436
Perevalov A.V. 440
Peryazeva E.G. 444
Pestunova O.P. 312
Petrov K.V. 47
Petrova I.P. 312
Pirogov A.S. 392
Plyushchev E.V. 448
Plyusnin A.M. 444
Poberezhnaya T.M. 453
Poddubny V.A. 220
Polukhina N.G. 246
Polyakov V.I. 460, 465
Ponomareva R.P. 468
Popov Yu.P. 471
Potseluev A.A. 474
Pourcelot L. 735
Pozolotina V.N. 456
Puchkov A.V. 480
Puzanov A.V. 682
Raputa V.F. 487

Rasina L.N. 425
Ratnikov A.N. 47
Razvorotneva L.I. 66, 484
Renaud Ph. 735
Rikhvanov L.P. 19, 180, 214, 375, 474, 490, 494, 735
Robertus U.V. 499
Rodygina N.I. 197
Romashko V.V. 306
Roslyakov N.A. 502
Roussetski A.S. 246
Roux G.Le 735
Rubinov I.B. 506
Rykova V.V. 509
Ryzhkova R.V. 203
Sadovskaya O.V. 512
Saltykov A.V. 690
Samovich D.A. 398
Schcerbov B.L. 556
Schebrov B.L. 676
Seidalina K.H. 633
Semenov V.N. 109
Sevankaev A.V. 132
Shailatov B.K. 666
Shamanin I.V. 106
Sharipov S.M. 666
Shcherbov B.L. 332
Sheinkman V.S. 440
Sherbakova L.M. 643, 646, 649
Shevtsova N.L. 686
Shishkov I.A. 436, 669
Shneider G.V. 306
Shor G.M. 164, 502
Shurova M.V. 227
Shvetsov S.G. 673
Shyroka Z.O. 229
Simak S.V. 520
Sinitskaya A.V. 512
Sinitsky V.V. 528, 655
Skuratovic Z. 328
Smagin A.I. 638
Sobakin P.I. 66, 532, 536, 539
Sobolev I.S. 543
Sorokina N.V. 40, 44
Starichenko V.I. 547
Starkov N.I. 246
Starodubov A. 82
Starodubov A.V. 552
Strahovenko V.D. 332, 556
Strakhovenko V.D. 124
Stille P. 735
Strilchuk Yu.G. 562
Subbotin S.B. 566
Sudyko A.F. 345
Sukhorukov F.V. 355, 573, 658
Sultanbekov G.A. 516, 518, 615, 617
Sutyagin A.A. 571
Svambaev A.S. 516, 518, 615, 617
Svambaev E.A. 516, 518, 615, 617
Svambaev Z.A. 514, 516, 518, 615, 617
Taisaev T.T. 581
Talalaeva G.V. 584
Talovskaya A.V. 588
Terovskaya T.S. 593
Tinin V.V. 317
Titov A.T. 658
Tkachenko V.A. 229
Tkachev V.V. 409
Toichuev R.M. 595, 598
Toichueva G.R. 600
Toropov A.V. 520, 602, 605
Tostokov E.T. 595, 598
Trapeznikov A.V. 95, 608, 612
Trapeznikova V.N. 608, 612
Tserenpil Sh. 732
Tsydenov A.B. 440
Tukhvatshin R.R. 626
Tusupbekova S.T. 516, 615, 617
Tuzova T.V. 178
Udartsev E.Yu. 224
Uralbekov B.M. 33
Ushnitsky V.E. 539
Usmanova T.V. 619
Uspenskaya E.Y. 135
Utebayeba B.U. 238
Valyaev A.N. 106, 109
Verbova L.F. 128
Vladimirov M.S. 246
Volkova A.G. 197
Volkova M.A. 111
Volodkova T.V. 115
Volostnov A.V. 120
Vosel Yu.S. 124
Wang N. 725
Wang Nanping 701
Xiao L. 725
Yablokov A.V. 680
Yakovlev I.L. 207
Yazikov E.G. 184, 375, 588, 695
Yefremov G.F. 254
Zaichick S. 189
Zaichick V. 189
Zakharov E.S. 539
Zakharova E.V. 197
Zamyatina Yu.L. 192
Zhadyranova A.A. 562
Zhmodik S.M. 180, 312

Zholbolduev B.T. 164
Zhornyak L.V. 184
Zhykov S.B. 259
Zikov S.B. 337
Zotina T.A. 200
Zubkov A.A. 197
Zuev D. 82
Zuzaan P. 712
Абалаков А.Д. 389, 392
Абдикаримова А.Г. 89
Абишев Т.Б. 33
Ажмуратова Г.К. 89
Айдарханов А.О. 566
Айкенберг Й. 735
Алексеев В.А. 36
Алтангэрэл М. 732
Алукер Н.Л. 40, 44
Анисимов В.С. 47, 51, 622
Анисимова Л.Н. 47, 51
Антонов Е.Ю. 66
Антонова Е.В. 456
Антосюк О.Н. 55
Арбузов С.И. 59, 120, 345, 375, 494
Артамонова Е.Н. 432
Артамонова С.Ю. 66, 484
Архангельская Т.А. 192
Астахов Н.Е. 444
Багуля А.В. 246
Баженов А.В. 69
Балахонов В.Г. 317
Балыкин С.Н. 682
Барановская Н.В. 73, 161, 214
Барсукова К.В. 409
Бархутова Д.Д. 312
Бахмагамбетова Г.Б. 615
Бахур А.Е. 82, 669
Безель В.С. 456
Бекпергенова Ж.Б. 666
Беляев В.В. 229
Березкин В.Ю. 287
Берикболов Б.Р. 85
Берсимбаев Р.И. 238
Билялова Г.Н. 89
Бир Х. 735
Бобоев Б. 380, 382
Богуславский А.Е. 92
Болсуновский А.Я. 95, 98, 158, 200
Бондарева Л.Г. 66, 98
Брянская А.В. 312
Булатов В.И. 102
Бульбак Т.А. 92
Буркитбаев М.М. 33
Валяев А.Н. 106, 109
Ванг Н. 725
Вербова Л.Ф. 128
Владимиров М.С. 246
Волкова А.Г. 197
Волкова М.А. 111
Володькова Т.В. 115
Волостнов А.В. 120
Восель Ю.С. 124
Габлин В.А. 128
Гаврилов Л.П. 398
Гаврилов П.М. 106
Газизов А.Г. 203
Галич Б.В. 89
Гатеа А.Дж. 705
Гвоздаите Р. 714
Герасимов Н.С. 141
Гиргздис А. 714
Голикова Т.А. 149
Голуб Е.В. 132
Голубева Е.И. 135
Голубина О.А. 227
Гончарова Л.А. 246
Горин В.Д. 36
Горяченкова Т.А. 409
Готье-Ляфай Ф. 735
Гращенко С.М. 138
Гребенщикова В.А. 302
Гребенщикова В.И. 141
Григорьева Л.А. 317
Гудзенко В.В. 145, 149
Гудзенко Г.И. 149
Гудильене И. 709, 717
Гудков Д.И. 229, 686
Гулынин А.В. 82
Гунин В.И. 153
Давиденко К.А. 55
Данилов В.В. 197
Двиведи Ав. 705
Двиведи Ал. 705
Дементьев Д.В. 158
Денисова О.А. 161
Дерягин В.В. 320
Джасим М.Д. 705
Дженбаев Б.М. 164
Джефанова О. 709
Дзюбенко Е.В. 686
Дикарев Д.В. 47
Долгих В.В. 395
Долотов К.В. 135
Доля Ж.А. 164
Домаренко В.А. 167
Досбергенов С.Н. 171
Драчев С.С. 241

Дружинин В.Г. 40
Дружинин С.В. 174
Друтеикиене Р. 714
Егорова И.А. 690
Ерохин С.А. 178
Ефремов Г.Ф. 254
Жадыранова А.А. 562
Жмодик С.М. 180, 312
Жолболдуев Б.Т. 164
Жорняк Л.В. 184
Зайчик В. 189
Зайчик С. 189
Замятина Ю.Л. 192
Захаров Е.С. 539
Захарова Е.В. 197
Зотина Т.А. 200
Зубков А.А. 197
Зуев Д.М. 82
Зузаан П. 712
Зыков С.Б. 259, 337
Иванов А.И. 203, 207
Иванов А.Ю. 209
Иванов С.А. 212
Ивлиев А.И. 246, 250
Игнатова Т.Н. 214
Изерская Л.А. 227
Ильин А.С. 220
Ильинских Е.Н. 224
Ильинских И.Н. 224
Ильинских Н.Н. 224
Инишева Л.И. 227
Исаак Р.К. 705
Истомин А.Д. 593
Каглян А.Е. 229, 686
Кадырходжаев А.Ф. 232
Казакова А.Н. 235
Казинская И.Е. 409
Какабаев А.А. 238
Калинин Ю.А. 502
Калинина Г.В. 246, 250
Калмыков С.Н. 409
Калянов Е.В. 161
Караваева Е.Н. 369, 608
Карадашев В. 189
Каривай А. 712
Карчевский А.Н. 348
Кауашев С.К. 615
Кац В.Е. 241, 499
Каширский В.В. 562
Кашкаров Л.Л. 36, 246, 250
Каюков П.Г. 85, 254, 436
Кельман М.П. 348
Кеслер А.Г. 593
Киреев С.И. 686
Киселев Г.П. 69, 174, 235, 259, 261, 296, 337, 480
Киселева И.М. 69, 261, 296
Кичигин А.И. 265
Кленус В.Г. 229, 686
Ковалев В.П. 92
Коваленко В.В. 348
Коваленко Г.Д. 269
Кожевников Н.О. 66
Кокарев А.А. 398
Колесов Г.М. 273
Комарова Я.М. 44
Комлева Е.В. 278, 280, 284
Коновалова Н.С. 246
Коржавин А.В. 612
Корман Г.Г. 571
Коробова Е.М. 287
Корсакова Н.В. 287
Коршунов Л.Г. 348
Кочетков И.В. 47
Кригман Л.В. 287
Кропачева М.Ю. 293
Круглов С.В. 47, 51
Крылов А.Л. 109
Крысова Л.В 55
Кряучунас В.В. 480
Кряучюнас В.В. 69, 296
Кувылин А.И. 287
Кузив Л.И. 299
Кузнецов П.В. 302
Кузовкина Е.В. 409
Купченко В.П. 232
Кушумбаева Р.Т. 633
Лавринович Е.А. 409
Лазарев Ф.Д. 306
Лазарева Е.В. 312
Лазарчук В.В. 317
Лакаев В.С. 128
Левина С.Г. 320, 571
Левицкий В.М. 693
Лё Ру Г. 735
Ли С. 725
Липатов Д.Н. 322
Логинова А.И. 128
Ломоносов И.С. 389
Лукашенко С.Н. 566
Лунёв М.И. 325
Лю С. 725
Лю Д. 725
Любимов Р.В. 499
Люксиене Б. 714, 717
Люль А.Ю. 273
Лютоев В.П. 440

Мадыкова Ж.А. 595
Мажейка Й. 328
Мазуров А.К. 375
Макарова И.В. 293, 658
Малевич Л.В. 392
Маликова И.Н. 332, 556
Малов А.И. 337, 339
Мамбетов Н.Ш. 626
Мамина В.П. 342
Мануилова Л.И. 82
Марвин А.М. 55
Марвин Н.А. 55
Маркиулиониене Д. 709, 717, 721
Матвеева И.В. 33
Маторова Н.И. 348
Машенькин В.С. 345
Медведев В.И. 348
Межибор А.М. 735
Мельгунов М.С. 293, 312, 355, 573, 658
Мельников П.В. 306
Мешков Н.А. 359
Минь Н.Ч. 250
Мироненко С.Н. 528, 655
Миронов А.Г. 180
Миронов Ю.Б. 365
Митронова Ю.Н. 128
Михайлова Г.Ф. 132
Михайловская Л.Н. 369
Молчанова И.В. 369, 532, 608
Монтвыдиене Д. 717, 721
Моркуниене Р. 714
Московченко А.Д. 373
Мурашов Ф.К. 375
Муртазаев Х. 380, 382, 627
Мухаметшина Л.Ф. 320
Мясников А.А. 385, 389, 392, 395, 398
Мясоедов Б.Ф. 409
Назаров А.Б. 229, 686
Нанпинг Ванг 701
Наумов Г.Б. 403
Николин О.А. 638
Николкин В.Н. 612
Никольский Д.В. 109
Новиков А.П. 409
Новикова Л.С. 389, 392
Ножкин А.Д. 413
Норов Н. 728, 732
Носков Д.А. 141
Носков М.Д. 593
Обухов И.П. 499
Овдин Е.Д. 389, 392
Овсянникова Т.М. 82
Озерский А.Ю. 420
Окатьева Н.М. 246
Олесов С.Н. 66
Орехова Н.А. 425
Орлов П.М. 325
Осинцев А.Ю. 429
Осипова Л.П. 348
Панин М.С. 429, 432, 562, 566
Пасысаев В.А. 436
Перевалов А.В. 440
Перязева Е.Г. 444
Пестунова О.П. 312
Петров К.В. 47
Петрова И.В. 312
Пирогов А.С. 392
Плюснин А.М. 444
Плющев Е.В. 448
Побережная Т.М. 453
Поддубный В.А. 220
Позолотина В.Н. 456
Полухина Н.Г. 246
Поляков В.И. 460, 465
Пономарева Р.П. 468
Попов Ю.П. 471
Поцелуев А.А. 474
Пузанов А.В. 682
Пурсело Л. 735
Пучков А.В. 480
Разворотнева Л.И. 66, 484
Рапута В.Ф. 487
Расина Л.Н. 425
Ратников А.Н. 47
Рено Ф. 735
Рихванов Л.П. 19, 180, 214, 375, 474, 490, 494, 735
Робертус Ю.В. 499
Родыгина Н.И. 197
Ромашко В.В. 306
Росляков Н.А. 502
Рубинов И.Б. 506
Русецкий А.С. 246
Рыжкова Р.В. 203
Рыкова В.В. 509
Садовская О.В. 512
Салтыков А.В. 690
Самович Д.А. 398
Свамбаев А.С. 516, 518, 615, 617
Свамбаев Е.А. 516, 518, 615, 617
Свамбаев Ж.А. 514, 516, 518, 615, 617
Севанькаев А.В. 132
Сейдалина К.Х. 633
Семенов В.Н. 109
Симак С.В. 520
Синицкая А.В. 512
Синицкий В.В. 528, 655

Скуратович Ж. 328
Смагин А.И. 638
Собакин П.И. 66, 532, 536, 539
Соболев И.С. 543
Сорокина Н.В. 40, 44
Стариченко В.И. 547
Старков Н.И. 246
Стародубов А.В. 82, 552
Страховенко В.Д. 124, 332, 556
Стрильчук Ю.Г. 562
Субботин С.Б. 566
Судыко А.Ф. 345
Султанбеков Г.А. 516, 518, 615, 617
Сутягин А.А. 571
Сухоруков Ф.В. 355, 573, 658
Сяо Л. 725
Тайсаев Т.Т. 581
Талалаева Г.В. 584
Таловская А.В. 588
Теровская Т.С. 593
Тинин В.В. 317
Титов А.Т. 658
Ткачев В.В. 409
Ткаченко В.А. 229
Тойчуев Р.М. 595, 598
Тойчуева Г.Р. 600
Торопов А.В. 520, 602, 605
Тостоков Э.Т. 595, 598
Трапезников А.В. 95, 608, 612
Трапезникова В.Н. 608, 612
Тузова Т.В. 178
Тусупбекова С.Т. 516, 615, 617
Тухватшин Р.Р. 626
Ударцев Е.Ю. 224
Ульзий 494
Уралбеков Б.М. 33
Усманова Т.В. 619
Успенская Е.Ю. 135
Утебаева Б.У. 238
Ушницкий В.Е. 539
Фригидов Р.А. 622
Фригидова Л.М. 622
Хаджамбердиев И.Б. 626
Хандорин Г.П. 317
Ходжиев С. 627
Храмова Е.П. 629
Хуанг Й. 725
Хусаинов А.Т. 633
Цыденов А.Б. 440
Цэрэнпил Ц. 732
Чарский В.П. 634
Чеботина М.Я. 468, 638, 643, 646, 649
Чевычелов А.П. 536
Чен Фу 701
Черкашина А.Г. 395
Чернев Е.М. 652
Черногорюк Г.Э. 161
Черняго Б.П. 348, 528, 655
Чесалова Е.И. 287
Чеснокова Т.Я. 669
Чугуевский А.В. 658, 293, 355, 573
Чупров В.А. 520
Шайлятов Б.К. 666
Шаманин И.В. 106
Шарипов С.М. 666
Швецов С.Г. 673
Шевцова Н.Л. 686
Шейнкман В.С. 440
Широкая З.О. 229
Шишков И.А. 436, 669
Шнейдер Г.В. 306
Шор Г.М. 164, 502
Штиль П. 735
Шурова М.В. 227
Щербакова Л.М. 643, 646, 649
Щербов Б.Л. 332, 556, 676
Энхбат Н. 728, 732
Яблоков А.В. 680
Язиков Е.Г. 184, 375, 588, 695
Яковлев И.Л. 207

SUMMARY

The book of Proceedings collects the reports presented at the International Conference. Actual problems connected with phenomenon of radioactivity and distribution of natural and human-caused radionuclides over various natural media are discussed. The data on radio-ecological state of individual territories are given as well as the methods of analyzing the radionuclides. Both economical issues and prospective development of nuclear power industry are covered.

The material of book is of interest to geologist, geochemists, biologists, medical man, ecologists and other specialists interested in problems of radiogeology, radioecology and development of nuclear power industry.

Издательство "STT" является лидером научного книгоиздания в Сибирском регионе, имеет собственное представительство в США, что позволяет выпускать литературу с американскими выходными данными, оформленными по международным стандартам. Издательство консультирует по вопросам защиты авторских прав, организации выпуска научной периодики и распространению научных книг и журналов в России и за рубежом.

Лучшие книги, выпущенные Издательством "STT", находятся в крупнейших библиотеках мира – National Library of Medicine (USA), The British Library (UK), Library of Congress (USA) и в The US Patent Bureau (USA), что обеспечивает их размещение в мировых базах данных.

Scientific & Technical Translations
STT
ИЗДАТЕЛЬСТВО

г. Томск, проспект Ленина 15Б-1
(для корреспонденции: Россия, 634021, г. Томск, а/я 1747)
тел./факс: (3822) 421-455, 421-477, 206-857,
e-mail: stt@sttonline.com

МИР ЖДЕТ ВАШИ КНИГИ!

НАУЧНОЕ ИЗДАНИЕ

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

Материалы III Международной конференции,
г. Томск, 23–27 июня 2009 г.

Дизайн – Е.В. Хоружая
Верстка – И.Ю. Кузнецова
Корректура – В.О. Кощевец
Редактор – С.В. Алексеев
Менеджер проекта – Т.В. Тихонова

Издательство "STT"
(Scientific & Technical Translations)
Россия, г. Томск, 634021, а/я 1747
тел./факс: (3822) 421-455, 421-477, 206-857
e-mail: stt@sttonline.com

Scientific & Technical Translations
STT
ИЗДАТЕЛЬСТВО

Формат 60x90/8. Усл. печ. л. 93,5. Уч.-изд. л. 98,32.
Бумага офсетная. Печать офсетная. Тираж 300 экз. Заказ 358.