



РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

МАТЕРИАЛЫ IV МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

г. Томск, 4–8 июня 2013 г.

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ
ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

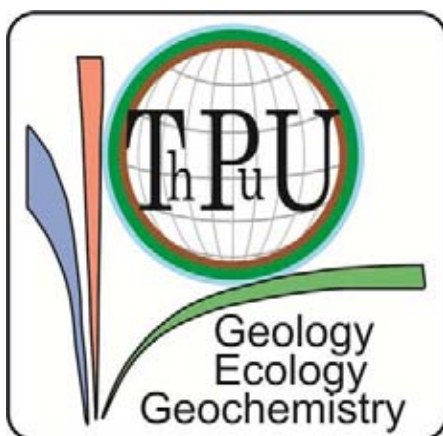
RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE
ELEMENTS IN ENVIRONMENT

Federal State Educational Institution of Higher Professional Education
National Research Tomsk Polytechnic University

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

Tomsk Oblast Administration
Department of Natural Resources and Environment Protection

JSC "Zarubezhgeologia"
Tomsk Regional Public Association "RosGeo"
JSC "Volkovgeologia" NAC "Kazatomprom"



RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN ENVIRONMENT

PROCEEDINGS OF
IV INTERNATIONAL CONFERENCE

Tomsk, June 4–8, 2013

Министерство образования и науки Российской Федерации
Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение
высшего профессионального образования
«Национальный исследовательский Томский политехнический университет»

Российская академия наук
Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН
Администрация Томской области
Департамент природных ресурсов и охраны окружающей среды
ОАО «Зарубежгеология»
Томское региональное общественное объединение «Росгео»
ОАО «Волковгеология», НАК «Казатомпром»



РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

МАТЕРИАЛЫ
IV МЕЖДУНАРОДНОЙ КОНФЕРЕНЦИИ

г. Томск, 4–8 июня 2013 г.

УДК 614.876(063)
ББК 51.26л0
Р15



Издание осуществлено при финансовой поддержке
Российского фонда фундаментальных исследований
(проект №13-05-06023)

Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы IV Международной конференции (Томск, 4–8 июня 2013 г.); Томский политехнический университет. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2013. – 620 с.

ISBN 978-5-4387-0238-2

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 влияния радиоактивности и радиоактивных элементов на биоту и человека, проблемы оценки дозовых нагрузок.

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

УДК 614.876(063)
ББК 51.26л0

Редакционная коллегия

Л.П. Рихванов, док. геол.-мин. наук, профессор
(главный редактор)
С.И. Арбузов, док. геол.-мин. наук, профессор
В.А. Домарено, канд. геол.-мин. наук, доцент
Н.С. Коваленко, канд. фил. наук, доцент
Ю.В. Колбышева, канд. фил. наук, доцент

Рецензенты

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

Editorial Board

L.P. Rikhvanov, Dr. geol.-mineral. sci., professor
(Editor-in-Chief)
S.I. Arbuzov, Dr. geol.-mineral. sci., professor
V.A. Domarenko, Cand. geol.-mineral. sci., docent
N.S. Kovalenko, Cand. phil.sci, docent
Ju.V. Kolbysheva, Cand. phil.sci, docent

Reviewers

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

ISBN 978-5-4387-0238-2

© ФГБОУ ВПО НИ ТПУ, 2013
© Оформление. Кафедра ГЭГХ ИПР ТПУ, 2013
© Обложка. Издательство Томского
политехнического университета, 2013

СОДЕРЖАНИЕ

ПРЕДИСЛОВИЕ	20.....	INTRODUCTION
Роль В.И. Вернадского в становлении и развитии учений о радиоактивности и радиогеологии. К 150-летию со дня рождения великого естествоиспытателя Г.Б. Наумов, Л.П. Рихванов	22.....	V.I. Vernadskiy as importance of in the foundation and development of radioactivity and radiogeology sciences. To the 150th anniversary of the great scientist G.B. Naumov, L.P. Rikhvanov
Как создавалась монография «Основные черты геохимии урана» Г.Б. Наумов	34	How the book “Main characteristics of uranium geochemistry” was being created G.B. Naumov
Оценка радоноопасности в Томской области А.М. Адам, Ю.А. Громов, В.Б. Елагин, В.А. Коняшкин	38.....	Radon hazard Estimation in Tomsk oblast A.M. Adam, Yu.A. Gromov, V.B. Elagin, V.A. Koniashkin
Изучение переработки бедных урановых руд в Монголии Б. Алтантуяа, Н. Норов	40.....	Study on processing of low grade uranium ores in the Mongolia B. Altantuya, N. Norov
Исследование поглощенных доз радиации в пробах почво-грунтов и воде за счет содержавшихся в них радионуклидов при помощи термолюминесцентных детекторов Н.Л. Алукер, Н.В. Сорокина, Я.М. Суздальцева	42.....	Research at the absorbed doses of the radiation in the soil, ground and water samples with the use of thermoluminescent detectors N.L. Aluker, N.V. Sorokina, Ya.M. Suzdaltseva
Совершенствование миграционной модели объекта окончательной изоляции ВАО и ОЯТ П.В. Амосов	45.....	Improvement of migration model for HLW and NFW disposal facility P.V. Amosov
Структуры месторождений Хиагдинского урановорудного поля в материалах мультиспектральных космических съемок Ю.С. Ананьев, А.А. Поцелуев, А.А. Новгородцев, В.Г. Мартыненко, В.Г. Житков	48.....	Structuresd deposits of Kiagda uranium are field in materials of multispectral satellite imagery Y.S. Ananyev, A.A. Potseluev, A.A. Novgorodtsev, V.G. Martynenko, V.G. Zhitkov
Влияние физических и химических показателей состояния почв на подвижность и биологическую доступность ⁶⁵ Zn В.С. Анисимов, И.В. Кочетков, Л.Н. Анисимова, Д.В. Дикарев	53.....	The influence of soil physical and chemical characteristics on ⁶⁵ Zn bioaccessibility V.S. Anisimov, I.V. Kochetkov, L.N. Anisimova, D.V. Dikarev
Радиоактивные элементы (U, Th) в углях С.И. Арбузов, А.В. Волостнов, В.С. Машенькин, В.И. Рыбалко	56.....	Radioactive elements (U, Th) in coals S.I. Arbuzov, A.V. Volostnov, V.S. Mashenkin, V.I. Rybalko

Геотехногенные системы мирных подземных ядерных взрывов как источники радиоактивного загрязнения геологической среды <i>С.Ю. Артамонова</i>	Geotekhnogenic system of peaceful underground nuclear explosions as source of radioactive pollution of geological environment <i>S.Yu. Artamonova</i>	63
О радоноопасности подземных горных выработок Калгутинского рудника <i>В.Е. Бабушкин</i>	Radon hazard at Kalgutinsky mine underground digging <i>V.E. Babushkin</i>	68
Изменение состава радиоактивных изотопов в донных осадках дельты реки Северная Двина <i>А.В. Баженов, И.М. Киселева, С.В. Дружинин</i>	Change of a composition of radioactive isotopes in bottom sediments of delta of the river Northern Dvina <i>A.V. Bazhenov, I.M. Kiseleva, S.V. Druzhinin</i>	70
Комплексная оценка воздействия на окружающую среду при разведке и эксплуатации месторождения Инкай (Шу-Сарысузская урановорудная провинция, республика Казахстан) <i>Д.С. Байпишева, В.А. Домаренко</i>	Total impact assessment of the environment at the exploration and exploitation of Inkay deposit (Shu-Sarysuyskaya uranium and ore province, the republic of Kazakhstan) <i>D.S. Baypisheva, V.A. Domarenko</i>	72
О радиоактивных элементах в живом веществе в условиях техногенеза <i>Н.В. Барановская</i>	About radioactive elements in living substance in technogenic conditions <i>N.V. Baranovskaya</i>	75
Естественные радиоактивные элементы в солевых отложениях из питьевых вод района г. Улан-Удэ и его окрестностей <i>С.В. Бартанова, Т.Т. Тайсаев, Б.Р. Соктоев</i>	Radioecology of Ulan-Ude and the adjacent areas <i>S.V. Bartanova, T.T. Taisaev, B.R. Soktoev</i>	80
Медицинские последствия деятельности Семипалатинского испытательного ядерного полигона <i>Т.И. Белихина, К.Н. Апсаликов, Б.И. Гусев, Р.Т. Болеуханова, Т.Ж. Мулдагалиев</i>	Health effects of the activities of the Semipalatinsk nuclear test site <i>T.I. Belikhina, K.N. Apsalikov, B.I. Gusev, R.T. Boleuchanova, T.Zh. Muldagaliyev</i>	83
Биологическое разнообразие растительных сообществ на антропогенно загрязненных тяжелыми естественными радионуклидами территориях <i>Е.С. Бельх, Т.А. Майстренко, Б.И. Груздев, О.М. Вахрушева, А.В. Канева, В.Г. Зайнуллин</i>	Biodiversity of plant communities an territories with naturally occurring radionuclide contamination <i>E.S. Belykh, T.A. Maystrenko, B.I. Grusdev, O.M. Vakhrusheva, A.V. Kaneva, V.G. Zainullin</i>	87
Исследование распределения кобальта и других элементов в океанических железомарганцевых конкрециях по данным нейтронно-активационной бета-авторадиографии <i>Д.К. Белянин, С.М. Жмодик, И.С. Кириченко</i>	Research on the distribution of cobalt and other elements in the oceanic ferromanganese nodules by neutron-induced beta-autoradiography <i>D.K. Belyanin, S.M. Zhmodik, I.S. Kirichenko</i>	91
Проблемы радиационной генетики и экологии в Казахстане в условиях загрязнения природной среды <i>А.Б. Бигалиев, Г. Кундакбаева, Р.К. Бигалиева, А.Н. Кожахметова</i>		95
Техногенная (^{137}Cs , ^{241}Am) и природная (^{201}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) радиоактивности в торфяной залежи Дулихинского болота при оценке атмосферных потоков минерального вещества <i>В.А. Бобров, В.В. Будашкина, М.С. Мельгунов, Г.А. Леонова, А.Е. Мальцев</i>	Technogenic (^{137}Cs , ^{241}Am) and natural (^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) components of radioactivity in the peat deposit of Dulihinsky bogs in the evaluation of the atmospheric flow of mineral substance <i>V.A. Bobrov, V.V. Budashkina, M.S. Melgunov, G.A. Leonova, A.E. Maltsev</i>	98

Определение состава низкоуровневых отходов предприятий уранового производства А.Е. Богуславский.....	The study of composition of low-level waste from uranium production A.E. Boguslavskiy.....	103
Сравнительная оценка биодоступности урана и техногенных радионуклидов в экосистеме бассейна реки Енисей А.Я. Болсуновский, М.Ю. Медведева, А.Д. Карпов	Comparision evalution of the bioavailability of uranium and artificial radionuclides in the ecosystem of the Yenisei river basin A.Ya. Bolsunovsky, M.Yu. Medvedeva, A.D. Karpov	106
Содержание естественных и искусственных радионуклидов в донных осадках зал. Находка (зал. Петра Великого, Японское море) Г.С. Борисенко	Contamination of natural and artificial radionuclides in bottom sediments of Nakhodka Bay (Bay of Peter the Great, Japan Sea) G.S. Borisenko	109
О реализации проекта радиэкологического мониторинга Обь-Иртышского бассейна (Евросоюз-Россия) В.И. Булатов	Realization of the radioecological monitoring project in the Ob-Irtysh basin (EU-Russia) V.I. Bulatov	110
Исследование переноса ^{137}Cs и ^{90}Sr из почвы в сосну обыкновенную (<i>Pinus sylvestris</i> L.) Д. Буткус, И. Плэпайте Батайтене	Investigation of ^{137}Cs , ^{90}Sr transfer from soil to pine (<i>Pinus sylvestris</i> L.) Donatas Butkus, Ingrida Pliopaitė Bataitienė	114
Особенности формирования дозы облучения пресноводных рыб на эмбриональной стадии развития Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, А.А. Пархоменко, С.П. Пришляк	Characteristic of the radiation dose formation of freshwater fish in the embryonic stage of the development E.H. Volkova, V.V. Belyaev, A.A. Parhomenko, S.P. Prishlyak	119
Связь средних характеристик отношений ЕРЭ с глубинным строением Дальневосточного региона России Т.В. Володькова	Connections of average characteristics of NRE ratios with a deep structure of the Far Eastern region of Russia T.V. Volodkova	122
Формы нахождения урана и тория в углях Северной Азии А.В. Волостнов, С.И. Арбузов, С.С. Ильенок, С.Г. Маслов.....	Modes of U and Th occurrence in coals of Northern Asia A.V. Volostnov, S.I. Arbuzov, S.S. Il'nenok, S.G. Maslov.....	126
Формы нахождения урана в озерных донных отложениях разного типа. Байкальский регион Ю.С. Восель, В.Д. Страховенко, И.В. Макарова	Forms of uranium occurrence in various types lake sediments. The Baikal region Y.S. Vosel, V.D. Strakhovenko, I.V. Makarova	130
О проблемах аналитического цикла при радиационной оценке почв В.А. Габлин, Л.Ф. Вербова, Т.И. Парамонова.....	Analytical cycle problems in the radiation assessment of soils V.A. Gablin, L.F. Verbova, T.I. Paramonova.....	135
Изменения жилкования листьев тростника обыкновенного под воздействием инкорпорированных радионуклидов Д.Д. Ганжа, А.Б. Назаров, В.Б. Рыбалка, Г.И. Петелин.....	Changes of venation of <i>Phragmites australis</i> leaves, exposed by incorporated radionuclides D.D. Ganzha, A.B. Nazarov, V.B. Rybalka, G.I. Petelin.....	139
Распределение физико-химических форм ^{90}Sr и ^{137}Cs в двустворчатых моллюсках озер Чернобыльской зоны отчуждения К.Д. Ганжа, В.Г. Кленус, Д.И. Гудков	The distribution of physicochemical forms of ^{90}Sr and ^{137}Cs in bivalves molluscs in the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone Ganzha Ch.D., Klenus V.G., Gudkov D.I.	142
Радиэкологическая оценка воздействия нефтегазодобывающих предприятий на окружающую среду Г.Г. Глухов, Е.С. Доняева, В.В. Зукау, Ю.В. Нестерова, И.В. Чикова.....	Radio-ecological evaluation of oil producing enterprises impact on the environment G.G. Glukhov, E.S. Donjaeva, V.V. Zukau, Yu.V. Nesterova, I.V. Chikova.....	144

К методике радиоэкологического мониторинга лесных территорий в условиях радиоактивного загрязнения Cs-137 до 185 кБк/м ² Е.А. Гончаров	To the method of radioecological monitoring of forest areas in the context of radioactive contamination of Cs-137 is not more than 185 kBq/m ² E.A. Goncharov	147
Формы нахождения искусственных радионуклидов в почвах Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, Е.А. Лавринович, А.П. Новиков	Forms of occurs of radionuclides in soils T.A. Goryachenkova, I.E. Kazinskaya, E.A. Lavrinovich, A.P. Novikov	151
Сезонные изменения содержания ¹³⁷ Cs в некоторых ягодных растениях из западного региона Украины В.А. Грабовский, О.С. Дзэндзельюк	Seasonal variations of ¹³⁷ Cs content in some berry plants from the western region of Ukraine V.A. Grabovskiy, O.S. Dzendzelyuk	155
Загрязнение радиоцезием почв, растений и грибов территории Украинских Карпат В.А. Грабовский, О.С. Дзэндзельюк, А.В. Трофимук	Radiocaesium contamination of soils, plants and fungi on the territory of Ukrainian Carpathians V.A. Grabovskiy, O.S. Dzendzelyuk, A.V. Trofimuk	158
Проблемы радиоэкологического мониторинга на грызунах в зоне локального радиоактивного загрязнения (Восточно-Уральский радиоактивный след) Е.Б. Григоркина, Г.В. Оленев, О.В. Тарасов	Problems of a radioecological monitoring in rodents in the zone of the local radioactive contamination (Eastern Urals radioactive trace) E.B. Grigorkina, G.V. Olenov, O.V. Tarasov	162
Методика определения содержаний ¹³⁷ Cs в скважинах с помощью спектрометрического гамма-каротажа Ю.А. Гринштейн, Т.Д. Мурзадилов, О.В. Логвинов	Method of defining the amount of ¹³⁷ Cs in wells by the spectrometric gamma ray logging Yu.A. Grinshteyn, T.D. Murzadilov, O.V. Logvinov	166
Оценка отношения ²³² Th/ ²³⁸ U с помощью гамма-спектрометрии В.В. Гудзенко	²³² Th/ ²³⁸ U ratio assay by gamma-ray spectroscopy V.V. Gudzenko	169
Накопление радионуклидов рудеральными экосистемами некоторых районов Гомельской области (республика Беларусь), пострадавших от катастрофы на ЧАЭС Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев	Accumulation of radionuclides by ruderal ecosystems in some regions of Gomel District (The Republic of Belarus) suffered from the accident at Nuclear Power Station in Chernobyl N.M. Dajneko, S.F. Timofeev	173
Накопление техногенных радионуклидов макромицетами в лабораторных условиях Д.В. Дементьев, Н.С. Мануковский, А.Я. Болсуновский, Ю.В. Александрова	Accumulation of artificial radionuclides by macromycetes: in vitro studies D.V. Dementyev, N.S. Manukovsky, A.Ya. Bolsunovsky, Yu.V. Alexandrova	177
О коэффициенте радиоактивного равновесия в рудоносных отложениях Хиагдинского рудного узла на примере месторождения Дыбрынь (республика Бурятия) В.А. Домаренко, С.В. Краморенко, А.А. Новгородцев, Е.А. Митрофанов, В.Г. Деревенец	Koefftsiente of radioactive equilibrium in the metalliferous sediments Khiagda ore node for example Dybryn deposit (Buryatia) V.A. Domarenko, S.V. Kramorenko, A.A. Novgorod, E.A. Mitrofanov, V.G. Derevenets	180
Особенности распределения бериллия-7 в атмосферных выпадениях и растениях европейского севера России С.В. Дружинин, Г.П. Киселев, А.В. Очеретенко	Characteristic features of beryllium-7 distribution in atmospheric losses and plants of the european north of Russia S.V. Druzhinin, G.P. Kiselyov, A.V. Ocheretenko	184
Радиоактивное загрязнение в арктической зоне России А.В. Евсеев, А.Д. Телелекова	Radionuclide Pollution in the Arctic Zone of Russia A.V. Evseev, A.D. Teleleikova	188
Формы концентрирования тория в щелочных породах Ловозёрского массива (Кольский полуостров) В.Н. Ермолаева, И.В. Пеков, Н.В. Чуканов	Forms of thorium concentrations in alkaline rocks of Lovozero massif (Kola Peninsula) V.N. Ermolaeva, I.V. Pekov, N.V. Chukanov	191

Уран и фосфор в разрезах донных отложений озера Байкал (Академический хребет, станции St8; St11) С.М. Жмодик, И.С. Кириченко, Д.К. Белянин, А.Г. Миронов, Н.С. Карманов, О.М. Хлыстов	195	Uranium and phosphorus in the sub-bottom profiles of Lake Baikal (Academic Ridge station St8; St11) S.M. Zhmodik, I.S. Kirichenko, D.K. Belyanin, A.G. Mironov, N.S. Karmanov, O.M. Khlystov	195
Радиогеохимическая характеристика почв на участках проведения подземных ядерных взрывов в Красноярском крае Л.В. Жорняк, Ю.Л. Замятина, А.А. Кудагелдинов, А.Ю. Иванов	199	Radiogeochemical characteristics of soils of underground nuclear explosions in Krasnoyarsk region L.V. Zhornyak, Yu.L. Zamyatina, A.A. Kudageldinov, A.Yu. Ivanov	199
Барьеры безопасности при выводе из эксплуатации и консервации радиационно-опасных объектов Е.В. Захарова, А.А. Меняйло, Н.Д. Андриященко, В.М. Ермолаев, А.А. Зубков, Е.А. Комаров, К.В. Юшицин	203	Safety Barriers for Decommissioning and Mothballing of the Radiation Hazardous Sites E.V. Zakharova, A.A. Menyalo, N.D. Andryushchenko, V.M. Ermolaev, A.A. Zubkov, E.A. Komarov, K.V. Yushitsin	203
Биотестирование донных отложений р. Енисей с использованием водного растения <i>Elodea Canadensis</i> Т.А. Зотина, Е.В. Трофимова, М.Ю. Медведева, А.Я. Болсуновский	207	Biotesting of bottom sediments of the Yenisei river with aquatic plant <i>Elodea Canadensis</i> T.A. Zotina, E.V. Trofimova, M.Yu. Medvedeva, A.Ya. Bolsunovskiy	207
Накопление техногенных радионуклидов ихтиофауной в зоне радиационного загрязнения р. Енисей Т.А. Зотина, Е.В. Трофимова, А.Я. Болсуновский	211	Accumulation of artificial radionuclides by ichthyofauna in radioactively contaminated zone of the Yenisei river T.A. Zotina, E.V. Trofimova, M.Yu. Medvedeva, A.Ya. Bolsunovskiy	211
Новые данные об уран-изотопном составе вод Баренцева моря С.Б. Зыков, Г.П. Киселев, Е.Н. Зыкова	214	New data in a uranium-isotope composition of waters of the Barents Sea S.B. Zykov, G.P. Kiselyov, E.N. Zyкова	214
Уран в осадочных породах нижнемеловых отложений нефтяного месторождения Западной Сибири О.А. Иванова, Н.Л. Падалко, Е.И. Бочаров	217	Uranium in sediments of the lower cretaceous deposits of the oil field of West Siberia O.A. Ivanova, N.L. Padalko, E.I. Bocharov	217
Особенности распределения урана в терригенных отложениях северо-восточной части Западной Сибири Е.Р. Исаева, Н.Ф. Столбова, Ю.М. Столбов	221	Peculiarities of uranium distribution in terrigenous deposits of the north east part of Western Siberia E.R. Isaeva, N.F. Stolbova, Y.M. Stolbov	221
Урановые ресурсы минерализованных озер западной Монголии В.П. Исупов, С.С. Шацкая, С. Ариунбилэг, С.Л. Шварцев, А.Г. Владимиров, М.Н. Колпакова, Е.Н. Мороз, Л.В. Куйбида	224	Uranium resources of the mineralized lakes of the western Mongolia V.P. Isupov, S.S. Shatskaya, C. Ariunbileg, S.L. Shvartsev, A.G. Vladimirov, M.N. Kolpakova, E.N. Moroz, L.V. Kuybida	224
Особенности содержания и распределения долгоживущих радионуклидов стронция-90 и цезия-137 в компонентах почв водосборных территорий озёр Малые Кирпичики и Кожакуль К.В. Каблова, Н.С. Парфилова, А.А. Сутягин, А.Н. Меньшенин	227	Characteristic features of strontium-90 and cesium-137 long-lived radionuclides content and distribution in soil components of the Malye Kipichiky and Kozhakul lakes drainage basins K.V. Kablova, N.S. Parfilova, A.A. Sutyagin, A.N. Menshenin	227
Размерно-весовые, возрастные и видовые закономерности накопления радионуклидов рыбой водоемов чернобыльской зоны отчуждения А.Е. Каглян, Д.И. Гудков, В.Г. Кленус, А.Б. Назаров, Н.А. Поморцева, Л.П. Юрчук, З.О. Широкая, А.П. Коробович	230	Size, weight, age and species regularities of the radionuclide accumulation by fish in water bodies within the Chernobyl exclusion zone O.Ye. Kaglyan, D.I. Gudkov, V.G. Klenus, O.B. Nazarov, N.A. Pomortseva, L.P. Yurchuk, Z.O. Shyroka, A.P. Korobovych	230

Проблемы моделирования миграции радионуклидов в экосистемах <i>Н.Н. Казачёнок</i>	234	Problems of the modelling of a radionuclide migration in ecosystems <i>N.N. Kazachonok</i>	
Радиоактивное загрязнение водных экосистем в результате деятельности радиохимического предприятия <i>Н.Н. Казачёнок, И.Я. Попова, В.А. Костюченко, Г.В. Полянчикова, Ю.П. Тихова, В.С. Мельников, Г.Б. Россинская, К.Г. Коновалов, А.И. Копелов</i>	238	Radioactive contamination of the aquatic ecosystems as a result of the activities of the radiochemical factory <i>N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova, V.A. Kostyuchenko, G.V. Polyanchikova, Yu.P. Tikhova, V.S. Melnikov, G.B. Rossinskaya, K.G. Kononov, A.I. Kopelov</i>	
Радиоактивное загрязнение наземных экосистем в результате деятельности радиохимического предприятия <i>Н.Н. Казачёнок, И.Я. Попова, В.А. Костюченко, Г.В. Полянчикова, Ю.П. Тихова, В.С. Мельников, Г.Б. Россинская, К.Г. Коновалов, А.И. Копелов</i>	242	Radioactive contamination of the terrestrial ecosystems as a result of the activities of the radiochemical factory <i>N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova, V.A. Kostyuchenko, G.V. Polyanchikova, Yu.P. Tikhova, V.S. Melnikov, G.B. Rossinskaya, K.G. Kononov, A.I. Kopelov</i>	
Радиоактивное загрязнение населенных пунктов в результате деятельности радиохимического предприятия <i>Н.Н. Казачёнок, И.Я. Попова, В.А. Костюченко, Г.В. Полянчикова, Ю.П. Тихова, В.С. Мельников, Г.Б. Россинская, К.Г. Коновалов, А.И. Копелов</i>	245	Radioactive contamination of human settlements as a result of the activities of the radiochemical factory <i>N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova, V.A. Kostyuchenko, G.V. Polyanchikova, Yu.P. Tikhova, V.S. Melnikov, G.B. Rossinskaya, K.G. Kononov, A.I. Kopelov</i>	
Радионуклиды в почвах и растениях северо-восточного Алтая <i>М.И. Кайзер, О.А. Ельчинова, Т.М. Майманова, О.В. Кузнецова</i>	249	Radionuclides in the soils and plants of North-Eastern Altay <i>M.I. Kaizer, O.A. Elchinina, T.M. Maymanova, O.V. Kuznetzova</i>	
Уран в природно-техногенных экосистемах Прииссыккуля <i>Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев, Б.Т. Жолболдиев</i>	251	Uranium in the natural and man-made ecosystems of the Issyk-Kul region <i>B.K. Kaldybaev, B.M. Dzenbaev, B.T. Zholbolduev</i>	
Оценка последствий радиоактивного загрязнения почвы для биоты на основе анализа параметров стабильности генома особей <i>Lumbricus rubellus</i> <i>А.В. Канева, Е.С. Белых, И.О. Вележанинов, Т.А. Майстренко</i>	254	Soil radioactive contamination effect assessment based on the analysis <i>Lumbricus rubellus</i> genome stability <i>A.V. Kaneva, E.S. Belykh, O.I. Velezhaninov, T.A. Maystrenko</i>	
Редкие и радиоактивные элементы в железных рудах Западно-Сибирского железорудного пояса на примере Бакчарского узла (Томская область) <i>К.В. Карелина, В.А. Домаренко, Л.П. Рихванов</i>	256	Rare and radioactive elements in the iron ores of West-Siberian iron-ore zone by the example of Bakchar unit (Tomsk region) <i>K.V. Karepina, V.A. Domarenko, L.P. Rikhvanov</i>	
Радон в подземных водах Республики Алтай в период сейсмической активизации в Алтае-Саянском регионе <i>В.Е. Кац, В.Ю. Молоков, В.В. Ролдугин</i>	262	Seismic activation in the Altai-Sayan region and radon condition in the ground waters in the Altai republic <i>V.E. Kaz, V.Y. Molokov, V.V. Roldugin</i>	
Результаты радиоэкологических исследований в районе пойм рек Ба и Донг Най центрального и южного районов Вьетнама <i>Л.Л. Кашкаров, И.Э. Власова, В.А. Алексеев, Г.В. Калинина, Н.В. Кузьменкова, Т.А. Павлова, Нгуен Чунг Минь, Ку Ши Тханг, Зоан Динь Хунг, Нгуен Дык Чуи, Нгуен Чунг Киен, Нгуен Тхи Ким Тхьюнг, Нгуен Тхи Тху, Нгуен Ван Фо</i>	265	Radioecology investigations in the central and south Vietnam regions along the song Ba and song Dong Nai rivers <i>L.L. Kashkarov, I.E. Vlasova, V.A. Alexeev, G.V. Kalina, N.V. Kuzmenkova, T.A. Pavlova, Nguyen Trung Minh, Cu Si Thang, Pham Tich Xuan, Nguen Dik Chui, Nguyen Trung Kien, Nguyen Thi Kim Thuong, Nguyen Thi Thu, Nguyen Van Pho</i>	

Результаты радиоэкологических исследований в районе пойм рек северного Вьетнама <i>Л.Л. Кашкаров, Нгуен Чунг Минь, Ку Ши Тханг, Зоан Динь Хунг, Нгуен Дык Чуи, Нгуен Чунг Киен, Нгуен Тхи Ким Тхьюнг, Нгуен Тхи Тху, Нгуен Ван Фо, Ле Тхи Фьюнг Зунг, Чан Минь Дык</i>	Redioecology investigation in the floodplane rivers in the northern Vietnam <i>L.L. Kashkarov, Nguen Trung Minh, Cu Sy Thang, Doan Dinh Hung, Nguyen Duc Chuy, Nguyen Trung Kien, Nguyen Thi Kim Thuong, Nguyen Thi Thu, Nguyen Van Pho, Le Thi Phuong Dung, Tran Minh Duc</i>	269
Твердотельный пластиковый трековый детектор типа CZ: регистрационные характеристики и примеры применения для радиографических исследований <i>Л.Л. Кашкаров, В.П. Колотов, Н.Н. Догадкин, С.В. Стовбун, А.И. Михайлов, А.М. Занин</i>	Plastic solid state track detector of CZ Type: registration characteristics and using in radiographic investigations <i>L.L. Kashkarov, V.P. Kolotov, N.N. Dogadkin, S.V. Stovbun, A.I. Mikhailov, A.M. Zanin</i>	272
Исследования эффекта Чердынцева-Чалова. Проблемы и перспективы <i>Г.П. Киселев, С.Б. Зыков</i>	Researches of Cherdyntsev-Chalov effect. Problems and prospects <i>G.P. Kiselev, S.B. Zykov</i>	275
Радиоактивное загрязнение территории Ухтинского радиевого промысла: современное состояние <i>А.И. Кичигин, И.И. Шуктомова</i>	Radioactive contamination of area of Ukhta radium manufacture: current state <i>A.I. Kichigin, I.I. Shuktomova</i>	279
Почвенная фауна лугов в районе с высоким содержанием радионуклидов в почве (Республика Коми, пос. Водный) <i>А.А. Колесникова, А.А. Таскаева, А.А. Кудрин, Т.Н. Коцакова</i>	Soil invertebrates of meadows on the area with high levels of radionuclides in soils (Komi Republic, Vodnyj) <i>A.A. Kolesnikova, A.A. Taskaeva, A.A. Kudrin, T.N. Konakova</i>	284
Православие, феномен ядерной энергии и науки о Земле <i>Е.В. Комлева</i>	Orthodoxy, the phenomenon of nuclear energy and geosciences <i>E. V. Komleva</i>	286
Распространенность урана и тория в природных водах Тувы <i>Ю.Г. Копылова, Н.В. Гусева, Ч.К. Ойдул, К.М. Рычкова, К.Д. Аракчаа</i>	Uranium and thorium abundances in natural wathers in Tuva <i>Yu.G. Kopylova, N.V. Guseva, Ch.K. Oydul, K.M. Rychkova, K.D. Arakchaa</i>	291
Особенности пространственного распределения Cs-137, K-40 и стабильного йода в почвах супераквальных ландшафтов поймы р. Ипуть <i>Е.М. Коробова, С.Л. Романов, В.Ю. Берёзкин</i>	A study of spatial distribution of Cs-137, K-40 and stable iodine in soils of superaqueous landscapes on example of the test site on the Iput river flood plain <i>E.M. Korobova, S.L. Romanov, V.Ju. Beryozkin</i>	295
Редкоземельные и радиоактивные элементы в волосах детей г. Павлодара <i>Н.П. Корогод, Б.Х. Шаймарданова, Г.Е. Асылбекова</i>	Rare-earth and radioactive elements in hair of children of Pavlodar <i>N.P. Korogod, B.H. Shaimardanova, G.E. Asylbekova</i>	298
Радиологическая характеристика рудоносных отложений Хиагдинского рудного района на примере месторождения Дыбрын (республика Бурятия) <i>С.В. Краморенко</i>	The use of software in the preparation of geo- information products and radiological characteristics of the ore-bearing sediments mesh modeling Hiagda ore district as an example Dybryn deposit (Buryatia) <i>S. V. Kramorenko</i>	301
Искусственные радионуклиды в системе «аллювиальная почва – ризосфера прибрежно-водных растений» <i>М.Ю. Кропачева, Ю.И. Маликов, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова</i>	Artificial radionuclides in «alluvial soil – riverside plants rhizosphere» system <i>M. Y. Kropacheva, Yu. I. Malikov, M. S. Melgunov, I. V. Makarova</i>	305

Биологические последствия популяций мышевидных грызунов на техногенно загрязненных территориях А.Г. Кудяшева, О.В. Ермакова, О.Г. Шевченко, Л.А. Башлыкова, О.В. Раскоша	Biological effects on populations of rodents in technogenic contaminated territories A.G. Kudyasheva, O.V. Ermakova, O.G. Shevchenko, L.A. Bashlykova, O.V. Raskocha	309
Водная миграция радиоактивных элементов из золоотвалов ТЭЦ-9 (Иркутская область) П.В. Кузнецов, В.И. Гребенщикова	Water migration of radioactive elements from ash dumps of heat power plant-9 in Irkutsk region P.V. Kuznetsov, V.I. Grebenshikova	313
Эманирование горных пород. Классификация по отношению к влажности С.А. Кургуз, И.В. Тарасов		315
Анализ и исследование надежности экосистем на примере склоновых экосистем Ю.А. Кутлахмедов, И.В. Матвеева, В.В. Родина	The analysis and research of the ecosystems reliability by an example of a slope Yu.A. Kutlakhmedov, I.V. Matveeva, V.V. Rodina	318
Естественные радиоактивные элементы – эффективный инструмент прогноза золоторудных объектов Ф.Д. Лазарев, В.В. Ромашко, П.В. Кирплюк		321
Комплексный подход к оценке индивидуальных дозовых нагрузок населения А.В. Липихина, К.Н. Апсаликов, Ш.Б. Жакупова, З.С. Зингатинова, Е.Т. Масалимов	Complex approach to the estimation of the dose burden of the population A.V. Lipikhina, K.N. Apsalikov, Sh.B. Zhakupona, Z.S. Zingatinova, E.T. Masalimov	324
Проблемы межвидовой экстраполяции эффектов хронического облучения Н.М. Любашевский, В.И. Стариченко	Problems of interspecies extrapolation of chronic irradiation effects N.M. Lyubashevskiy, V.I. Starichenko	327
Корреляционный анализ содержания радиоэлементов при прогнозно-поисковых работах на урановое оруденение Н.Г. Лященко	Correlation analysis of the contents of radioactive elements in the forecasting and prospecting for uranium mineralization N.G. Lyashenko	331
Методы определения радиоуглерода и трития в радиоактивных отходах и окружающей среде Й. Мажейка, Р. Пятрошюс	Analysis of carbon-14 and tritium in radioactive waste and environment J. Mazeika, R. Petrosius	334
Использование изотопов урана в качестве индикаторов гидрогеологических процессов А.И. Малов	The use of uranium isotopes as indicators of hydrological processes A.I. Malov	337
Оценка радиоэкологической ситуации в водоеме-охладителе Игналинской АЭС после ее закрытия Е.Д. Марчиуленене, О. Ефанова, Й. Мажейка	The evaluation of the radioecological situation in the cooling pond of the Ignalina NPP after decommissioning E.D. Marciulioniene, O. Jefanova, J. Mazeika	341
Радиоэкологическая надежность локальных агроэкосистем И.В. Матвеева	Radioecological reliability of local agroecosystems I.V. Matveeva	346
Радиогеохимическая характеристика углей Монголии В.С. Машенькин, С.И. Арбузов	Radiochemical characteristic of Mongolian coals V.S. Mashenkin, S.I. Arbuzov	349
Цитогенетические исследования водного макрофита <i>Elodea Canadensis</i> в зоне влияния горно-химического комбината М.Ю. Медведева, А.Я. Болсуновский	Cytogenetic investigations of the aquatic macrophyte <i>Elodea Canadensis</i> in the area affected by the operation of the Mining-and-Chemical Combine M.Yu. Medvedeva, A.Ya. Bolsunovsky	355

Радиоактивные элементы в верховых торфах Томской области <i>А.М. Межибор</i>	Radioactive elements in upland peat of Tomsk region <i>A.M. Mezhibor</i>	358
Аналитические особенности определения естественных радиоактивных элементов в редкометалльных рудах (на примере месторождения Томтор) <i>М.С. Мельгунов, Б.Л. Щербов, Е.В. Лазарева, С.М. Жмодик</i>	Analytical peculiarities of natural radioactive elements determination in rare-metal ores (by the example of Tomtor deposit) <i>M.S. Melgunov, B.L. Sherbov, E.V. Lazareva, S.M. Zhmodik</i>	361
Радиационно-гигиеническая оценка доз облучения населения Республики Алтай при различных путях поступления ¹³⁷ Cs в организм <i>Н.А. Мешков</i>	Radiation and health effects analysis of radiation exposure of people living in the Altai Republic after ¹³⁷ Cs entered their body in different ways <i>N.A. Meshkov</i>	365
Типы урановых месторождений Альпийско-Гималайского пояса <i>Ю.Б. Миронов</i>	Uranium deposits of the Alpine-Himalayan belt <i>Yu.B. Mironov</i>	367
Вклад аварийных выпадений АЭС «Фукусима» в загрязнение почвенно-растительного покрова Приморского края и Уральского региона <i>И.В. Молчанова, Л.Н. Михайловская, В.Н. Позолотина, Ю.Н. Журавлев, Я.О. Тимофеева, М.Л. Бурдуковский</i>	Accidental fallout contributions of "Fukushima-1" Nuclear Power Plant into contamination of the soil-plant cover of the Primorsky krai and Ural region <i>I.V. Molchanova, L.N. Mikhailovskaya, V.N. Pozolotina, Y.N. Zhuravlev, Y.O. Timofeeva, M.L. Burdukovsky</i>	371
Автотрофная этика и проблемы безопасности атомно-технологического комплекса <i>А.Д. Московченко</i>	Autotrophy ethics and problems of nuclear technology complex security <i>A.D. Moskovchenko</i>	375
Автоматизированная система персонифицированного учета лиц, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне, и их потомков <i>Т.Ж. Мулдагалеев, К.Н. Апсаликов, А.В. Липихина, Т.И. Белихина, З.С. Зингатинова, Ш.Б. Жакупова, Р.Т. Булеуханова</i>	Automated system for personified accounting of the sufferer persons and their descendants due to nuclear tests a Semipalatinsk nuclear test site <i>T.Zh. Muldagaliyev, K.N. Apsalikov, A.V. Lipikhina, T.I. Belihina, Z.S. Zingatinova, Sh.B. Zhakupova, R.T. Buleuhanova</i>	377
Радон в жилых зданиях Северного Таджикистана <i>Х. Муртазаев, М. Юнусов, Б. Рахматулоев, Н. Бозорова</i>	Radon in residential construction of Northern Tajikistan <i>Kh. Murtazaev, M. Yunusov, B. Rakhmatuloev, N. Bozorova</i>	380
Радиоактивность отработавшего ядерного топлива судовых реакторных установок, хранящегося на Кольском полуострове <i>В.А. Наумов, С.А. Гусак, Е.В. Караваева</i>	Radioactivity of spent nuclear fuel of ship nuclear power units, stored in the Kola Peninsula <i>V.A. Naumov, S.A. Gusak, E.V. Karavaeva</i>	382
Экологический аспект природной и техногенной радиоактивности в Башкортостане <i>В.Н. Никонов, Л.Н. Белан, И.Х. Исмагилов</i>	The ecological aspect of the natural and technological radioactivity in Bashkortostan <i>V.N. Nikonov, L.N. Belan, I.H. Ismagilov</i>	387
Радиоактивные элементы в метаморфизованных отложениях раннепротерозойских осадочных бассейнов: уровни накопления, значение для металлогении <i>А.Д. Ножкин</i>	Radioactive elements in metamorphosed deposits of the Early Proterozoic sedimentary basins: the levels of accumulation, the value for metallogeny <i>A.D. Nozhkin</i>	390

Естественная радиоактивность раннеархейских пород на участке для глубинного захоронения радиоактивных отходов в южной части Енисейского кряжа <i>А.Ю. Озерский</i>	Natural radioactivity in the lower Archaean rocks within the location for deep burial of radioactive wastes at the southern part of the Yeniseyskiy Ridge <i>A.Yu. Ozerskiy</i>	394
Сорбционное извлечение урана из гидроминеральных ресурсов <i>Ю.В. Островский, Г.М. Заборцев, В.П. Исупов</i>	Sorbate extraction of uranium from a watermineral resources <i>Yu.V. Ostrovsky, G.M. Zabortsev, V.P. Isupov</i>	398
Современные процессы формирования урановых рудопроявлений <i>А.В. Перевалов, А.Б. Цыденов, С.В. Бартанова</i>	Modern processes of formation of uranium deposits <i>A.V. Perevalov, A.B. Tsydenov, S.V. Bartanova</i>	402
Развитие термолюминесцентного метода определения абсолютного возраста четвертичных отложений по содержащемуся в них кварцу <i>А.Д. Писарев, В.С. Шейнкман</i>	Thermoluminescence method development for determining the absolute age of Quaternary deposits by contained quartz thereof <i>A.D. Pisarev, V.C. Sheinkman</i>	404
Анализ состояния длительного радиоактивного загрязнения и онкозаболеваемости населения посёлков Томской области в зоне регионального влияния выбросов Сибирского Химического комбината <i>Л.Ф. Писарева, И.Н. Одинцова, В.Ф. Ранута, В.А. Воробьев, О.А. Ананина</i>	Analysis of long radiocontamination and cancer incidence among population of the Tomsk region living in areas exposed to environmental pollution from the Siberian Chemical plant <i>L.F. Pisareva, I.N. Odintsova, V.F. Raputa, V.A. Vorobyov, O.A. Ananina</i>	408
Содержание и распределение природного урана в почвенном компоненте территории водосбора озёр Иткуль и Синара (Ю. Урал) <i>А.Л. Полюдин, В.В. Дерягин, С.Г. Левина</i>	Content and distribution of natural uranium in the soil component of the lakeshores of Itkul and Cinara (Southern Ural) <i>A.L. Polyudin, V.V. Deryagin, S.G. Levina</i>	411
Почему стабильны протоны и радиоактивны нейтроны? <i>В.И. Поляков</i>	Why protons are stable and neutrons are radioactive? <i>V.I. Polyakov</i>	415
Основы естествопонимания структуры нуклонов, ядер, стабильности и радиоактивности атомов <i>В.И. Поляков</i>	Fundamentals of natural philosophy of nucleons and nuclei structure, stability and radioactivity of atoms <i>V.I. Polyakov</i>	419
О возможности применения наземных гаммаспектрометрических методов при поиске месторождений цветных и благородных металлов <i>М.В. Попов, И.С. Соболев</i>	Towards the capacities of gamma ray spectrometry survey methods in prospecting for non-ferrous and precious metal deposits <i>M.V. Popov, I.S. Sobolev</i>	423
Естественные радионуклиды (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) в почвах космодрома «Восточный» и прилегающих территорий (Амурская область) <i>А.В. Пузанов, С.Н. Балькин, А.В. Салтыков, И.А. Алексеев, Д.Н. Балькин</i>	Natural radionuclides (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) in soil of the Vostochny cosmodrome and adjacent territory (the Amur Region) <i>A.V. Puzanov, S.N. Balykin, A.V. Saltykov, I.A. Alekseev, D.N. Balykin</i>	426
Особенности физического развития и адаптационного потенциала юношей в условиях затухающей радиационной обстановки <i>А.С. Пуликов, О.Л. Москаленко</i>	Characteristic features of physical development and adaptation potential of young men in the conditions of the fading radiation situation <i>A.S. Pulikov, O.L. Moskalenko</i>	428
Обследование уровней накопления радона на территории Архангельской промышленной агломерации <i>А.В. Пучков, Г.П. Киселев</i>	Assessment of variable dates of radon-222 volumetric activity in Archangelsk industrial agglomeration <i>A.V. Puchkov, G.P. Kiselev</i>	432

Численный анализ данных радиационного мониторинга загрязнения территорий аварийными выбросами на Сибирском Химическом комбинате и АЭС «Фукусима-1» <i>В.Ф. Рипута, Т.В. Ярославцева</i>	Numerical analysis of data of radioactivity monitoring of territories contaminated by accidental release in Siberian Chemical plant and Fukushima nuclear power plant <i>V.F. Raputa, T.V. Jaroslavtseva</i>	436
Новые данные о радиогеохимических особенностях природных сред Баргузино-Чивуркуйского перешейка (оз. Байкал) и Тункинской котловины <i>Л.П. Рихванов, Т.Т. Тайсаев, Н.В. Барановская, Б.Р. Соктоев, Т.А. Перминова</i>	New data on the radiogeochemical features of the environmental media of the Barguzin-Chivyrkuy strait (lake Baikal) and Tunka depression <i>L.P. Rikhvanov, T.T. Taisaev, N.V. Baranovskaya, B.R. Soktoev, T.A. Perminova</i>	441
Радиоактивность и радиоактивные элементы в биосфере и возможные экологические последствия <i>Л.П. Рихванов</i>	Radioactivity and radioactive elements in the biosphere and the possible ecological consequences <i>L.P. Rikhvanov</i>	444
Радиоактивные элементы в почвах Сибири <i>Л.П. Рихванов, В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова, Б.Л. Щербов, Ф.В. Сухоруков, В.П. Атурова</i>	Radioactive elements in soils of Siberia <i>L.P. Rikhvanov, V.D. Strakhovenko, I.N. Malikova, B.L. Shcherbov, F.V. Sukhorukov, V.P. Aturova</i>	448
Радиогеохимические особенности некоторых гранитоидов Монголии и их редкометалльное оруденение <i>Л.П. Рихванов, С.И. Арбузов, О. Галнэмэх, В.С. Машенькин, Д. Бат-Улзий, О. Гэрэл, С. Оюунбат, Д. Гарамжав</i>	Radiogeochemical features of some granitoids of Mongolia and their rare metal specialization <i>L.P. Rikhvanov, S.I. Arbuzov, O. Galnemekh, V.S. Mashenkin, D. Bat-Ulzii, O. Gerel, S. Oyunbat, D. Garamjav</i>	451
Радиоэкологическая обстановка на территории Республики Алтай <i>Ю.В. Робертус</i>	Radioecological situation on the territory of the Republic of Altai <i>Y.V. Robertus</i>	456
Естественные радионуклиды в геологической среде Новосибирской области <i>Н.А. Росляков, С.М. Жмодик, В.Г. Пахомов</i>	Natural radionuclides in the geological environment of the Novosibirsk region <i>N.A. Roslyakov, S.M. Zhmodik, V.G. Pahomov</i>	461
Геохимия урана и тория в углях Табасского бассейна (Центральный Иран) <i>В.И. Рыбалко, С.И. Арбузов, А.В. Волостнов</i>	Geochemistry of radioactive elements in coals of Tabas coal basin (Central Iran) <i>V.I. Rybalko, S.I. Arbuzov, A.V. Volostnov</i>	465
Радиоактивное загрязнение окружающей среды Западной Сибири: информационная обеспеченность темы <i>В.В. Рыкова</i>	Radioactive contamination of West Siberia: information support of the topic <i>V.V. Rykova</i>	469
Биодеструкция органических отходов низкого уровня активности <i>А.В. Сафонов, В.Е. Трегубова</i>	Biodegradation of organic low-level wastes <i>A.V. Safonov, V.E. Tregubova</i>	472
Поиск микроорганизмов для биоремедиации загрязненных радионуклидами территорий <i>А.В. Сафонов, В.Е. Трегубова, Л.И. Константинова, Е.В. Захарова, Т.Н. Назина</i>	Seeking microorganisms for a bioremediation of areas contaminated by radionuclides <i>A.V. Safonov, V.E. Tregubova, E.V. Zakharova, L.I. Konstantinova, T.N. Nazina</i>	474
Разработка модели биореактора-денитрификатора для очистки отходов низкого уровня активности <i>А.В. Сафонов, В.Е. Трегубова</i>	Elaboration of a model of denitrifying bioreactor for cleaning low-level wastes <i>A.V. Safonov, V.E. Tregubova</i>	475

Радиоэкологическая обстановка на объектах геологоразведочных работ и добычи радиоактивного сырья в Якутии <i>П.И. Собакин, Я.Р. Герасимов, А.А. Перк</i>	Radioecological situation in the ares of geological exploration and extraction of radioactive raw material in Yakutia <i>P.I. Sobakin, Ya.R. Gerasimov, A.A. Perk</i>	477
Радиоэкологические исследования в зоне воздействия аварийного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» <i>П.И. Собакин, Я.Р. Герасимов, А.А. Перк</i>	Radioecological investigation in the inapct area of the emergency underground nuclear burst of "Kraton-3" <i>P.I. Sobakin, Ya.R. Gerasimov, A.A. Perk</i>	478
Аномалии радиоактивных и стабильных химических элементов над залежами нефти и газа <i>И.С. Соболев</i>	Anomalies of radioactive and stable chemicals above oil and gas fields <i>I.S. Sobolev</i>	480
Радиоактивные элементы в солевых отложениях питьевых вод Байкальского региона <i>Б.Р. Соктоев</i>	Radioactive elements in drinking water salt sediments of the Baikal region <i>B.R. Soktoev</i>	485
Внутрисемейная корреляция депонирования ^{90}Sr : устойчивость под воздействием экзогенных факторов <i>В.И. Стариченко</i>	Intrafamily correlation of the kinetics of ^{90}Sr : sustainability under the influence of exogenous factors <i>V.I. Starichenko</i>	488
Основные черты прикладной ядерной литогеохимии урана нефтегазоносных осадочных бассейнов <i>Ю.М. Столбов, Н.Ф. Столбова</i>	The main features of the applied nuclear lithogeochemistry of uranium in the oil and gas sedimentary basins <i>U.M. Stolbov, N.F. Stolbova</i>	493
Радиоэкологическая оценка сапропелевых отложений малых озер Сибири <i>В.Д. Страховенко, М.С. Мельгунов, И.Н. Маликова, Ю.С. Восель</i>	Radiologic assessment of the sapropel deposit in the small area lakes of Siberia <i>V.D. Strakhovenko, M.S. Melgunov, I.N. Malikova, Y.S. Vosel</i>	496
Стронций-90 в пойме нижнего течения реки Томь <i>Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова, В.А. Чугуевский</i>	Strontium-90 in the downstream flood plain of the Tom river <i>F.V. Sukhorukov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova, A.V. Chuguevskii</i>	501
Уранодобывающая отрасль Казахстана и перспективы её развития <i>С.М. Сушко, И.А. Шишков</i>	Uranium mining industry in Kazakhstan and the prospects for its development <i>S.M. Sushko, I.A. Shishkov</i>	506
Методическое обеспечение для определения ^{90}Sr и трансурановых элементов ($^{238,239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am) в объектах окружающей среды <i>С.А. Тагай, А.Б. Кухтевич, Н.В. Дударева</i>	Methodological providing for the determination of ^{90}Sr and transuranic elements ($^{238,239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am) in environmental objects <i>S.A. Tagai, A.B. Kukhtsevich, N.V. Dudareva</i>	511
Экспериментальные и численные исследования регионального загрязнения снежного покрова радиоактивными элементами в окрестностях Томска и Северска <i>А.В. Таловская, В.Ф. Раныта, Е.Г. Язиков</i>	Experimental and numerical observation of show cover contamination by radioactive elements on the territory Tomsk-city and Seversk-city environs <i>A.V. Talovskaya, V.F. Ruputa, E.G. Yazikov</i>	514
Уран и торий в пылевых аэрозолях Томской области <i>А.В. Таловская, Е.Г. Язиков, Е.А. Филимоненко, А.Ф. Судько</i>	Uranium and thorium in the dust aerosols of the Tomsk region <i>A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov, E.A. Filimonenko, A.F. Sudyko</i>	518

Прогнозирование экологических последствий разработки месторождений урана методом скважинного подземного выщелачивания <i>Т.С. Теровская, А.Г. Кеслер, М.Д. Носков</i>	523
Показатели содержания гормонов щитовидной железы без клинических проявлений зоба у населения при попадании радионуклидов через желудочно-кишечный тракт <i>Г.Р. Тойчueva, А. Маматжан кызы, Т.Р. Пайзылдаев</i>	Indicators of a thyroid hormone concentration without clinical signs of the goiter among the population by an ingestion of radionuclides into the body through the digestive tract <i>G.R. Toichueva, A. Mamatzhan kyzy, T.R. Paizyl daev</i>
526	
Возрастные особенности содержания гормонов щитовидной железы без клинических проявлений зоба у населения, проживающего в Майлуу-Сууйской урановой биогеохимической зоне и в пойме реки Майлуу-Суу <i>Г.Р. Тойчueva, Ж.А. Мадькова</i>	Age peculiarities of the thyroid hormone concentration without clinical signs of a goiter among the population living in the Mayluusuu uranium biogeochemical area and in the Mayluusuu river valley <i>G.R. Toichueva, J.A. Madykova</i>
529	
Результаты воздействия многолетней деятельности Белоярской атомной электростанции на радиоэкологическое состояние пресноводных экосистем <i>А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова, А.В. Коржавин, А.П. Платаев</i>	Results of an influence of long-term activity of the Beloyarsky nuclear power plant on a radioecological condition of fresh-water ecosystems <i>A.V. Trapeznikov, V.N. Trapeznikova, A.V. Korzhavin, A.P. Platayev</i>
531	
Изотопы урана в водах бассейна р. Чу <i>Б.М. Уралбеков, М.М. Буркитбаев, Д. Маматканов, И.В. Матвеева, Б.С. Сатыбалдиев, Т.В. Тузова</i>	Uranium isotopes in the waters of the Chu basin <i>B.M. Uralbekov, M.M. Burkitbaev, D. Mamatkanov, I.V. Matveeva, B.S. Satybaldiev, T.V. Tuzova</i>
535	
Условия хранения жидких радиоактивных отходов на полигоне СХК <i>В.Н. Устинова, Е.Н. Жилина, А.А. Филимонов</i>	Conditions of a storage of liquid radioactive waste of the landfill of SCP <i>V.N. Ustinova, E.N. Zhilina, A.A. Filimonov</i>
538	
Радиоэкология Казахстана <i>Г.В. Федоров, П.Г. Каюков, Г.Д. Беркинбаев</i>	Radioecology of Kazakhstan <i>G.V. Fyodorov, P.G. Kayukov, G.D. Berkinbaev</i>
542	
Наиболее опасные урановые хранилища Центральной Азии (Мин-Куш и Майли-Суу) <i>И. Хаджамбердиев, Р. Тухватшин</i>	Most Dangerous Abandoned Tailings of Central Asia (Min-Kush and Mailuu-Suu) <i>I. Hadjamberdiev, R. Tukhvatshin</i>
545	
Тритий в источниках питьевого и хозяйственного водоснабжения района ПО «Маяк» <i>М.Я. Чеботина</i>	Tritium in the sources of drinking and household water supply in the area of "Mayak" enterprise <i>M.Ja. Chebotina</i>
548	
Изучение частоты хромосомных aberrаций в лимфоцитах людей, профессионально контактирующих с пробами, содержащими радионуклиды различной интенсивности <i>О.Г. Чередниченко, Г.М. Байгушикова, Е.Г. Губицкая, М.М. Битенова</i>	Study of the frequency of chromosomal aberrations in lymphocytes of people who are professionally in contact with samples containing radionuclides of various intensity <i>O.G. Cherednichenko, E.G. Gubitskaya, G.M. Baygushikova, M.M. Bitenova</i>
551	
Современное состояние сырьевой базы природного урана в Казахстане и пути ее усовершенствования <i>В.М. Черняков</i>	Current status of the resource base of natural uranium in Kazakhstan and ways of its improvement <i>V.M. Chernyakov</i>
554	

Природная радиоактивность геологических формаций района Красноярск и особенности их радононосности <i>В.А. Чечеткин, А.И. Григорьев, С.А. Кургуз, А.В. Акимова</i>	Natural radioactivity of geological formations in the Krasnoyarsk region and their radon concentration <i>V.A. Chechetkin, A.I. Grigoryev, S.A. Kurguz, A.V. Akimova</i>	559
Использование композитных наноразмерных материалов для очистки воды от радиоактивного загрязнения <i>М.П. Чубик, А.Н. Третьяков, Н.А. Осипова, М.В. Чубик, А.В. Москаленко</i>	The use of composite nanodimensional materials for water cleaning from radioactive pollution <i>M.P. Chubik, A.N. Tretyakov, N.A. Osipova, M.V. Chubik, A.V. Moskalenko</i>	565
Изотопы урана в водах Алайской долины <i>В.И. Шатравин, Т.В. Тузова, Б.С. Сатыбалдиев, Б.М. Уралбеков</i>	Uranium isotopes in the waters of the Altai valley <i>V.I. Shatravin, T.V. Tuzova, B.S. Satybaldiev, B.M. Uralbekov</i>	566
Использование параметров системы регуляции ПОЛ в эритроцитах крови мышевидных грызунов для оценки последствий радиоактивного загрязнения среды <i>О.Г. Шевченко, Л.Н. Шишкина</i>	Using parameters of the lipid peroxidation regulatory system in the rodent blood erythrocytes for the assessment of consequences under the environment radioactive contamination <i>O.G. Shevchenko, L.N. Shishkina</i>	570
Изучение влияния низкоуровневых хранилищ жидких радиоактивных отходов ОАО «АЭХК» на прилегающие ландшафты <i>О.В. Шемелина, А.Е. Богуславский</i>	Studying of influence of low-level liquid radioactive waste storages of AECC on adjacent landscapes <i>O.V. Shemelina, A.E. Boguslavskiy</i>	574
Плутоний в ландшафтах некоторых регионов Сибири <i>Б.Л. Щербов, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова, В.В. Будашкина</i>	Plutonium in some landscapes of the regions of Siberia <i>B.L. Shcherbov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova, V.V. Budashkina</i>	576
Неадекватность официальной концепции радиационной защиты в области влияния малых доз <i>А.В. Яблоков</i>		580
	An example of evaluation of terrestrial air-absorbed dose rate based on the regional geochemical database <i>GAN Nan, YE Rong</i>	588
	Complex ecological evaluation the of radon impact on the environent in Central Asia <i>A.A. Kakabayev, R.I. Bersimbay, A.T. Khussainov</i>	592
	The distribution and characteristics of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentration in soil gas in Zhongshan city in Guangdong province, China <i>Wang Nanping, Xiao Lei, Peng Aimin, Chu Xingming, Ying Ying, Qin Chunyan, Zheng Lihui</i>	596
Ретроспективная дозиметрия и ЭПР крови ликвидаторов Чернобыльской аварии <i>Н. Миронова-Улмане, М. Поляков, А. Павленко, Т. Звагуле, Н. Курьяне, Н. Габрушева</i>	The retrospective dosimetry and EPR of blood of Chernobyl workers <i>N. Mironova-Ulmane, M. Polakovs, A. Pavlenko, T. Zvagule, N. Kurjane, N. Gabrusheva</i>	600
Исследование радиоактивного равновесия в радиогеохимически аномальных углях Монголии <i>Н. Норов, С.И. Арбузов, Н. Энхбат, Г. Оюунболор</i>	Study on Radioactive Equilibrium in radio- geochemically anomalous coals of the Mongolia <i>N. Norov, S.I. Arbuzov, N. Enkhbat, G. Ouyunbolor</i>	603

Исследование сорбентов на основе ферроцианида меди для переработки высокосолевых жидких радиоактивных отходов <i>А.С. Торопов</i>	606.....	The study of sorbents based on copper ferrocyanide for the treatment of highly saline liquid radioactive wastes <i>A.S. Toropov</i>	A.S. Toropov
Радиационный контроль на урановых рудниках Монголии <i>Н. Энхбат, Н. Норов</i>	609.....	Radiation control in Mongolian uranium mining <i>N. Enkhbat, N. Norov</i>	N. Enkhbat, N. Norov
АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ.....	613.....	AUTHOR INDEX	

ПРЕДИСЛОВИЕ

2013 год вмещает в себя ряд круглых дат, имеющих непосредственное отношение к изучению и использованию радиоактивности и её носителей – радиоактивных элементов как фундаментальных свойств материи: 150 лет со дня рождения великого естествоиспытателя и гражданина Владимира Ивановича Вернадского, а также выхода в свет книги «Основные черты геохимии урана», воспитавшей многие поколения специалистов.

IV Международная конференция «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» посвящается этим датам.

В материалах конференции публикуется 173 докладов, 377 авторов из 14 стран Мира, в том числе из 30 городов России. Кроме того, как приложение к материалам конференции, Оргкомитет конференции счёл возможным опубликовать (повторить в изданном авторском варианте) книгу «Основные черты геохимии урана».

На конференции обсуждались следующие основные вопросы: радиоактивные элементы природного и техногенного происхождения, проблемы вечных и глобальных радионуклидов; использование радиоактивных элементов как индикаторов природных и техногенных процессов, а также для целей прогнозирования и поисков месторождений полезных ископаемых; минерально-сырьевые ресурсы для развития ядерной энергетики. Состояние, проблемы и перспективы; средства и методы определения радиоактивных элементов и радиозэкологических параметров (оценка уровней накопления, дозовых нагрузок, в том числе биодозиметрия); радиозэкологические проблемы деятельности горнодобывающих и перерабатывающих объектов ядерно-топливного цикла; проблемы радиозэкологического мониторинга; радиоактивные отходы и проблемы безопасного хранения и переработки. Месторождения урана как природный аналог ОЯТ; оценка рисков; социально-экологические, экономические и правовые аспекты развития ядерной энергетики; общество и радиация, признание и озабоченность, проблемы подготовки специалистов для минерально-сырьевого комплекса ядерной энергетики.

Это четвёртая по счету Международная конференция, проведённая Национальным исследовательским Томским политехническим университетом (1996 г., 2004 г., 2009 г.).

Место проведения конференции выбрано неслучайно. Дело в том, что в городе Томске еще в начале прошлого века зародилось и активно развивалось данное направление науки, которое с лёгкой руки академика В.И. Вернадского было названо радиогеологией. У истока этих исследований стояли исследователи из университета и технологического института «Сибирских Афин» (Д.В. Алексеев, В.А. Обручев, П.П. Орлов, П.П. Пилипенко, В.С. Титов и др.). В Томске была создана одна из первых научных лабораторий по исследованию радиоактивных элементов.

С начала пятидесятих годов XX века в политехническом институте ведётся подготовка специалистов в области геохимии и геологии редких и радиоактивных элементов, технологии переработки радиоактивного сырья и другим направлениям ядерной физики, экологии. Они внесли свой вклад в решение проблемы обеспечения страны данным стратегическим сырьём. Это одна из немногих отраслей геологии, которая смогла в короткие сроки – за 30 лет решить труднейшую задачу по обеспечению потребностей государства. Сейчас она, как и всё производство в России, переживает трудности, но специалисты отрасли ищут новые области применения своих богатейших знаний, своего опыта. Одной из таких точек приложения стала радиозэкология. Её региональные проблемы ярко были отражены на прошедшей конференции.

Радиоактивные элементы являются широко распространёнными. Они служат весьма эффективными индикаторами породы- и рудообразования, особенности их геохимии помогают исследовать эволюцию планетных систем, решать экологические вопросы. Радиоактивные элементы и изотопы широко используются при изучении технологических процессов и т.д.

В последнее десятилетие стало ясно, что одним из основных методов исследований геохимии радиоактивных элементов и радиоизотопов являются радиографические методы. Благодаря применению данных методов в радиогеохимических исследованиях были получены совершенно новые данные о процессах породы- и рудообразования. Сегодня представляется, что формирование месторождений полезных ископаемых – процесс многоэтапный. Радиографические методы убедительно показали, что уран, торий и другие радиоактивные изотопы интенсивно мигрируют, перераспределяются. Это и позволяет использовать данные элементы и их изотопы в качестве индикаторов для выявления месторождений полезных ископаемых самого различного типа (золота, редких земель, нефти и газа, фосфоритов и т.д.).

Сегодня общество активно обсуждает проблемы освоения ядерной энергетики. Благо это или зло? Исследователям в области геохимии радиоактивных элементов и их изотопов этот вопрос кажется некорректно поставленным. Радиоактивность – это нормальное природное явление. Нам известны случаи, что в природе миллионы лет назад работали природные ядерные реакторы, существует мнение, что без радиоактивности не произошло бы и синтеза нуклеиновых

кислот, белков. Этой мощной силой нужно уметь пользоваться и получать максимально возможную выгоду при минимально возможных отрицательных воздействиях на природу. Но при этом всегда нужно помнить слова великого провидца

В.И. Вернадского, который уже в 1910 году писал «...с надеждой и опасением мы всматриваемся в нового союзника и защитника...», а в 1922 году он дублирует своё предостережение «...сумеет ли человечество воспользоваться этой силой, направить её на добро, а не на уничтожение...».

И неслучайно, что в материалах данной конференции обсуждаются архиважные проблемы, связанные с необходимостью разработки методов для объективной оценки дозовых нагрузок на человека, оценкой уровня актиностей в природе «вечных» техногенных (плутоний, америций) и естественных радионуклидов (радона), совершенствованием радиоэкологического мониторинга.

Участники конференции из 14 стран Мира, с 04 июня по 08 июня 2013 года в Международном культурном центре Национального исследовательского Томского политехнического университета провели свою очередную встречу, на которой подведены итоги, сформулированы основные проблемы, которые должны решиться в ближайшем будущем.

Таков лейтмотив конференции, отражённый в её материалах.

Материалы конференции подготовлены и на CD дисках.

Электронная версия книги материалов конференции выставлена на сайте portal.tpu.ru/science/konf/radioactivity/Trudy1.

Оргкомитет





РОЛЬ В.И. ВЕРНАДСКОГО В СТАНОВЛЕНИИ И РАЗВИТИИ УЧЕНИЙ О РАДИОАКТИВНОСТИ И РАДИОГЕОЛОГИИ. К 150-ЛЕТИЮ СО ДНЯ РОЖДЕНИЯ ВЕЛИКОГО ЕСТЕСТВОИСПЫТАТЕЛЯ

Г.Б. Наумов¹, Л.П. Рихванов²

¹Государственный геологический музей РАН им. В.И. Вернадского, г. Москва, Россия

²Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru

V.I. VERNADSKIY AS IMPORTANCE OF IN THE FOUNDATION AND DEVELOPMENT OF RADIOACTIVITY AND RADIOGEOLOGY SCIENCES. TO THE 150th ANNIVERSARY OF THE GREAT SCIENTIST

G.B. Naumov¹, L.P. Rikhvanov²

¹Vernadsky State Geological Museum, Moscow, Russia

²National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, rikhvanov@tpu.ru

Abstract. *V.I. Vernadskiy as in the importance foundation and development of science about radioactivity and radioactive elements, new Earth science – radiogeology is reviewed. The role of the scientist in realization of the atomic project in Russia is discussed.*

Открытие явления радиоактивности Анри Беккерелем (24 февраля 1896 г.) и носителей этого явления химических элементов урана, тория и продуктов их распада: полония (1898 г.); радия (1898 г.); актиния (1900 г.), газообразных (эманации), 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 века это были ещё горизонты будущего, а спустя 100 лет всё это стало реалиями жизни человека, без которых его жизнь и развитие науки уже представляется невозможной.

Исследования Марии и Пьера Кюри, Эрнеста Резерфорда, Фредерика 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 её 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.

В России конца XIX – начала XX века многие физики и химики не имели возможность активно работать в новой научной области, связанной с радиоактивностью, т.к. на тот период времени отсутствовали технические средства измерения радиоактивности (электроскопы были основным устройством изучения этого явления, а также фотопластинки для исследования методом радиографии), а также отсутствовали и сами радиоактивные элементы из-за чрезвычайно высокой их стоимости на Мировом рынке (ориентировочно 1 г радия оценивался в начале XX века в 1 млн. российских золотых рублей). что не позволяло эталонировать приборы и вести физико-химические опыты.

Научная общественность всего мира, включая и российскую подключилась к изучению этого явления. При этом, следует отметить, что в тот период времени была

достаточно высокая информированность специалистов о тех или иных исследованиях в мире различных областей науки и техники.

Радиоактивные явления начали изучать в России сразу же после их открытия А. Беккерелем в 1896 г. 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. 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). Сообщение об открытии А. Беккереля в виде рефератов его статей было сделано на русском языке во втором выпуске журнала Русского физико-химического общества за 1896 год (Макареня и др., 1973), а уже в начале XX века в России появляются первые переводные работы по проблеме радиоактивности. Так, в 1904 году публикуется перевод книги М. Склодовской-Кюри «Исследования над радиоактивными веществами» (С.-Петербург, издание К.Л. Риккера), а в 1905 году в Москве книгоиздательством «Творческая мысль» издаётся её книга «Радий и радиоактивность».

Несмотря на определённые трудности, такие исследования по радиоактивности велись и в университетских центрах гг. Москвы (профессор А.П. Соколов и др.), С.-Петербурга (профессор И.П. Бергман и др.), Одессы (профессор Е.С. Бурксер), Томска (профессора П.П. Орлов, Н.А. Гезехус, лаборант В.С. Титов) и некоторых других центрах Российского государства (Кавказские минеральные воды и др.).

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. По теме радиоактивности природных объектов России им написано около 20 научных работ. Его ученики В.И. Баранов, В.А. Соколов, Е.С. Щепотьева стали одними из первых русских радиологов (Хвостова, 2006).

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 Paolo, 1984, Зайцева, Фигуровской, 1961, Флеров Г.Н., 1971 и др.), как правило, обсуждаются достижения ученых Европы и Европейской части России.

Имеющиеся в Томске архивные материалы (Р.А. Галанова, И.Т. Лозовский и др.) позволяют утверждать (Рихванов, Лозовский и др., 1991, Хахалкин, 1991, Рихванов, 1997 и др.), 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 Гезехус Н.А. был выходцем Санкт-Петербургского технологического института и занимался изучением теплового действия лучей радия. Его работы по этому направлению обсуждались в научных кругах Томска уже в 1903 году, т.е. непосредственно в тот год, когда это явление было обнаружено.

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

Наиболее полно и обстоятельно в российской научной исторической литературе освещена роль профессора медицинского факультета Томского Государственного университета Петра Павловича Орлова. Уже в 1904 году, прибыв в Томск, он начал подготовку к проведению исследований по радиоактивности. В письме от 26 декабря 1904 года 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...».

Почему П.П. Орлов обращается именно к В.И. Вернадскому? Если исходить из анализа публикационной активности В.И. Вернадского (рис. 1), то в этот момент времени, он данным вопросом еще не занимался. Однако о научных интересах Вернадского нельзя судить только по количеству его публикаций, которые обычно печатались значительно позже, чем начало разработки темы. Многие работы так и остались неопубликованными и хранятся в фондах как его рабочие материалы. Тем не менее, В.И. Вернадский знал об открытии радиоактивности и работах в этом направлении. В 1896 года он находился в Европе (Берлин, Страсбург, Париж) и работал в библиотеках университетов этих городов. В 1889 г. его избрали членом Французского минералогического общества и членом корреспондентом Британской ассоциации наук. Он знакомится с такими выдающимися естествоиспытателями, как Э. Маляр, А. Доббрэ, С. Менье, в том числе и с П. Кюри. Ему были известны и работы, проводимые по радиоактивности в России, в том числе А.П. Соколова, П.П. Орлова и др. Однако в это время его собственные научные интересы концентрировались на вопросах химии минералов, кристаллографии и симметрии

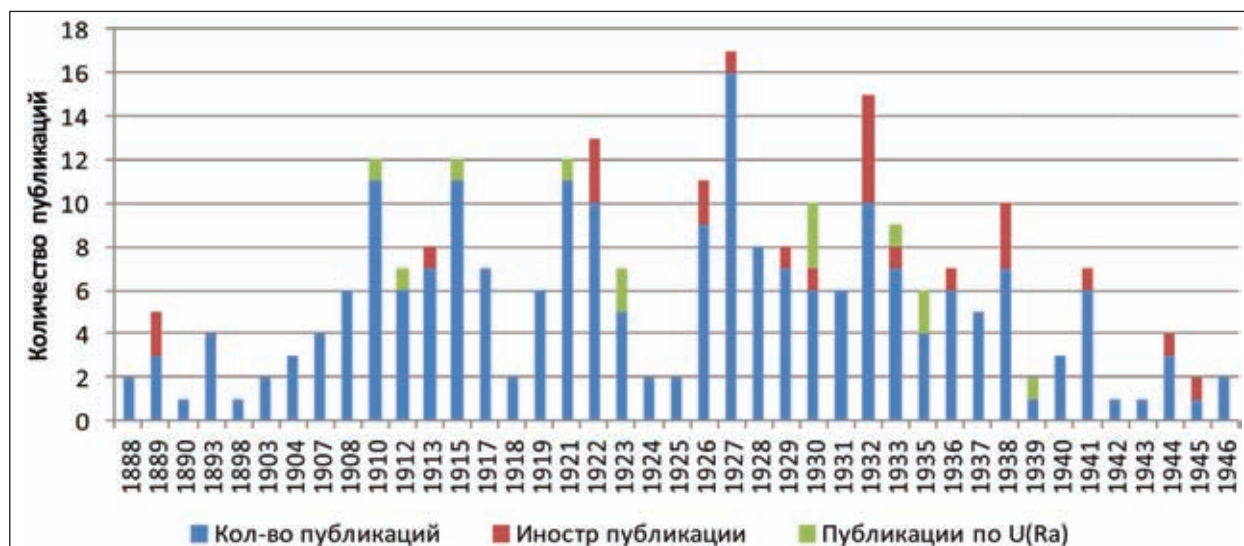


Рис. 1. Анализ публикационной активности В.И. Вернадского

кристаллов. Он публикует свои работы и обзоры в международном кристаллографическом журнале, издаваемом П. Гротом. В 1891 г. выходит его обобщающая работа «О полиморфизме как общем свойстве материи».

Фамилия М. Кюри упоминается в его письмах Н.Е. Вернадской уже в 1900 г. Первое выступление в академии, связанное с выделением средств на изучение радиоактивных минералов России датировано 1907 г. Оно не могло быть спонтанным, до этого было многое продумано. К сожалению, дневники этого периода пока еще не опубликованы и даже не расшифрованы.

В 1907 году за счет личных средств П.П. Орлов организует экспедиции в Енисейскую губернию (первая экспедиция Российской Академии наук была организована только в 1911 г.). Были получены результаты по радиоактивности воздуха на руднике Юлия, минеральных вод оз. Шири, Доможаково. Орлов П.П. отметил довольно высокую активность ключей и колодцев г. Томска, р. Томи в зимнее время и т.д.

В октябре-ноябре 1909 года профессор Орлов П.П. 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 на Алтае, доставленных Пилипенко П.П. (ученик Вернадского В.И., который по его личной просьбе был в свое время принят Обручевым В.А. на работу младшим лаборантом кабинета минералогии ТТИ).

В 1912 году Орлов П.П. по просьбе директора ТТИ Карташова Н.И. 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 году.

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

В 1915 году работа профессора Орлова П.П. «К вопросу о нахождении радиоактивных веществ в шлихах золо-

тоносных областей России» была опубликована в виде отдельного 6 выпуска Трудов Радиевой экспедиции Императорской Академии наук. Данная работа представляет интерес своими практическими результатами и для исследователей радиоактивности Сибири сегодняшнего дня.

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

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

Тесный контакт разнопрофильных специалистов г. Томска, привлеченных Орловым П.П. к исследованию радиоактивности в Сибири (геологи, физики, химики и др.), 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).

В Технологическом институте это направление исследований наиболее ярко представлял Вениамин Семенович Титов (лаборант кафедры физики, ученик профессора Лебедева П.Н., будущий профессор МГУ). К изучению радиоактивности вод Белокурихи (Алтай) Титов В.С., по-видимому, приступил в 1905 г., т.к. в архивных документах есть его заявление от 25 мая 1905 года 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 Титов В.С. «в чрезвычайно большой, превосходящей, по-видимому,

радиоактивность газа Нарзана, радиоактивности газа, выделяющегося из Белокуринских источников».

На основании этой записи Совет технологического института в 1908 году командировал Титова В.С. и студента Маркова В.П. в экспедицию по детальному изучению радиоактивности вод и газовых терм деревни Белокуриха, выделив для этих целей 300 рублей.

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

В 1913 году в Томске по распоряжению директора технологического института издается книга Титова В.С. «Радиоактивная эманация в водах и газах терм деревни Белокуриха на Алтае».

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 Рябушинским П.П. В личном архиве В.А. Обручева (Рихванов, Лозовский и др., 1991), хранятся интересные записки о его встрече с этим известным предпринимателем и спонсором науки. Встреча происходила у его дома и носила неофициальный характер. Велись беседы с чаепитием.

Встреча происходила в четверг 14 ноября 1910 года (устное сообщение историографа В.А. Обручева-И.Т. Лозовского, 1999), м.б. она состоялась в 1912, когда он выделил 756 тыс.руб. Встреча состоялась по инициативе Вернадского на московской квартире Павла Павловича Рябушинского. На эту встречу были приглашены Вернадский В.И., Обручев В.А., Соколов В.Д. и другие известные ученые. Всего пришло 12 человек.

Предприниматель с интересом выслушал рассказы профессоров В.И. Вернадского и других ученых о радиации, ее значении для науки и человека и о будущем, которое его ожидает. Он, как коммерсант и деловой человек, весьма заинтересовался этим делом и задавал много вопросов. Прощаясь, сказал, что готов профинансировать поиски радия и радиоактивных элементов, но при соблюдении определенных условий теми, кто практически будет осуществлять эти поиски за счет его средств.

После встречи Рябушинского П.П. с учеными 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 заня-

лись и практические геологи, работавшие в Сибири. После встречи у купца Рябушинского П.П., в Москве Владимир Афанасьевич Обручев предпринял шаги по организации поисков радия в Сибири. Он направил через своего ученика, ставшего его преемником на кафедре в Томском технологическом институте, профессора Гудкова П.П. большую статью, которая вскоре была опубликована в томской газете «Сибирская жизнь» под названием «Ищите радий». В этой статье В.А. Обручев популярно изложил представления о радиации, какую службу он сослужит людям и призвал искать месторождения радия и радиоактивных элементов. Получив письмо своего наставника, П.П. Гудков собрал всех работавших под его началом геологов, а также студентов горного отделения, проходивших практику в Сибири, прочел им лекцию о радиации и радиоактивных элементах и предложил попутно с исполнением основных работ по разведке месторождений руд заниматься еще и поисками радия.

Так, студент Н.Н. Урванцев, будущий профессор и исследователь норильских руд, под руководством профессора П.П. Гудкова работал в 1913–1917 гг. в Кузбассе на разведке месторождений железных руд. Для поиска радиоактивных руд приборов тогда не существовало. Пользовались общими рекомендациями Гудкова П.П. Ураноносность скарновых железных руд Кузнецкого Алатау была доказана только в пятидесятые годы (Кайкова Т.М. и др.).

Снаряженная на деньги Рябушинского П.П. специальная экспедиция занималась поисками радиоактивных элементов в Забайкалье летом и осенью 1914 года. Возглавил Забайкальский отдел Михаил Николаевич Соболев, экономист по образованию. Крупный ученый, он ряд лет проработал в Томском университете и в Томском технологическом институте. Все, что касалось экспедиции и ее работы, являлось личной собственностью П.П. Рябушинского, и только он один мог распоряжаться всеми материалами работы.

В конце 1914 года Н.М. Соболев опубликовал краткое сообщение об итогах работы Забайкальской экспедиции. По некоторым сведениям, оно хранилось в личном архиве Чернова А.А. в Институте геохимии им. Вернадского.

В этот период предвоенного и предреволюционного состояния научной общественностью практически незамеченной осталась командировка Вернадского В.И. в июле 1914 года в Восточную Сибирь и Забайкалье, а в 1916 году в Томскую губернию (сохранилось его командировочное удостоверение).

Документально установлено где он работал в Забайкалье (Г.А. Юргенсон, В. Балабанов) и на Алтае (В.М. Чекалин, В. Слободчиков и др.). Пока не установлен факт его пребывания в Иркутске и в Слюдянке, хотя в районе этого населенного пункта есть «копи Вернадского», а сам В.И. Вернадский в 1914 году описал радиоактивный минерал под названием менделеевит (разновидность бетафита) из этого района, переданного ему инженером К.Ф. Егоровым. Трудно предположить, что академик, интересующийся радиоактивными минералами, мог проехать мимо такого объекта.

Интерес к радиевым рудам в Сибири, по-видимому,

был не случаен. высказывается мысль, что это связано с высокой ценой на радий в мире, а также то, что в 1913 году правительства Австро-Венгрии и Германии (главные поставщики сырья для получения радия) наложили запрет на вывоз радиоактивных руд из своих стран, объявив их государственной собственностью (Хахалкин, 1991).

Из сообщений печати было известно, что районы Сибири весьма интересны для выявления руд, содержащих радий. Так, только в 1914 году в журнале «Горные и золотопромышленные известия» было опубликовано свыше 30 материалов по данному вопросу.

Большой объем исследований по радиоактивности минеральных источников Забайкалья был проделан доктором И.А. Багашевым. Еще в 1905 г. он написал работу, содержащую описание 165 минеральных источников Забайкалья и результаты 61 анализа этих источников (Багашев, 1905). Следует отметить, что И.А. Багашев находился в активной переписке с В.И. Вернадским.

12 мая 1910 г. на объединенном 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 ссылаясь 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 руды. Это предвидение исполнилось через 50 лет с открытием крупнейшего в Мире Стрельцовского урановорудного района.

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

Небезинтересно отметить, что В.И. Вернадский перед поездкой в Забайкалье ознакомился с работами В.А. Обручева, непревзойдённым знатоком того времени по данному региону. В архивах сохранились письма, в которых говорится об этом.

В 1907 г. инженером-технологом Э.Э. Карстенсом (1908, 1910), работавшим в химической лаборатории Кавказских Минеральных Вод (КМВ), начаты исследования минеральных источников района КМВ на радиоактивность. 2 декабря 1908 г. на заседании Русского бальнеологического общества в Пятигорске он доложил о результатах своих исследований.

В 1910 г. под руководством Е.С. Бурксера 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. Бурксера по радиоактивности углей в Кузбассе. Это был один из первых на-

учных радиологических центров, оказавших влияние на развитие радиационных исследований в других регионах России. Е.С. Бурксером с 1911 г. был организован выпуск первых в России систематических печатных изданий по изучению радиоактивности и их носителей – радиоактивных элементов «Труды химической и радиологической лаборатории».

Показателем возросшего интереса русских ученых к новой области естественных знаний является увеличение публикуемых статей в журналах и докладов на конференции. Так, по данным А.А. Макаревича и др. (1973) на Первом Менделеевском съезде (1907) был лишь один доклад В.А. Бородавского «Об энергии радия», тогда как на Втором съезде (1911) уже было 6 докладов по данной тематике.

Физики и химики к 1911 году стали понимать, в их исследованиях чего-то не хватает, так как идет только научное дебатирование. Наиболее полно эту мысль отразил Н.А. Умов на закрытии Второго Менделеевского съезда (1911 г.).

Открытие радиоактивности привлекло внимание не только химиков и физиков, но и геологов, и, прежде всего, в Европе, обративших внимание, что с использованием этого явления можно определить возраст планеты и причину её тепла (Р. Стретт (Рэлей), Дж. Джоли, Б. Болтвуд и др.).

26 октября 1904 года, открывая заседание Русского минералогического общества академик А.П. Карпинский отметил, что радиоактивные вещества, открытые в минералах урана представляют интерес как объект исследования, которым занимается общество и не более чем (Ильина, 1973).

Геологи России ещё 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 уже было принято решение начать систематическое изучение на территории России радиоактивных минералов. Но ничего не осуществлялось. В.И. Вернадский ещё не проникся важностью этого открытия и его огромный организаторский талант в решении глобальных проблем ещё дремал.

А первая информация о наличии месторождений радиоактивных минералов в России уже была, и она принадлежала И.А. Антипову, которому в 1899 году через химика Гелкома, профессора Б.Г. Карпова были переданы образцы с медного месторождения Тюя-Муюн, отрабатываемого китайцами ещё в древности. В них, И.А. Антипов обнаружил урановый минерал – хальколит (медный уранит). Об этом он сделал сообщение на заседании Минералогического общества в 1900 году. Он отмечал, что урановые минералы в Российском государстве редкость, а исследованный им минерал является богатой урановой рудой. В 1904 году инженер Х.И. Автунович начал его добычу на личные деньги (Погодин и др., 1977).

Это были образцы с первого уранового месторождения Российского государства – знаменитого Тюя-Муюна, давшего в 1922 году первый российский радий (Погодин и др. «Как добыли советский радий», 1977), на изучении и освоении которого воспиталась большая плеяда блестящих специалистов в области урановой геологии, геохимии, ми-

нералогии и химической технологии урана: А.Е. Ферсман, Д.И. Щербаков, В.Г. Хлопин, Е.А. Ненадкевич, Г.О. Ерчиковский, И.Д. Курбатов, С.П. Александров, И.Я. Башилов, А.А. Байков, А.П. Герасимов, В.И. Спицын, А.С. Уклонский, А.А. Чернов и др., которые, когда пришло время, стали решать урановую проблему государства, используя эти знания и опыт. Побывал на этом месторождении 12–17 мая 1911 года и В.И. Вернадский.

В России в период 1896–1908 года еще не появился ученый, который мог бы осознать всю грандиозность научного открытия А. Беккереля, М и П. Кюри и других исследователей.

Как мы уже отмечали выше, В.И. Вернадский знал об открытии радиоактивности и работах в этом направлении. Но перелом произошел только после встречи с Д. Джоли, в 1908 году на съезде Британской ассоциации содействия развитию науки (Дублин, 1908), членом которой он состоял. Эта встреча стала спусковым механизмом активной творческой работы ученого, внесшего свой вклад в развитие учения о радиоактивности и в формировании нового научного направления, которое он определил под названием «радиогеология».

В связи с этим возникает вопрос. А знал ли В.И. Вернадский об этом открытии? Анализ имеющихся материалов позволяет ответить на этот вопрос утвердительно. Из хронологии его жизни мы видим, что в августе 1896 года профессор В.И. Вернадский находится в Европе (Берлин, Страсбург, Париж) и работает в библиотеках университетов этих городов. Летом 1900 года он вновь во Франции (Париж, Оверн). Уже это дает возможность предполагать, что он с высокой долей вероятности знал об исследованиях в области радиоактивности, проводимые во Франции и других странах Европы и до 1908 года. Об этом косвенно свидетельствует библиографический обзор к «Очеркам геохимии», вышедшей в 1924 году в Париже. Анализ этого списка к главе 6 («Радиоактивные элементы») показывает, что в нем присутствуют ссылки на большое число публикаций, охватывающих период с 1896 по 1908 года, начала активной работы В.И. Вернадского в этом направлении. Исследователю были известны и работы, проводимые в России, в том числе А.П. Соколова, П.П. Орлова и многих др.

Но научная мысль выдающегося ученого еще активно не включилась до той самой встречи с Д. Джоли, которая стала спусковым механизмом активной творческой научной и организационной работы ученого, внесшего свой неоценимый вклад в развитие учения о радиоактивности и в формирование нового научного направления, которое он определил позднее под названием «радиогеология».

Потребовалось время и была необходима гениальная интуиция В.И. Вернадского, присутствующего на докладе Дж. Джоли в 1908 году на съезде Британской ассоциации содействия развитию науки (Дублин, 1908), членом которой он состоял. Вот как вспоминает 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 году 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 её носителей – радиоактивных элементов.

Оценка его роли в становлении и развитии учения о радиогеологии и радиогеохимии сделана в многочисленных публикациях (Альтгаузен, 1969; Герасимовский, 1963; Зайцева и др., 1961; Полканов, 1963; Титаева, 1988; Трифонов и др., 1974; Ферсман, 1946; Хвостова, 2006; Щербаков Д.И., 1946, 1963 и многие другие). В данной статье мы только акцентируем внимание на некоторые общие вопросы в связи с переосмыслением наследия В.И. Вернадского в год его 150-летия и появившимися новыми материалами (Наумов и др. 1996; Наумов, 2004, 2009; Рихванов, 2009 и др.).

По-видимому, 1908 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.

В.И. Вернадский 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.

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 была организована 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. Колловрат-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 Радиовой комиссии», в которых помещались отчеты о работе экспедиций (всего в свет вышло 10 номеров).

По мере того, как накапливались данные о содержании радиоактивных веществ в земной коре, минеральных водах, грязях, почвах и об ионизации воздуха, появилось понятие о естественном радиационном фоне. Основоположником учения о естественном радиационном фоне является В.И. Вернадский (1926, 1965), им были сформулированы фундаментальные идеи о роли радиогенного тепла в эволюции Земли, закономерностях рассеивания и аккумуляции естественных радионуклидов, очерчены основные контуры исследования естественного радиационного фона как самостоятельной научной проблемы.

До 1940-х гг. изучение естественной радиоактивности природных объектов проводилось эпизодически, исследователи не располагали достаточно точными методиками определения радиоактивных веществ. К работам в этот период относятся также исследования В. Оболенского (1919), В.И. Баранова (1926, 1929), Е.Г. Грачевой (1928, 1938), А.А. Ломакина (1927), Е.С. Меркулов (1937) по радиоактивности атмосферы и атмосферных осадков. Изучением радиоактивности минеральных источников занимались В.И. Баранов, А.Н. Огильви (1916), И.Е. Старик (1936) и др.

В.И. Вернадский, как основатель биогеохимии показал, что существует зависимость биохимических процессов в организмах и развития жизни на Земле от химического элементарного состава земной коры, включая явление радиоактивности.

В 1932 году В.И. Вернадский делает доклад в Германии и Бунзенском обществе (сравнительно малоизвестный до недавнего времени в России), в котором поднимает вопрос о необходимости составления карты биосферы радиоактивности на основе количественного изучения рассеянных радиоактивных атомов – U, Th, Pa, Ra, Rb 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 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, науке 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 – науку 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 конкурсе 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).

Поднятые им на конгрессе проблемы геохронологии и теплового баланса Земли 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.

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. При таком положении вещей понятия интенсивности геологических процессов вообще не могло существовать. Наиболее авторитетные исчисления Л. де Бюффона отводили всей геологической истории 181 000 лет, а исчисления возраста Земли У. Томсона (лорд Кельвин) по скорости ее остывания составил 40–60 млн. лет. Понятно, что первые «полученные значения» радиологов 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 был вынужден допустить 500 млн. лет до начала палеозойского времени.

На конгрессе по докладу В.И. Вернадского была создана Международная комиссия по геохронологии, и В.И. Вернадский был выбран ее вице-президентом.

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.

Только на этом фоне появилась возможность постановки целенаправленных исследований по эволюции геологических процессов и в первую очередь процессов рудообразования. Естественно, что эти исследования начались с уранового рудообразования, несущего непосредственные возрастные метки (Казанский В.И., Лаверов Н.П., Тугаринов А.И. Эволюция уранового рудообразования. М.: Атомиздат, 1978. 207 с.).

Наконец сам термин радиогеология активно вошел в науку после этого доклада В.И. Вернадского, хотя он употреблялся им еще в его лекциях по геохимии, читанных в Сорбонне в 1923–1924 гг.

В шестом разделе «Очерков геохимии» (третьем русском издании, 1934) В.И. Вернадский делает обобщение по основным вопросам геохимии радиоактивных элементов и отмеченные ими геохимические особенности урана и тория находят полное подтверждение в последующих работах всех специалистов, работающих в этом направлении.

Прежде всего это общие и отличительные особенности геохимии урана и тория в магматическом, гидротермальном и эндогенном процессах, обусловленной разными валентностями урана (+4, +6) и тория (только +4); «всюдность» их присутствия; постоянство величин $\text{Th}:\text{U}$ отношения в продуктах магматических процессов; существование радиоактивного равновесия между Ra и U, принимаемом за $3,7 \times 10^{-7}$ г. Ra на 1 г U.

Он выделяет три типа месторождений урана и тория:

- 1) Минералы пегматитовых жил кислых пород;
- 2) Минералы, осажденные в минеральных жилах из гидротермальных водных растворов при сравнительно высокой температуре и давлении;
- 3) Минералы, образованные в биосфере или в стратосфере из урансодержащих растворов при невысокой температуре.

В заключении этого раздела он пишет: «**Надо найти и познать радиогеохимию планеты, часть новой области геологии – радиогеологии**» (Вернадский, 1934).

В этой фундаментальной работе, которая была и есть настольной книгой для начинающих заниматься вопросами, связанными с радиоактивными элементами, обращает на себя внимание огромное количество ссылок на первоисточники. Их более 200. К великой чести В.И. Вернадского надо признать, что он был в курсе всех наиболее важных событий и публикаций в этой области, которые были на тот момент времени, чего не скажешь о зарубежных авторах, если, например, судить по книге «Ядерная геология», написанная 24 ведущими учёными западных стран, изданной Геологической службой США и переведённой на русский язык в 1957 году. В этой интересной и полезной книге нет ссылки и на В.И. Вернадского, хотя на некоторые работы российских учёных они имеются.

Этот этап становления учения о геохимии радиоактивных элементов можно назвать радиевым (Хвостова, 2006). Именно в это время 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.).

Для интенсификации работ по радию в 1918 году в Петрограде было создано Радиевое отделение, работой которого руководил Л.С. Коловрат-Червинский и близко одновременно создаётся Радиевая ассоциация, предтеча будущего Радиевого института. После многочисленных преобразований и объединений в январе-апреле 1922 году утвержден Радиевый институт, который возглавил В.И. Вернадский. Директором его он был до 1938 года, с перерывом в период пребывания В.И. Вернадского в Париже

(май 1922 – март 1926 гг.)

В отличие от других Радиевых институтов и лабораторий мира (Париж, Вена, Манчестер и др.) в российском его аналоге, кроме физического (руководитель Л.В. Мысовский) и химического (руководитель В.Г. Хлопин) отделов существовал минералого-геохимический отдел, которым руководил сам В.И. Вернадский, необходимость которого была обусловлена тем, что надо было найти в России источники радиевых и мезоториевых руд. В этом же институте с 1928 по 1934 год находилась знаменитая биогеохимическая лаборатория (БИОГЕЛ), в которой изучалась геохимия живого вещества, в том числе радиоактивных элементов (П.И. Марковский и др.). Бесконечными хлопотами В.И. Вернадского для исследования физических процессов при радиоактивности в Радиевом институте был построен циклотрон, на котором были проведены работы, в дальнейшем позволившие в короткий срок решить проблемы в области атомной промышленности (исследования в области теории радиоактивного распада – Г.А. Гамов и др.; нейтронной физики – И.В. Курчатов, И.И. Гуревич; физики деления ядер – Л.В. Мысовский; К.А. Петржак и др.; дозиметрии – Г.В. Горшков и др.).

Этот институт дал плеяду блестящих исследователей в области разработки и методов анализа радиоактивных элементов (Л.В. Мысовский, Л.Я. Атрашенко и др.), методов опробования и геохимических исследований горных пород (Л.В. Комлев, А.Я. Крылов и др.), почв (В.И. Баранов), нефтесодержащих и морских вод (В.И. Баранов, В.Г. Хлопин и др.), разработки методов определения абсолютного возраста (Э.К. Герлинг, И.Е. Старик и др.). И, конечно, институт сыграл выдающуюся роль в разработке технологий получения радия, а затем и других элементов (радиохимическая школа В.Г. Хлопина).

Открытие радия в нефтяных пластовых водах, по мнению В.И. Вернадского, заставило в сильной степени углублять и менять представление об истории радия в пластовых водах (Вернадский, Хлопин, 1932).

Работами, главным образом, Государственного радиевого института, разных учреждений бывшего Геологического Комитета и Академии Наук СССР, установлено нахождение богатых радием и иногда мезоторием солевых и рассольных, холодных (Ухта) и горячих (Грозный) подземных вод в нефтеносных районах на глубинах в сотни метров от земной поверхности. Всё это вылилось, в конечном итоге, в разработку технологии получения радия из вод Ухтинского месторождения (Л.Н. Богоявленский и др.).

В.И. Вернадский (1932), оценивая работы русских учёных в этой области, говорит о том, что в последние годы вскрылись явления огромного, еще не вполне осознанного значения в истории радия, получается совершенно новая картина его распределения в земной коре, открывается его негаданная концентрация в подземных пластовых водах. Он подчеркивает, что обнаруживается огромный новый источник добычи радия.

В 1930-х годах в Радиевом институте под руководством В.И. Вернадского начали изучать содержания урана в природных водах суши с целью нахождения урановых месторождений («Радиевый институт...», 1972).

В.И. Вернадский (1930) впервые отмечает, что установление существования вод, несущих радий, заставляет обратить внимание на другое, грандиозное и важное явление в истории природных вод и радиоактивных элементов, получающее в то время новое освещение. Это явление – радиоактивность морской воды.

Следует отметить, что, несмотря на то, что научная мысль учёного в этот период времени была занята разработкой учения о биосфере и геохимии живого вещества, он постоянно следит за всеми научными результатами в области радиоактивности. Во время своих поездок за границу он встречается с ведущими специалистами мира, занимающихся этими проблемами. В сентябре 1929 года он посещает лабораторию Отто Гана в Германии, а в октябре 1933 в Оксфорде и Кембридже он встречается с Эрнестом Розерфордом и Фредериком Содди. Он ведёт активную переписку с Марией Кюри, работал в её лаборатории и выполнял в ней исследования урановых минералов, повидимому, менделеевита, из района р.Слюдянки, статья о котором опубликована в 1923 году в Париже.

Всё это давало ему возможность ориентировать направления научных исследований в Государственном Радиовом институте в нужном направлении.

А глубокое понимание истории развития человеческих знаний подсознательно подсказывало ему, что человечество подходит к определённом рубежу. В 1922 году он пишет, «...Мы подходим к великому перевороту в жизни человечества... Недалеко время, когда человек получит в свои руки атомную энергию... **Сумеет ли человечество воспользоваться этой силой, направить её на добро, а не на уничтожение**». Если ещё в 1910 г. он ещё **«с надеждой и опасением» всматривается в нового союзника и защитника**, то сказанное им в 1922 уже звучит по-другому.

С момента открытия деления ядер изотопа U^{235} (1938–1939 гг.) человечество находится на грани открытия уникального источника энергии – энергии деления ядра атома, когда при распаде 1 ядра U^{235} выделяется 212 Мэв энергии, а реакция является цепной и самоподдерживающейся.

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

В российском варианте освещения этого исторического этапа отсутствует объективная оценка роли В.И. Вернадского и его коллег-геохимиков. Считается, что у истоков ядерной программы СССР был И.В. Курчатов. Но это несколько не 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.1940 ... о новой атомной энергии урана-235. ... Никогда не думал, что доживу до реальной постановки (вопроса) об использовании внутриатомной энергии. (Примечание: Статья написана американским журналистом Уильямом Лоуренсом в надежде

на то, что она обратит внимание правительств на то, что фашистская Германия работает над созданием атомной бомбы)...» И вновь, как и при решении проблемы радия в 1910–1922 гг., В.И. Вернадский на 78 году жизни проявляет свои недюжинные организаторские способности. Он пишет письмо в Отделение геологических и географических наук Академии.

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

12 июля он, вместе со своими учениками и соратниками В.Г. Хлопиным и А.Е. Ферсманом, направляют письмо заместителю председателя Совнаркома СССР Н.А. Булганину записку «О техническом использовании внутриатомной энергии».

«22.07.40 г. Образована комиссия по урану при Академии Наук.»

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

Судя по имеющимся документам (Горелик, 1996), в Академии Наук возникают разногласия по направлению работ. Так, академик А.Ф. Иоффе обратился даже со специальной запиской в Президиум АН, что в Комиссию включён лишь один специалист по физике атомного ядра – И.В. Курчатов, кстати до 1 апреля 1939 года работавший в физическом отделе Радиового института (Атомный проект СССР. Каталог историко-документальной выставки. 24 июля 20 сентября 2009).

«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».

Следует отметить, что этот этап научной деятельности великого естествоиспытателя В.И. Вернадского лучше всего, по нашему мнению, освещён в статье американского учёного Д. Холлоуэя (Холлоуэй, 1989). А сама история ярко об этом сравнительно кратковременном этапе развития учения о радиоактивности – ЭТАПЕ СОЗДАНИЯ ЯДЕРНОГО ОРУЖИЯ ОСВЕЩЕНА в книге В. Юнга «Ярче тысячи солнц» (Юнг, 1961).

К проблеме ядерной энергетики В.И. Вернадский возвращался ещё несколько раз. Так, 13 марта 1943 г., когда И.В. Курчатов уже начал организовывать свою новую лабораторию, после письма с фронта в Правительство капитана-артелириста Г.Н. Флерова, В. И. Вернадский направил на имя президента Академии наук письмо, в котором говорил о необходимости возобновить работу «Урановой комиссии» в связи с возможными применениями урана, а также потому, что страна после окончания войны будет нуждаться в новых видах энергии для восстановления своей экономики. Он писал, что видит признаки того, что работа в области атомной энергии проводится как союзниками СССР, так и его противниками.

Можно согласиться с утверждением Д. Холлуэя (1989) о

том, что наиболее интересной стороной деятельности В.И. Вернадского в годы войны, имея в виду проблемы атомной энергии, была не его практическая работа по решению проблемы урана, а скорее реализация идей, относящихся к ноосфере.

В письме, написанном в ноябре 1942 г., ученый высказывает свое убеждение в том, что война означает наступление новой эры. Он пишет: «В буре и грозе родится ноосфера. Подготавливавшееся в течение тысячелетий новое состояние жизни на нашей планете, о котором мечтали утописты, станет реальностью, когда война, т.е. организованные убийства, когда голод и недоедание могут сравнительно быстро исчезнуть с нашей планеты». Для В.И. Вернадского атомная энергия означала огромный шаг в ноосферу. Атомная энергия являла собой яркий пример возможностей человека преобразовать природу. Но она, как это предвидел В.И. Вернадский еще в 1922 г., ставила перед человечеством задачи ответственности за сохранение биосферы, дальнейшее существование которой должно было быть гарантировано.

Начиная с этого времени, все исследования связанные с изучением радиоактивности и её носителей – радиоактивных элементов, были направлены на выявление особенностей миграции и концентрирования радиоактивных элементов и, прежде всего, урана, как главного компонента ядерной бомбы. Все усилия государства в этот период были направлены на организацию работ по изысканию отечественных месторождений радиоактивных (уран-ториевых) руд. Стенмительно формируется новое направление в учении о полезных ископаемых – **геология месторождений радиоактивного сырья и минералогии радиоактивных элементов**.

Особенно преуспевали в этих работах советские учёные под руководством Д.И. Щербакова, А.П. Виноградова, А.Г. Бетехтина, А.А. Саукова, В.В. Щербины, О.М. Шубниковой, Е.З. Бурьяновой и др.

В 1947 г. начались широкомасштабные обследования рек европейской части СССР – Северной Двины, Печоры, Невы, Волги, Оки, Камы, Дуная и др. – под руководством И.Е. Старика, Д.С. Николаева, О.С. Меликовой, Ф.Е. Старик, Л.Я. Антрашенков и др. (Старик и др., 1958). Формируется новое научное направление в гидрогеологии – **радио-гидрогеология**.

Следует отметить, что наряду с лепестковыми электроскопами для измерения радиоактивности начинают внедрять и счётчик Гейгера – Мюллера и микрофотографические методы с использованием толстослойных фотопластинок. Широко используются методы радиохимии для выделения и концентрирования радиоэлементов.

Происходит реанимация сцинтилляционных счётчиков (в начале XX столетия использовали спинтарископы – экраны из сульфида цинка, на поверхности которых появлялись вспышки (сцинтилляции) при попадании α -частиц). Именно аппаратура с использованием сцинтилляционных счётчиков с применением разнообразных фотоумножителей привела к бурному развитию разнообразных методов измерения, как общей радиоактивности, так и отдельных её составляющих (содержание U, Th, K и др.), в том числе в

варианте аэрометодов. Так активно формировалось новое научное направление в геофизике – **радиометрия**.

В СССР и других странах в этот период идёт 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), материалы которой переведены на русский язык.

В работах учёных США Е.С. Ларсена, Ж. Фейра, Дж. А.С. Адамса, Кеннета Ж. Белла, Ганса Петерсона, Льюис Х. Аренса, Г.И. Нейрберга, а также учёных из бывшего СССР И.И. Абрамовича, Е.Г. Высокоостровской, Р. Д. Гаврилина, В.И. Герасимовского, Л.В. Комлева, Л.В. Дмитриева, Е.М. Еськовой, А.Я. Крылова, Л.Л. Леоновой, Д.А. и И.Г. Минеевых, А.И. Полякова, А.И. Семёнова, Л.В. Таусона, С.Д. Туровского, В.В. Чердынцева и других содержатся данные об особенностях накопления урана и тория в магматических образованиях. Аналогичные данные по метаморфическим и осадочным образованиям содержатся в работах М.Н. Альтгаузена, Я.Н. Белевцева, В.М. Гавшина, Н.П. Ермолаева, Ф.П. Кренделева, Н.Н. Плумана, Г.М. Шора, и др.

Обо всём спектре этих исследований можно судить по публикациям в журнале «Геохимия», систематический выпуск которого начался в 1956 году.

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, стала коллективная монография «Основные черты геохимии урана» под редакцией А.П. Виноградова (М., 1963) и издание 3-х томной монографии «Геохимия, минералогия и генетические типы месторождений редких элементов» (М., Наука, 1964), в которой можно увидеть много информации по урану и торью, геохимическая судьба которых тесным образом связана с редкими элементами.

К концу 60-х годов XX столетия развитие ядерной энергетики потребовало значительного увеличения поиска и освоения урановых месторождений. Расширение работ в этом направлении поставило задачу интенсификации исследований по теоретическим основам формирования природных скоплений урана. Было опубликовано много теоретических и описательных работ, но, в силу существовавшей секретности, без всякой географической привязки.

С целью координации этих исследований в 1972 году в г. Новосибирске под непосредственным началом Ф.Н. Шахова Первую Всесоюзную конференцию по радиоактивным элементам, а в 1975 аналогичную уже Вторую конференцию в г. Душанбе, а в 1991 году в Томске состоялась Третья и последняя Всесоюзная конференция по этой тематике. В материалах этих конференций представлены уникальные сведения по геохимии урана и тория в горных породах и геологических процессах. Произошёл своеобразный информационный прорыв в некогда закрытой для широкого обсуждения новой области знаний в радиогеологии – радиогеохимии.



Рис. 2. Коллективная фотография участников III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». Томск, 2009

В работах А.И. Тугаринова, А.М. Смыслова, А.И. Перельмана, Н.Н. Амшинского, С.Д. Туровского, Г.М. Шора, Р.П. Готтих, В.И. Данчева, С.Г. Батулина, А.И. Лаубенбаха, Ф.А. Алексеева, В.М. Гавшина, А.С. Митропольского, В.П. Ковалёва, А.Д. Ножкина, С.Д. Расуловой, С.Ф. Винокурова, Р.С. Журавлёва, Д.К. Осипова, Ю.В. Ильинских, С.М. Кравченко, И.Г. Берзиной, Г.Б. Наумова, С.В. Мельгунова, В.К. Титова, Б.К. Львова, Ю.М. Пузанкова, В.А. Злобина, А.Г. Миронова, 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 поро- и рудообразования, а также были определены места концентрирования урана в геологических процессах, вплоть до образования промышленных концентраций. Анализ этих материалов всё ещё ждёт своего исследователя (Рихванов, 2004).

В конце 70-х годов 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 позволило получать информацию об уровнях накопления радиоактивных элементов и формах их нахождения в любых природных образованиях, в том числе живом веществе и т.д.

Всё это позволило перейти к осуществлению мечты В.И. Вернадского о создании карты радиоактивности

России. Она была создана коллективом авторов ВСЕГЕИ под редакцией А.А. Смыслова и Л.И. Тихомирова (Санкт-Петербург, 1996). В последней редакции она издана во ВСЕГЕИ в 2008 г. Сегодня мы можем, используя данную карту, увидеть многие закономерности в рассеянии и концентрировании радиоактивных элементов в земной коре. И так, сбылась ещё одна мечта великого учёного. Это, конечно, не карта радиоактивности биосферы, но добротная её основа для литосферы.

Обобщение материалов по геохимии радиоэлементов в природных объектах за последнее десятилетие можно найти в материалах Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека» (Томск, 1996, 2004, 2009, 2013), о представительности предпоследней из них Вы можете судить по фотографии, приложенной к данной статье (Рис. 2), а о других достаточно полно материалы представлены в материалах предыдущей III конференции (Рихванов, 2009).

В них, наряду с проблемами, ранее обозначенными В.И. Вернадским как проблемы радиогеологии, широко обсуждаются вопросы нового научного направления в учении о радиоактивности – проблемы радиозекологии и геохимии ядерного техногенеза, появление которого В.И. Вернадский интуитивно предвидел ещё в 1910 году: «...с надеждой и опасением...» и о последствиях которого он предупреждал в 1922 году «... сумеет ли человечество воспользоваться этой силой, направить её на добро, а не на уничтожение...».

Хотелось бы надеяться, что сумеет.

Литература

- Альтгаузен М.И. Роль В.И. Вернадского в организации систематических поисков радиоактивных руд в нашей стране // Советская геология, 1969. – №3.
- Вернадский В.И. Труды по радиогеологии / Отв. Редактор Н.П. Лаверов, Ю.А. Шуколюков, Ф.Т. Яшина. – М., Наука, 1997. – 319 с.
- Герасимовский В.И. Основоположник минералогии и геохимии урана // Воспоминания о В.И. Вернадском. К 100-летию со дня рождения. – М., изд-во АН СССР, 1963.
- Горелик Г. В.И. Вернадский и советский атомный проект // Знание – Сила, 1996. – №3.
- Зайцева Л.Л., Фигуровский Н.А. Исследование явлений радиоактивности в дореволюционной России. – М., изд-во АН СССР, 1961.
- Наумов Г.Б., Омеляненко Б.И. Радиогеология в решении геологических проблем. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы I Международной конференции. – Томск, 1996.
- Наумов Г.Б. Радиогеология в системе научного знания. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы II Международной конференции. – Томск, 2004.
- Наумов Г.Б. Развитие радиозекологии в России. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции. – Томск, 2009.
- Полканов А.А. 25 лет некоторых идей и программы исследований по радиогеологии В.И. Вернадского // Изв. АН СССР, серия геология, 1963. – №3.
- Портнов А. В поисках урановой руды // Техника молодежи, 1975. – №11.
- Розерфорд Э. Избранные научные труды. Т.1. Радиоактивность. – М., Наука, 1971.
- Титаева Н.А. В.И. Вернадский – создатель радиогеологии. – Вестник МГУ, серия 4. Геология, 1988. – №1.
- Трифонов Д.И. и др. Учение о периодичности и учение о радиоактивности. Комментированная хронология важнейших событий. – М., Атомиздат, 1974.
- Учение о радиоактивности. История и современность. – М., Наука, 1973.
- Холлоуэй Д. В.И. Вернадский и атомная энергия // Очерки истории естествознания и техники. – Киев, 1989. – Вып.36.
- Щербаков Д.И. В.И. Вернадский и радиогеология // Записки Всес. минералог. Общества. Серия 2, 1946. – вып.1.4.75.
- Щербаков Д.И. В.И. Вернадский – основоположник радиогеологии // Изв. АН СССР, серия геологическая, 1963. – №3. – С.3–9.
- В.И.Вернадский: Жизнь во благо России. – М., издат. Дом «Ноосфера», 2003. – 211 с.
- В.И.Вернадский. Труды по радиогеологии. – М., Наука, 1997. – 319 с.
- В.И. Вернадский. Труды по истории науки. – М., Наука, 2002. – 502 с.
- Дневники В.И.Вернадского.1917–1921. Октябрь1917 – декабрь 1920. / Составители М.Ю. Сорокина и др. – Киев: Наукова Думка,1994. – 272 с.

22. Живое вещество и биосфера. – М., Наука, 1994. – 672 с. (Библиотека трудов академика В.И. Вернадского).
23. А.Е. Ферсман. ЖИЗНЕННЫЙ ПУТЬ АКАДЕМИКА ВЛАДИМИРА ИВАНОВИЧА ВЕРНАДСКОГО (1863–1945). / Записки

- Всерос. Минералог. общества, ч.LXXV, 1946.
24. Электронный ресурс: <http://www.ras.ru/vivernadskyarchive/3.aspx>.

КАК СОЗДАВАЛАСЬ МОНОГРАФИЯ «ОСНОВНЫЕ ЧЕРТЫ ГЕОХИМИИ УРАНА»

Г.Б. Наумов

Государственный геологический музей им. В.И. Вернадского, г. Москва

HOW THE BOOK “MAIN CHARACTERISTICS OF URANIUM GEOCHEMISTRY” WAS BEING CREATED

G.B. Naumov

Vernadsky State Geological Museum, Moscow, Russia

Abstract. The history of book creation. The role of each from 12 authors was marked.

Конец 50-х годов. Давно взорваны ядерные бомбы. Идет интенсивная работа по мирному использованию атомной энергии. Нужны исходные сырьевые материалы. И немало. Их надо искать. Ищут люди. Они должны знать и понимать что, где и как искать.

В предшествующие годы все, что касалось урана, находилось под секретом. Даже в отчетах не позволялось писать это слово, рвано, как и торий. Специальные шифровальщики писали вместо этого либо альбит и анортит, либо С и А, либо еще что-то. Но самое интересное, что приезжая на рудник я никогда не спрашивал шифра. Для профессионала все было ясно и так после прочтения нескольких страниц. Если Вы читаете «в зоне окисления обнаружены торнбернит и другие альбитовые слюдки». Нужен ли теперь шифр?

Потребность в кадрах разведчиков урановых руд стимулировало появление открытой отечественной литературы по урановым месторождениям. Начинают выходить сборники «Вопросы геологии урана», «Вопросы прикладной радиогеологии», издаются обзоры по урановым месторождениям зарубежных стран. Но в основном это были описания отдельных объектов.

Вот в такой обстановке академик **Александр Павлович Виноградов**, директор института геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского АН СССР, и решил создать книгу по геохимии урана. Понимая, что решение вопросов, встающих перед геологией невозможно без широкого применения данных геохимии, он поставил перед сотрудниками задачу: сжато, но всесторонне осветить основные достижения в этой области знания. Институт активно участвовал в атомном проекте, но главным образом по различным конкретным направлениям. Здесь же ставилась комплексная и достаточно широкая задача. В ее решение включились представители ряда лабораторий, и маститые доктора наук, и молодые сотрудники. Нужно было познать широкие круги геологов с последними данными о распространенности урана в горных породах, о формах его нахождения, особенностях поведения в самых различных геологических процессах, условиях его миграции, рассеяния и концентрации.

Александр Павлович часто ставил перед сотрудниками проблемные задачи, не требуя сиюминутных практических выводов, но повторяя «не делайте то, что делают все». Он всегда искал что-то новое. Годовые отчеты лабораторий, проходивших в его кабинете в деловой обстановке, он начинал примерно с таких слов:

– Ну, какие у Вас открытия, а если открытий нет, тогда будем смотреть, как вы выполнили план.

И всегда акцентировал внимание на новом, хотя и непонятном. Любил конкретные количественные величины, особенно если они вновь получены, их сопоставления для различных геологических объектов.

– Ваши цифры должны входить в справочники – говорил он.

Задача была поставлена, но формальный руководитель не назначен. Требовалась самоорганизация.

– Ученого я не могу заставить, я его должен убедить – говорил Александр Павлович – а кого я могу заставить, тот не ученый, а научный работник, он нужен, но он не создаст ничего нового.



А.П. Виноградов



В.И. Герасимовский

Основной авторский коллектив подобрался быстро и сам собой. Его составили сотрудники ГЕОХИ так или иначе связанные с урановой тематикой. Это определило особенность работы, где помимо обобщения литературного материала активно включались собственные наблюдения и разработки. Авторы были разные, но книга должна была быть единой. Монографией, а не сборником трудов на тему. Поэтому сразу же выработали единый план построения, приемлемый для всех глав, кроме первых двух вводных.

Организационную инициативу взял на себя профессор **Василий Иванович Герасимовский**, а в его помощниках оказался я. На меня упала и вся последующая работа с издательством. В институте лаборатория, занимавшаяся осадочным процессом, оказалась очень далека от урановых проблем. Василий Иванович сказал: «берем на себя, приглашаем еще специалистов из других институтов». В результате глава «Уран в осадочных породах» оказалась самой коллективной. Основным автором были **Анатолий Васильевич Коченов**, работавший в это время в ВИМС'е,



А.В. Коченов

но окончивший аспирантуру в ГЕОХИ и я, старавшийся все геологические данные анализировать с позиций геохимии. Гидрогеохимик **Алексей Иванович Германов** свел материалы по эпигенетическому перераспределению урана в осадочных породах, а В.И. Герасимовский внимательно подобрал имевшуюся литературу по содержаниям урана в осадочном чехле. Работали очень дружно.

Первую вводную главу «Основные особенности урана, определяющие его геохимию», мы поделили с Владими-



А.И. Германов

ром Витальевичем Щербиной. Он взял на себя все общие сведения об уране, оставив мне химию водных растворов урана, область, которой в то время я занимался наиболее активно.

Раздел «Кристаллохимия урановых минералов» полностью взял на себя заведующий кристаллохимической



Е.С. Макаров

лабораторией **Евгений Сергеевич Макаров**, автор идеи гомологического ряда в окислах урана.

Уран в магматическом процессе взял на себя полностью В.И. Герасимовский, проанализировавший не только его содержания, но и формы нахождения, отметив наличие инертных и подвижных форм и их значение для последующих процессов рудообразования.



Н.П. Ермолаев

Глава уран в пегматитовом процессе легла на плечи молодых сотрудников **Николая Петровича Ермолаева** и частично **Льва Сергеевича Тарасова**. Несмотря на то, что они сразу оценили низкую промышленную ценность данного типа природных объектов в отношении уранового сырья, они подробно разобрали геохимические связи в них урана, справедлив отметив, что это необходимо для правильного понимания его общей геохимии.

Геохимия урана в метасоматических процессах полностью написана **Алексеем Ивановичем Тугариновым**, ос-



Л.С. Тарасов

новываясь главным образом на детальные исследования Желтореченского месторождения Украины и, в меньшей степени, зарубежных месторождений. Он показал, что эти месторождения связаны с ранней стадией регрессивного метаморфизма и несут следы метаморфических или осадочных продуктивных толщ, с которыми связан источник урана.

Самая большая по объему глава «Поведение урана в процессах образования гидротермальных жильных ме-



А.И. Тугаринов

сторождений» создавалась тремя авторами **Виктором Леонидовичем Барсуковым**, **Георгием Борисовичем Наумовым** и **Нинель Тимофеевной Соколовой**, имевшими к этому времени опыт изучения урановых месторождений Советской Средней Азии и Рудных гор ГДР. Такой увеличенный объем в значительной мере был обусловлен практическим значением данной группы месторождений и количеством накопленного к тому времени фактического материала (только литературных ссылок 112). Естественно ни одно месторождение, на которых работали авторы не могло быть названо. Все оставалось анонимным.

Основываясь главным образом на известных эмпирических данных, авторы давали их обобщенное описание и искали связи между ними на основе материалов по химии урана. Не затрагивались такие дискуссионные проблемы как источники самих растворов и их рудной нагрузки. В результате были сформулированы две группы причин отло-



В.Л. Барсуков



Г.Б. Наумов

жения урана – взаимодействие растворов с вмещающими породами и явления дегазации рудоносного флюида. При этом было обращено внимание на сложный характер таких процессов, связанный с буферными свойствами вмещающей среды.

На долю **Владимира Витальевича Щербина**, ученика А.Е. Ферсмана, специалиста по геохимии отдельных элементов, выпала глава «Геохимия урана в зоне окисления». Он сосредоточил внимание на поведении урана в процессах окисления его жильных месторождений. В то время это было самое главное. Необходимо было правильно оценивать перспективы глубин найденных на поверхности урановых проявлений.

О разделе, характеризующем поведение урана в осадочном процессе, уже говорилось выше. Следует только



В.В. Щербина



Н.Т. Соколова

добавить, что уже после выхода этой работы появилось много новых данных, особенно относящихся к процессам диагенеза и эпигенеза, которых в то время просто еще не было. Роль осадочного процесса и живого вещества в накоплении региональных потенциальных запасов выкристаллизовалась позже.

Материал по урану в природных водах обобщил **Алексей Иванович Германов**, гидрогеохимик ближе всего стоявший к ураново-рудным проблемам. В соответствии с общей направленностью монографии уклон был сделан в сторону связанную с урановыми месторождениями.

Когда основной материал был уже готов, стало ясно, что это не геохимия урана во всеобъемлющем масштабе. Она не включает целый ряд разделов. Нет изотопии и геохронологии, в очень сокращенном объеме рассмотрены материалы не связанные с рудной тематикой. Было принято общее решение: монографию печатать в таком виде, но изменить ее название. Вместо широкого «Геохимия урана» использовать более узкое: «Основные черты геохимии урана». Главный редактор согласился, и в таком виде монография ушла в издательство.

Прошло 50 лет. Теперь можно взглянуть на ее содержание новыми глазами. За это время получено много новых данных, переоценены старые взгляды, выдвинуты новые идеи, написано много статей. Но основной материал книги, основанный на эмпирических данных, не устарел. Книга оказалась своевременной и была оценена по достоинству. Она была поставлена корневым материалом при присуждении Ленинской премии за научные исследования в области поисков и разведки урановых месторождений.

ОЦЕНКА РАДОНООПАСНОСТИ В ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

А.М. Адам, Ю.А. Громов, В.Б. Елагин, В.А. Коняшкин

ОГБУ «Облкомприрода», г. Томск, Белинского, 14, rad@green.tsu.ru

RADON HAZARD ESTIMATION IN TOMSK OBLAST

A.M. Adam, Yu.A. Gromov, V.B. Elagin, V.A. Koniashkin

Regional State-Financed Organization «Oblkomprroda», Tomsk, Belinskogo st., 14, rad@green.tsu.ru

Abstract. *The article covers general issues on the radon safety assurance for the Tomsk oblast population. The summary results are presented on the Rn-222 long-term monitoring of in Tomsk, Strezhevoy, and other big cities of the Tomsk oblast.*

Снижение облучения населения от природных радиоактивных источников – есть одна из важнейших и, пожалуй, наиболее сложных экологических проблем.

Годовая доза от естественного и техногенно-измененного фона в среднем равна 2,2 мЗв и составляет более 70 % общей дозы облучения населения. Основной вклад обусловлен присутствием радона в воздухе зданий (1 мЗв), гамма-излучением радионуклидов, содержащихся в грунте и строительных материалах (0,5 мЗв), поступлением радионуклидов с пищей и водой (0,4 мЗв), космическим излучением (0,3 мЗв).

Именно радон вносит наибольший вклад в радиоактивное облучение человека. Он ответствен примерно за половину дозы облучения, получаемой людьми от всех природных источников.

Активность радона (изотопы радон-220 и радон-222) зависит от содержания изотопов радия-226 и радия-228. Радон выделяется из почвы и строительных материалов в воздух и при вдыхании его происходит облучение клеток дыхательных органов. При распаде радона последовательно образуется цепочка дочерних продуктов, которая завершается стабильным элементом – свинцом. Основная часть дозы облучения обусловлена излучением дочерних продуктов распада радона – изотопов свинца, висмута и полония. Вследствие большой плотности (в 7,5 раза тяжелее воздуха) радон скапливается в подвалах и закрытых помещениях нижних этажей зданий.

Присутствие радона в воздухе помещений может быть обусловлено его поступлениями из следующих источников:

- грунтового основания здания;
- ограждающих конструкций, изготовленных с применением строительных материалов из горных пород;
- воды из системы внутреннего водоснабжения здания;
- сжигаемого в здании топлива.

Осознание значимости проблемы радона нашло свое отражение в ряде нормативных документов, в том числе, в «Законе о радиационной безопасности населения» и в «Нормах радиационной безопасности».

В качестве критерия по минимизации облучения радон принято:

- средняя по площади здания плотность потока с поверхности грунта без применения специальных мероприятий противорадовой защиты не должна превышать, 80 мБк/(м²·с);
- среднегодовая эквивалентная равновесная объемная ак-

тивность (ЭРОА) во вновь вводимом жилье – 100 Бк/куб.м, в старом жилом фонде – 200 Бк/куб.м.

Снижение содержания радона внутри помещений должно обеспечиваться за счет выбора для строительства участка с низким выделением радона из грунта, применения строительных конструкций, препятствующих проникновению радона из грунтового основания и удаления радона из воздуха помещений.

Правительством России (постановление от 06.07.94 г. №809) была принята федеральная целевая программа по снижению уровня облучения населения и производственного персонала от природных радиоактивных источников (ФЦП «Радон»).

Основными задачами программы «Радон» являются [4]:

- выявление жилищ и объектов производственного назначения, где превышаются или могут быть превышены контрольные уровни радиационно опасных факторов, а также установленные пределы эффективных доз облучения населения и производственного персонала;
- проведение детального радиационного обследования на выявленных объектах с повышенным природным фоном, расчет фактических доз облучения населения и производственного персонала, осуществление требуемых защитных и профилактических мероприятий;
- радиозэкологическое сопровождение строительства зданий и сооружений с целью заблаговременного принятия защитных мер;
- оценка радиоактивного загрязнения окружающей среды выбросами и сбросами промышленных предприятий, а также измерение содержания радионуклидов в готовой продукции и отходах производства;
- проведение медико-биологических наблюдений за выявленными группами повышенного радиационного риска с целью накопления эпидемиологических данных об отдаленных последствиях облучения;
- формирование баз данных о радиационной обстановке в регионах и картирование территории регионов по степени радиационной опасности.

На рисунке 1 представлена карта-схема районирования России по потенциальной радоноопасности. На представленной карте-схеме нами нанесены контуры Томской области.

Как можно заметить, Томская область располагается на территории с низкой радоноопасностью. Тем не менее, полностью такую опасность исключать нельзя. Поэтому в рамках выполнения программы «Радон» в г. Томске с

2001 г. лабораторией радиационного контроля ОГБУ «Облкомприрода» проводится радонометрия жилых и общественных зданий, школ и детских дошкольных, лечебно-профилактических учреждений. Перед началом строительства жилых и общественных зданий измеряется плотность потока радона с поверхности площадок под строительство. После завершения строительства перед приемкой в эксплуатацию новых объектов определяется содержание радона в помещениях.

Измерения проводятся как по заказу строительных фирм, так и по намеченному в лаборатории плану, охватывающему равномерно все обследуемые территории.

Обобщенные результаты измерений в г. Томске, г. Стрежевом и крупных населенных пунктах Томской области по радону-222 представлены в таблице 1.

Для измерений использовались приборы: «РАМОН», РРА-01М-01, РРА-10, пробоотборные устройства ПОУ-2, ПОУ-4. Измерения проводились согласно утвержденным методикам. Периоды измерений - конец весны, лето, начало осени. Показания приборов по радону-220 (торон) были ниже порога определения.

Практика показала несовершенство методики измерения плотности потока радона по активности его в почвенном воздухе, на это указывают и другие авторы, (например, [6]). Результат измерений зависит от многих внешних факторов и характеристик приборов и, подчас, превращается в «черную магию».

Считаем, что для оценки радоноопасности участков под строительство жилых и общественных зданий необходимо разработать и утвердить новые методики, ориентированные на содержание изотопов радия в грунте, исследуемого



Рис. 1. Карта-схема районирования России по потенциальной радоноопасности [7]

Таблица 1. Обобщенные результаты измерений по радону-222 в г. Томске, г. Стрежевом и крупных населенных пунктах Томской области

Плотность потока радона с поверхности почвы, мБк/(м ² •с)		Эквивалентная равновесная объемной активности (ЭРОА), Бк/куб.м	
Среднее значение	Максимальное значение	Среднее значение	Максимальное значение
35	60	25	75

при геологическом обследовании строительных площадок.

Учитывая то, что основная доля содержания радона в помещениях обусловлена поступлением радона из почвы под основанием зданий, предлагается для обеспечения радонобезопасности строящихся жилых зданий делать дополнительную изоляцию подвальных помещений, например, бетонные полы или подобное, что будет способствовать, в том числе, повышению санитарно-гигиенических параметров жилых и общественных зданий.

Литература

1. О радиационной безопасности населения [Электронный ресурс]: от 9 января 1996 года №3-ФЗ // Консультант Плюс: справ. правовая система. – Версия Проф. – Электрон. дан. – М., 2013.
2. Постановление Правительства России [Электронный ресурс]: от 06.07.94, №809 // Консультант Плюс: справ. правовая система. – Версия Проф. – Электрон. дан. – М., 2013.
3. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): СанПиН 2.6.1.2523-09 от 02.07.2009 (зарегистрированы в Министестве юстиции Российской Федерации 14 августа 2009 г., регистрационный номер 14534).
4. Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности: МУ 2.6.1.2398-08 от 02.07.2008.
5. Радоновая программа еще жива. // АНРИ, 1994. – №3(3). – С.54–68.
6. Кургуз С.А., Тарасов И.В. Уникальная радоновая аномалия ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», г. Красноярск, Россия, 4 декабря 2012, <http://radpro.ru/blog/incidents/>.
7. Уткин В.И., Газовое дыхание земли. // Соросовский Образовательный Журнал, 1997. – №1. – С.57–64.

ИЗУЧЕНИЕ ПЕРЕРАБОТКИ БЕДНЫХ УРАНОВЫХ РУД В МОНГОЛИИ

Б. Алтантуяа¹, Н. Норов²

¹Монгольский университет науки и технологий

²Монгольский государственный университет

STUDY ON PROCESSING OF LOW GRADE URANIUM ORES IN THE MONGOLIA

B. Altantuya¹, N. Norov²

¹Mongolian University of Science and Technology

²Mongolian State University

Abstract. *The paper is a further contribution to the study of the technology of a low-grade uranium ore processing in Mongolia. It describes a radiometric method of Dalt uranium ore enrichment, the use In Situ Leach in processing technology of Mongolian uranium mining.*

Настоящий доклад посвящен рассмотрению вопросов технологии переработки бедных урановых руд ($\leq 0,05\%$) Монголии. Возможность вовлечения в переработку бедного уранового сырья будет зависеть от прогресса в технологии переработки урановых руд и развития новых направлений. Поэтому обмен опытом и достижениями в данной новой области для Монголии представляет значительный интерес.

Разработка урановых месторождений ведется подземным (в шахтах), открытым (в карьерах) способами или методом подземного выщелачивания урана на месте его залегания. Выбор способа определяется конкретными горно-геологическими условиями и концентрацией урана в породе. На пример в зависимости от гидрогеологических особенностей и условий многолетней мерзлоты Далтынского месторождения, расположенного в Ундур-Улаан самоне Архангайского аймака мы предполагаем разработку этого уранового месторождения открытым способом.

Радиометрическое обогащение урановой руды Далтынского месторождения

Одним из методов механического обогащения, имеющим наибольшее практическое значение применительно к этим урановым рудам, является метод автоматической сортировки, основанный на использовании естественной радиоактивности.

Радиометрическое обогащение на этом месторождении может применяться в комбинации с кучным выщелачиванием.

Стандартной технологической схемой радиометрического обогащения является двухстадийная сортировка:

- Вся добытая горнорудная масса, погруженная в емкости (автомашины и др.), направляется на радиометрической станции и, в зависимости от содержания урана, разделяется на пустую породу, фабричную и богатые руды.
- Последующая более глубокая покусковая сепарация выделенных на радиометрическую станцию обогащенных сортов руды производится на радиометрических обогатительных фабриках, расположенных непосредственно на месторождении.

К основным технологическим характеристикам урановых руд, влияющим на эффективность радиометрического обогащения, относятся: контрастность, гранулометриче-

ский состав и распределение урана по классам крупности, наличие корреляционной связи урана с сопутствующими полезными компонентами.

К специфическим свойствам урановых руд, определяющим возможность применения к ним радиометрического метода обогащения, относятся радиологические свойства (радиоактивное равновесие, эманирование, присутствие других радиоактивных элементов (K_{pp} , K_z), особенности распределения урановой минерализации в кусках. Для этого месторождения:

$$K_{pp} = 0,5 - 1,1; K_z = 0,9 - 1,2.$$

На практике верхняя граница крупности сортируемых на радиометрических обогатительных фабриках классов составляет 300–100 мм и нижняя граница – 25–15 мм.

Мелкая фракция, не подвергаемая радиометрической сепарации направляется на переработку кучным выщелачиванием. Существенное различие в размерах кусков в сортируемом классе может оказывать неблагоприятное влияние на процесс радиометрической сепарации, приводить к нарушению принципа разделения по относительно содержанию урана и ухудшению технологических показателей.

Радиометрическая сортировка радиоактивных руд осуществляется на сепараторах, конструктивное решение которых в разных странах различно, но все конструкции сепараторов имеют одни и те же узлы: питатель, подающее устройство, радиометр, разделяющий механизм, вспомогательные устройства.

Различия в конструктивном исполнении датчика, размерах и числе используемых в датчике счетчиков (кристаллов), различия в расстояниях от датчика до куска, различия в степени экранировки датчиков от излучений, регистрируемых от рудных кусков, и от посторонних радиоактивных излучений (фона), а также различие естественных флюктуаций гамма-излучения.

Количественно разрешающая способность сепаратора представляет разность между относительными содержаниями полезного компонента в рудных кусках равного веса, отбираемых при одной и той же настройке в одноименный продукт (концентрат или хвосты) с вероятностью 95 и 5 %.

Если обозначить через α_{95} содержание полезного компонента в рудном куске, отбираемом в концентрате с веро-

ятностью 95 %, а α_5 – содержание в куске, отбираемом с вероятностью 5 %, то разрешающая способность:

$$Z = \alpha_{95} - \alpha_5$$

Порог разрешающей способности определяется выражением:

$$Z = (330\sqrt{n_{\Phi}t} + 272) / g \cdot S \cdot t$$

где N_{Φ} – скорость счета фоновых импульсов, имп/с; t – время измерения, с; g – вес рудного куска, г.

Разрешающая способность сепаратора в зависимости от крупности сортируемого класса изменяется от 0,1–0,8 % на мелком классе и до 0,02–0,04 % на крупном, что вполне достаточно для качественной сортировки большинства радиоактивных руд. Производительность сепараторов, используемых в настоящее время для переработки классов –200–50 мм и –50–25 мм, составляет 40–60 и 10–15 т/ч. На классах –25–15 мм и менее, в зависимости от принятого режима сортировки, производительность колеблется от 20 до 2–5 т/ч.

Подземное выщелачивание урановых руд в Монголии

В настоящее время одним из наиболее перспективных методов разработки бедных, а также глубокозалегающих месторождений, характеризующихся сложными гидрогеологическими и горнотехнологическими условиями, является способ подземного скважинного выщелачивания (ПСВ) [1–3]. Наиболее широко этот метод используется для добычи урана в Казахстане, Узбекистане и США, где таким способом добывается практически весь уран. В России способ подземного выщелачивания применяется при разработке Далматовского, Хохловского и Хиагдского месторождений [4]. В Монголии в последнее время в Хараат и Дулаан-Уулском месторождениях проводился промышленное испытание подземного выщелачивания с использованием серной кислоты.

Добыча урана методом ПСВ осуществляется с помощью технологических скважин, объединённых системой трубопроводов в эксплуатационные ячейки и блоки. Через нагнетательные скважины в продуктивный горизонт подаётся выщелачивающий (рабочий) раствор, содержащий реагенты, способные растворять содержащие уран минералы. Из откачных скважин на поверхность выдаётся продуктивный раствор, образующийся в подземном водоносном горизонте в результате физико-химического взаимодействия выщелачивающих реагентов с рудными минералами и вмещающими породами. Далее, в процессе переработки, из продуктивного раствора извлекается уран, а оставшиеся маточные растворы доукрепляются выщелачивающими реагентами в технологическом узле

закисления и снова подаются в нагнетательные скважины в качестве рабочего раствора [5].

Выщелачивание проницаемых месторождений не требует проведения горных работ для проходки горных выработок и разрушения руды, так как подача выщелачивающего и откачка урансодержащего товарного раствора осуществляются через скважины.

Процесс подземного выщелачивания урана из проницаемых руд пластовых месторождений состоит из следующих стадий:

- 1) подачи выщелачивающего раствора в пласт с целью обеспечения его контакта с частицами рудной массы, находящейся в пласте;
- 2) выщелачивания урана в процессе движения раствора вдоль пласта;
- 3) выдачи раствора на поверхность для извлечения из него урана (методами ионного обмена или экстракции).

Растворы после выделения из них урана доукрепляются выщелачивающим реагентом и снова направляются в пласт на выщелачивание.

Для правильной организации технологического процесса подземного выщелачивания обычно проводится ряд предварительных исследований:

- технологическое опробование кернов на моделях с целью определения основных технологических и технико-экономических показателей (извлечение, расход реагентов, продолжительность процесса и т.д.);
- геологическое и гидрогеологическое изучение обстановки на месторождении с целью определения геометрии рудного тела, его мощности, условий залегания, водоносности пласта и окружающих пород;
- определение скорости и направления естественного водного потока в пласте.

Применение метода подземного выщелачивания обеспечивает значительное увеличение эффективности производства и уменьшение количества твердых, жидких и газообразных отходов на единицу продукции. Снижение объемов отходов, их токсичности связано с тем, что твердые породы и урановые руды не извлекаются на поверхность, а откачка продуктивных растворов не приводит к образованию больших депрессионных воронок. Использование последних достижений науки и опыта промышленной эксплуатации участков подземного выщелачивания позволит снизить до минимума нарушения естественного ландшафта, практически полностью исключить загрязнение земель и почв, вод естественных водоемов.

Метод подземного выщелачивания позволил уменьшить капитальные затраты на организацию производства, снизить стоимость получения урана и существенно улучшить условия труда на гидрогенных урановых месторождениях Монголии.

Литература

1. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Methods of explotation of different types of uranium deposits*, IAEA-TEC-DOC-1174. – Vienna, 2000.
2. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Environmental Impact Assessment for Uranium Mine, Mill and In Situ Leach Projects*, IAEA-TECDOC-979. – Vienna, 1997.
3. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY, *Recent developments in uranium exploration, production and environmental issues*, IAEA-TECDOC-1463. – Vienna, 2005.
4. Истомин А.Д., Бабкин А.С., Носков М.Д., Чеглоков А.А,

Опыт применения информационной системы добычного комплекса для управления разработкой месторождения урана методом ПСВ. // Актуальные проблемы урановой промышленности: Материалы VI международной научно-

практической конференции.– Алматы, Республика Казахстан, 2010.

5. Добыча урана методом подземного выщелачивания. Под ред. В.А. Мамилова. – М. Атомиздат, 1980. – 248 с.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПОГЛОЩЕННЫХ ДОЗ РАДИАЦИИ В ПРОБАХ ПОЧВО-ГРУНТОВ И ВОДЕ ЗА СЧЕТ СОДЕРЖАВШИХСЯ В НИХ РАДИОНУКЛИДОВ ПРИ ПОМОЩИ ТЕРМОЛЮМИНЕСЦЕНТНЫХ ДЕТЕКТОРОВ

Н.Л. Алукер¹, Н.В. Сорокина¹, Я.М. Суздальцева^{1,2}

¹Кемеровский государственный университет, Кемерово, Россия, naluker@gmail.com

²Институт экологии человека СО РАН, Кемерово, Россия

RESEARCH AT THE ABSORBED DOSES OF THE RADIATION IN THE SOIL, GROUND AND WATER SAMPLES WITH THE USE OF THERMOLUMINESCENT DETECTORS

N.L. Aluker¹, N.V. Sorokina¹, Ya.M. Suzdaltseva^{1,2}

¹Kemerovo State University, Kemerovo, Russia, naluker@gmail.com

²Institute of Human Ecology of the Siberian Branch of the Russian Academy of Science, Kemerovo, Russia

Abstract. In this paper the method of dosimetry with the use of the thermoluminescent detectors developed by the authors is applied to estimate the radiating characteristics of soils and grounds.

The complex of these researches allows to recommend the dosimetry of soils as the cheapest and direct method of the estimation of the radiating characteristics of the objects in the environment.

Для оценки радиационных характеристик почв и грунтов была проведена дозиметрия с использованием, разработанных авторами термолюминесцентных детекторов ТЛД-К [1, 2].

Целью проведения дозиметрии в данном эксперименте являлось определение поглощенной дозы формирующейся непосредственно в пробах, которая обусловлена в основном присутствием природных радионуклидов и может быть определена достаточно строго благодаря почвозквивалентности [1, 3] применяемых детекторов на основе SiO_2 .

Схема эксперимента следующая. В килограммовую пробу после предварительного отжига на период 20 дней, закладывались детекторы ТЛД-К в алюминиевой фольге. По истечении отведенного времени детекторы были извлечены из проб и измерены на термолюминесцентной установке ДТУ-01М.

Параллельно в данных образцах измерялись активности природных радионуклидов и цезия, на основании чего рассчитывалась удельная эффективная активность. Измерения выполнялись на поверенном гамма спектрометре Прогресс-2000.

В выборке использовались пробы почв и пород отобранных в 2012 году в верховьях р. Уса Кемеровской области.

На рис. 1 приведены рассчитанные эффективные вклады измеренных радионуклидов в общую удельную эффективную активность поверхностных почво-грунтов.

Средние эффективные активности поверхностных грунтов и почв превышают активности коренных пород, выходящих на поверхность, в основном по цезию-137.

Практически во всех поверхностных пробах содер-

жание техногенного цезия-137 превышает глобальный уровень и обеспечивает более четверти в формировании среднего значения эффективной активности проб.

Загрязнение цезием обусловлено, вероятнее всего, глобальным фоном, вызванным кроме обычно рассматриваемых факторов (испытания, Чернобыль и т.д.) еще и аварией на АС «Фукусима». После аварии на АС «Фукусима» содержание цезия в поверхностных почво-грунтах по нашим наблюдениям возросло.

Средняя $A_{\text{эфф}}$ и среднее отклонение всех отобранных проб пород и грунтов с учетом погрешности и содержания техногенного цезия-137 составила 74 ± 25 Бк/кг. Без вклада цезия-137 величина $A_{\text{эфф}}$ не превышает 60 Бк/кг, что ниже обычно наблюдаемых активностей поверхностных проб грунта на территории области, и связано с низким содержанием калия в пробах данной выборки.

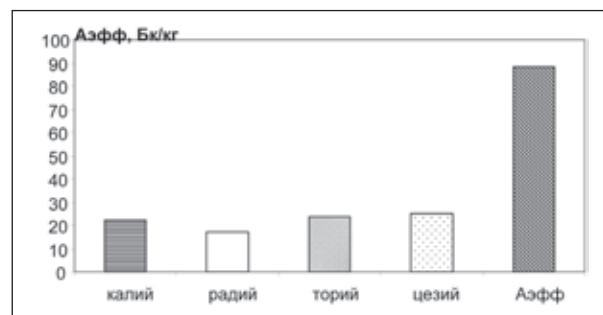


Рис. 1. Средние значения эффективных вкладов в общую удельную эффективную активность измеренных радионуклидов калия-40, радия-226, тория-232 и цезия-137, а также величина удельной эффективной активности поверхностных почво – грунтов

Таблица 1. Результаты определения удельной альфа-активности и активности плутония в пробах

Проба	Удельная альфа-активность, Бк/кг	$\Delta\alpha$, Бк/кг	Активность Pu-239, Бк/кг	$\Delta\text{Pu-239}$, Бк/кг	A_{Ra} по гамма, Бк/кг
грунт	620	120	13	3	20
грунт	640	120	14	3	17
грунт	460	110	10	2	12
торфяник	< 160		< 3,5		7
грунт	680	130	15	3	18
порода	970	180	21	4	26
торфяник	< 280		< 5		11

Таблица 2. Результаты дозиметрического контроля и суммарных альфа- и бета-активностей проб воды

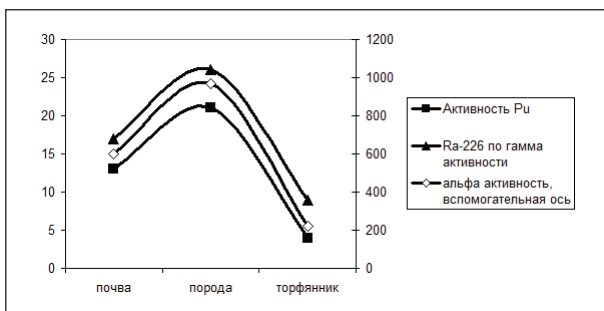
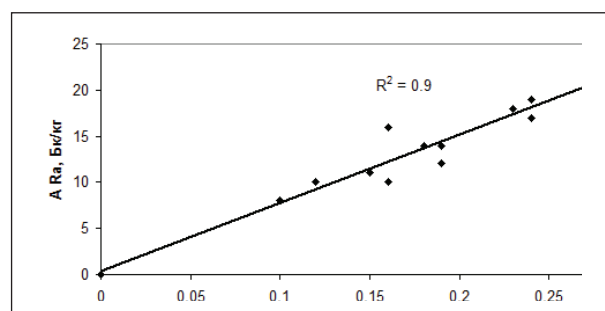
Характеристика пробы	Доза – фон, сГр/год	$\Sigma\alpha$, Бк/л	$\Sigma\beta$, Бк/л
река М.Тайгиш	0,05	0,06	0,6
река Б.Тайгиш	0,03	0,04	0,5
р. Ус	0,01	0,02	0,4
р. Кедровый	0,10	0,1	0,3
р. Булочный	0,08	0,07	0,3
р. Травянистый	0,03	0,03	0,3
река Шатай	0,08	0,05	0,3
река М. Шатай	0,05	0,03	0,3
г. Мурта (болото) и ручей	0,06	0,06	0,3
Сток вдоль дороги в районе источника	0,07	1,5	0,5
Источник в скалах сток с горы	0,02	0,09	0,5
р. Федосеевский слияние с р. Березовой	0,04	0,05	0,3
Река Березовая	0,03	0,04	0,3
р. Березовый (временный проезд)	0,12	0,07	0,3

Для некоторых проб из выборки проведены измерения общей альфа-активности и удельной активности плутония.

Значительную долю в загрязнение окружающей среды техногенными радионуклидами (в том числе и плутонием) вносят нештатные ситуации на атомных электростанциях и ядерных энергетических установках. Проблема загрязнения окружающей среды плутонием и америцием, будет существовать на протяжении тысячелетий. Реакция

$^{238}\text{U}(n, \gamma)^{239}\text{U} \rightarrow ^{239}\text{Np} \rightarrow ^{239}\text{Pu}$ может происходить и в природных условиях под действием нейтронов спонтанного деления и нейтронов из (α, n) реакции на уране, содержащемся в урановых рудах.

Абсолютное содержание радионуклидов плутония в почвах и атмосферных аэрозолях очень сильно варьирует в зависимости от расстояния от источника загрязнения. Средняя удельная активность радионуклидов плутония в

**Рис. 2.** Средние значения общей альфа-активности пробы, активности плутония и радия-226 по гамма-излучению в поверхностных почвах, марганцевой породе и пробах торфяника**Рис. 3.** Корреляция поглощенной дозы и активности радия в пробах

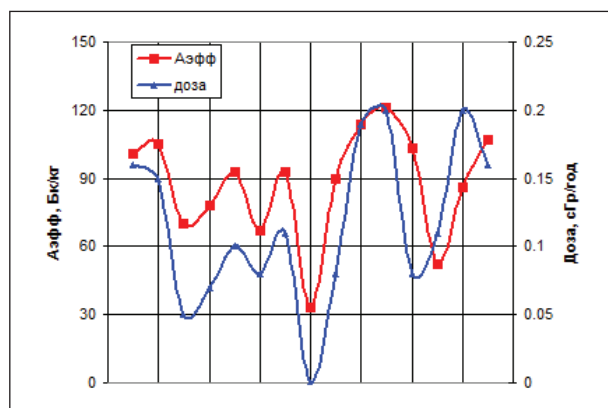


Рис. 4. График изменения поглощенной дозы (сГр/год) и общей активности (Бк/кг), включая активность природных радионуклидов и техногенного цезия в пробах отобранных почво-грунтов

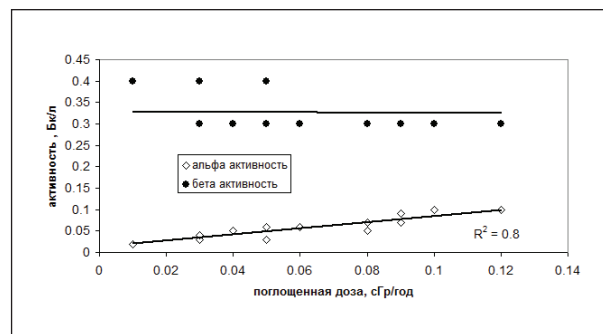


Рис. 5. Корреляция дозиметрических и радиометрических результатов

почвах для европейской части России ~ 14 Бк/кг при фоне глобального загрязнения почв около 6–10 Бк/кг.

Определение содержания альфа-излучающих нуклидов, к которым принадлежит и плутоний, и их идентификация представляют серьезную проблему. В связи с тем, что плутоний в природных средах находится в микроколичествах, наиболее распространенным способом его идентификации и количественного определения является альфа-спектрометрический метод. Нами измерения проводились на поверенном спектрометре МКГБ-01 РАДЭК включающем альфа-радиометр позволяющий определять общую альфа-активность проб, и откалиброванный также на определение активности Pu-239. В таблице 1 приведены результаты проведенного исследования.

Альфа-активность почво-грунтов в среднем составила 600 ± 100 Бк/кг, марганцевой породы 1000 ± 200 , торфяника ~ 250 Бк/кг. Активности плутония составили соответственно 13 ± 3 , 21 ± 4 и ~ 4 Бк/кг поверхностного слоя. В среднем измеренные содержания плутония соответствуют литературным данным о загрязнении почв России плутонием, за счет фоновое глобального загрязнения. На рис. 2 приведены усредненные данные для измеренных параметров.

Для почвенных проб наблюдается также хорошая корреляция поглощенных доз и удельной эффективной активности проб. Наиболее четко из измеряемых радионуклидов прослеживается корреляция с содержанием урана, по радио-226. На рис. 3 приведена линейная корреляция измеренных поглощенных доз в пробах, за счет содержащихся в них радионуклидов и активности радия в пробах.

На рис. 4 приведены графики изменения дозы и общей активности проб, включая природные радионуклиды и техногенный цезий.

Наблюдается корреляция дозы с активностью природных радионуклидов, в первую очередь, как видно определяемая содержанием радия-226. Следует отметить, что

корреляция поглощенной дозы с содержанием техногенного цезия в пробах не столь однозначна, что вполне объяснимо с точки зрения неоднородности его содержания в пробах.

Мы попытались применить термолюминесцентные детекторы и для анализа доз, накапливаемых в пробах воды за счет содержащихся в ней радионуклидов.

Для воды применение почвозэквивалентных детекторов не корректно, но учитывая оценочный характер эксперимента мы посчитали возможным провести предварительные оценки эффекта.

В таблице 2 приведены результаты дозиметрии, при помещении детекторов в отобранные пробы воды.

На рис. 5 приведена обработка результатов исследования в виде графика корреляции результатов дозиметрических и радиометрических исследований.

Видно, что бета-активность проб воды практически не меняется в выборке, а для альфа-активности и поглощенной дозы наблюдается корреляция с достоверностью 0,8. Из выборки при обработке был исключен образец с очень высокой альфа-активностью, что на наш взгляд явилось недостаточной корректностью ее определения, связанной с большим содержанием взвешенных частиц (сток с дороги). В дозиметрии этот образец не выделялся из общей выборки.

Таким образом и для проб воды наблюдается определенная корреляция поглощенной дозы и суммарной альфа-активности проб воды. Эксперименты в этом направлении будут продолжены.

Комплекс проведенных исследований позволяет рекомендовать дозиметрию почв, наряду с регламентированными методами, в качестве простого дешевого и прямого метода оценки радиационных характеристик объектов окружающей среды.

Литература

1. Алукер Н.Л., Артамонов А.С., Бакулин Ю.П., Данилович Е.Н., Крысанова О.Л., Рискина Р.В., Согоян А.В. Термолюминесцентный детектор ТЛД-К на основе SiO₂. // Вопросы атом-

ной науки и техники. Физика радиационного воздействия на радиоэлектронную аппаратуру. 2006. – №3–4. С. 86–88.

2. Алукер Н.Л., Горячкина Е.Б., Сорокина Н.В. Применение

натрий-силикатного стекла в качестве материала для термолюминесцентной дозиметрии. // Изв. ВУЗов. Физика. 2003. – №12. – С.23–29.

3. Алукер Н.Л., Бобров В.В., Суздальцева Я.М. Методические

особенности термолюминесцентного датирования археологической керамики с использованием термолюминесцентных детекторов излучения. // Бутлеровские сообщения. 2013. – Т.33. – №2. – С.130–136.

СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ МИГРАЦИОННОЙ МОДЕЛИ ОБЪЕКТА ОКОНЧАТЕЛЬНОЙ ИЗОЛЯЦИИ ВАО И ОЯТ

П.В. Амосов

ФГБУ науки Горный институт КНЦ РАН, Апатиты, Россия, vosoma@goi.kolasc.net.ru

IMPROVEMENT OF MIGRATION MODEL FOR HLW AND NFW DISPOSAL FACILITY

P.V. Amosov

Mining Institute KSC RAS, Apatity, Russia, vosoma@goi.kolasc.net.ru

Abstract. The paper describes the migration model for safety assessment of underground HLW and NFW disposal in crystalline rocks (e.g. the Nizhnekansky massif, Kola Peninsula). The mathematical models processed in software allow the simulate the radionuclide release out of solidified waste forms, their transfer through the geosphere and biosphere and, as a result the radiation exposure of population while consuming the contaminated drinking water. The interpretation of individual results of safety assessment is demonstrated on the example of the underground facility of processed NFW of Japanese APC. The potential advances of methodology are indicated for the safety assessment of HLW and SNF final isolation facilities in crystalline rocks.

Горный институт КНЦ РАН на протяжении почти 20 лет, решая, совместно со специалистами Росатома и западноевропейскими экспертами, накопившиеся в регионе проблемы ядерного наследия, внес определенный положительный вклад в решение проблемных вопросов по обращению с РАО и ОЯТ на Кольском полуострове. В частности, несколько лет назад была предложена миграционная модель объекта подземной изоляции ВАО и ОЯТ в кристаллических породах Кольского полуострова [4].

По мнению автора, разработанная в Горном институте миграционная модель имеет весьма неплохие возможности своего использования для оценки безопасности (или методологического образца [3]) объекта изоляции РАО в скальных породах Нижнеканского массива [4]. В соответствии с планами специалистов Росатома на протяжении более 20 лет в районе Нижнеканского массива выполняются исследования с целью выбора перспективной площадки для создания объекта окончательной изоляции РАО. Выполнен значительный объем работ. В частности, утверждена Декларация о намерениях строительства подземной исследовательской лаборатории (два перспективных участка «Верхнеитатский» и «Енисейский»), в ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года» предусмотрен значительный список мероприятий под названием «Строительство первоочередных объектов окончательной изоляции РАО (Красноярский край, Нижнеканский массив)» и другие.

Реализованная в собственном программном коде, разработанном на основе математических моделей и физических представлений, методология анализа безопасности подземного захоронения ВАО и ОЯТ в сценарии нормальной эволюции позволяет [1, 2, 5, 6]:

- рассчитывать динамику мощности эквивалентной дозы, а также вклад отдельных радионуклидов в суммарную вели-

чину мощности дозы при потреблении загрязненной питьевой воды;

- выполнять вычисления с вариацией значений многочисленных параметров модели (например, полуапертура, гидравлический градиент, расстояние до трещины и др.) и определять тот набор значений параметров системы, который гарантирует безопасность захоронения;
- обеспечивать разработчиков проекта хранилища достаточной технической информацией, которая может быть положена в основу как оптимизации проекта захоронения, так и выбора площадки (свойства матрицы отходов, размещение ячеек захоронения, гидрогеологические параметры, геохимические свойства и т.д.);
- идентифицировать наиболее значимые траектории распространения радиоактивности, параметры модели и др.

Оценка безопасности подземного хранилища ВАО и ОЯТ в сценарии нормальной эволюции выполняется с использованием трех взаимосвязанных подмоделей: диффузионная подмодель; подмодель адвекции-диффузии; подмодель биосферы.

Первая подмодель описывает диффузионный перенос радионуклидов в однородной скальной породе с учетом особенностей источника члена.

Вторая подмодель применяется для расчета переноса радионуклидов с потоком подземной воды по трещинам постоянной гидравлической апертуры (автор модели Tang D.H. [7]).

Третья подмодель описывает разбавление радионуклидов в биосфере и результирующие радиологические последствия при потреблении человеком загрязненной питьевой воды.

Тестирование модели оценки потенциальных радиологических последствий подземного захоронения ВАО и ОЯТ в кристаллических породах выполнялись на основе обобщенных исходных данных без привязки к конкретной пло-

щадке. Рассматривалась ситуация размещения отходов в стабильных формациях гранита на глубинах 500–1000 м. Предполагалось, что металлический контейнер в течение 10 веков будет защищать отходы от контакта с подземной водой.

Для описания источникового члена использовались характеристики переработанного ОЯТ с японских АЭС с реакторами типа BWR. Система сферических источников помещена в блок гомогенной скальной породы. Далее предполагается наличие нескольких водонесущих трещин с различными геометрическими и гидрологическими параметрами. При этом все трещины независимы, но для консервативности оценки имеют связь с одним и тем же водонесущим горизонтом или водоемом.

Геохимия геологического окружения, особенно химические и электрохимические характеристики глубоких подземных вод, играют важную роль в процессах высвобождения радионуклидов из отвержденной формы отходов и их миграции в геологических формациях. Анализ отчетных материалов японского института JAERI позволил подготовить исходную информацию по геохимическим параметрам кристаллических пород Японии.

Изучение публикаций, посвященных исследованиям переноса примесей потоками воды по трещинам (STRIPAD-3D, INTRAVAL), позволил составить некоторое представление о геометрических и гидрогеологических параметрах трещин. Проанализированная информация позволила прийти к выводу: при изучении влияния параметров полуперфорации и гидравлического градиента на безопасность могильника обозначенные параметры представляется разумным проварьировать в интервалах 50–500 мкм и 10^{-7} – 10^{-3} м/м, соответственно.

Исходные данные для биосферной модели заимствованы из справочника по радиационной безопасности. Объем источника питьевой воды принят равным 10^6 м³, что сравнимо по порядку величины с объемом озер, используемых жителями небольших населенных пунктов в качестве источника питьевой воды. Учет фактора размещения хранилища в районах непригодных для использования водных энергоресурсов, позволяет с определенной долей осторожности рекомендовать для выполнения расчетов следующие значения коэффициента водообмена: для консервативной оценки $0,0 \text{ год}^{-1}$, а для реалистичных оценок использовать интервал значений от $0,001$ до 1 год^{-1} .

Результаты тестирования при принятых параметрах модели могут быть интерпретированы следующим образом [1, 2, 6]:

- достижение радионуклидами биосферы в максимальных количествах происходит через сотни тысяч лет;
- если за верхний предел мощности эквивалентной дозы принять значение $0,1 \text{ мЗв/год}$, как это рекомендовано в Швейцарии и странах Скандинавии, или 10 мкЗв/год , как в России, то в данной ситуации можно говорить о безопасности могильника;
- в различные моменты времени основной вклад в мощность дозы привносят несорбирующиеся и слабо сорбирующиеся радионуклиды – ^{99}Tc и ^{129}I ;
- определяющая роль ^{99}Tc имеет место вследствие его высокого содержания в переработанном ядерном топливе

японских АЭС;

- вклад в мощность дозы сорбирующихся радионуклидов (^{235}U , ^{238}U и др.) незначителен.

С момента создания миграционной модели прошло более 10 лет, и намечились некоторые пути ее совершенствования [2, 6]. Первый путь лежит в расширении описания процесса выщелачивания радионуклидов из матрицы отходов. Например, в случае остеклованных ВАО может найти свое применение модель двухкомпонентного выщелачивания. Двухкомпонентная модель выщелачивания предполагает наличие разных скоростей выщелачивания активности из матрицы отходов $L(t)$ («быструю» компоненту с периодом высвобождения порядка 1000 лет и «медленную» компоненту с периодом высвобождения около 22000 лет):

$$L(t) = B_1 \exp(-\lambda_{11} \cdot t) + B_2 \exp(-\lambda_{12} \cdot t),$$

где $\lambda_{11} = \lambda + K_{11}$, $\lambda_{12} = \lambda + K_{12}$, $B_1 = Q_0 \cdot f_1 / R$, $B_2 = Q_0 \cdot f_2 / R$, $R = f_1 / K_{11} + f_2 / K_{12}$, f_1, f_2 – доли «быстрой» и «медленной» компонент выщелачивания; K_{11} и K_{12} – коэффициенты скорости выщелачивания соответствующих компонент; Q_0 – начальная активность радионуклида в отвержденной сферической форме радиусом R_0 .

Аналитическое решение методом преобразования Лапласа краевой задачи, записанной для диффузионного переноса растворенной радиоактивности $C(r, t)$ в приближении линейной изотермы сорбции в сферической системе координат, имеет следующий вид [2]:

$$C(r, t) = \frac{\exp(-\lambda \cdot t)}{4\pi \cdot r R_0 \sqrt{D_a}} \sum_{j=1}^2 \frac{B_j}{b_j + K_j} \times \\ \times \left\{ \frac{1}{2} \exp(-\lambda_j t) \cdot (b \cdot G(K_j, \alpha, t) + \sqrt{K_j} \cdot F(K_j, \alpha, t)) - \right. \\ \left. - b \exp(b\sqrt{\alpha} + b^2 t) \cdot \operatorname{erfc} \left[\frac{1}{2} \sqrt{\alpha/t} + b\sqrt{t} \right] \right\}$$

где для сокращения записи использованы следующие обозначения:

$$F(K_j, \alpha, t) = \left(2 \sin \sqrt{\alpha} K_j \cdot \left(\frac{\exp[-\alpha/(4t)]}{\pi \sqrt{\alpha/t}} - \operatorname{erfc} \left(\frac{1}{2} \sqrt{\frac{\alpha}{t}} \right) \right) + \right. \\ \left. + \frac{4}{\pi} \exp[-\alpha/(4t)] \sum_{n=1}^{\infty} A_n \left[\sqrt{\alpha/t} \sin \sqrt{\alpha} K_j + \operatorname{sh}(n\sqrt{K_j t}) \right] \right)$$

и

$$G(K_j, \alpha, t) = \left(2 \cos \sqrt{\alpha} K_j \cdot \operatorname{erfc} \left(\frac{1}{2} \sqrt{\alpha/t} \right) + \right. \\ \left. + 2 \frac{\exp[-\alpha/(4t)]}{\pi \sqrt{\alpha/t}} \cdot \left(1 - \cos \sqrt{\alpha} K_j \right) + \right. \\ \left. + \frac{4}{\pi} \exp[-\alpha/(4t)] \sum_{n=1}^{\infty} A_n \left(\cos \sqrt{\alpha} K_j - \operatorname{ch}(n\sqrt{K_j t}) \right) \right),$$

а коэффициент A_n имеет вид

$$A_n = \frac{\exp(-n^2/4)}{n^2 + \alpha/t},$$

где r, t – пространственная и временная координаты; λ – постоянная распада; D_a – наблюдаемый коэффициент диффузии [5];

$$\alpha \equiv (r - R_0)^2 / D_a; b \equiv \sqrt{D_a} / R_0; -K_j \equiv \lambda - \lambda_{1j}.$$

Анализ бесконечных рядов показывает, что они сходятся. Выполняются оба условия сходимости, а именно:

$\lim_{n \rightarrow \infty} u_n \rightarrow 0$ и $\lim_{n \rightarrow \infty} \left| \frac{u_{n+1}}{u_n} \right| = q < 1$. Количество членов рядов, которое необходимо брать в рассмотрение зависит помимо параметров мигранта от значений пространственной r и временной t переменных. Например, как показали результаты выполненных численных экспериментов для изотопа ^{79}Se и разумных диапазонов $r = 1 \div 5$ м и $t = 500 \div 50\,000$ лет можно ограничиться тридцатью членами рядов.

Второй путь совершенствования модели касается блока адвекции-диффузии, который применяется для расчета переноса радионуклидов по трещине постоянной гидравлической апертуры $2d$ с потоком подземной воды. При этом скорость ламинарного потока в трещине V_f определяется посредством соотношения, справедливого для ламинарного течения, между параллельными пластинами через коэффициент гидравлической проводимости трещины K и градиент напора i :

$$V_f = K \cdot i = \frac{\rho \cdot g}{\mu} \cdot \frac{(2d)^2}{12} \cdot i, (*)$$

где ρ – плотность жидкости; g – ускорение свободного падения; μ – динамическая вязкость.

Очевидно, что трещина с пористостью равной единице является чрезвычайно идеализированной моделью. На самом деле чаще всего наблюдается заполнение объема трещины каким-либо материалом (в общем случае физико-химические характеристики материала-заполнителя могут отличаться от аналогичных параметров материала матрицы). Предлагается принять во внимание следующие физико-химические свойства материала-заполнителя трещины: плотность ρ_f , пористость ε_f и сорбционные свойства, а именно коэффициент распределения K_{df} (используется приближение линейной изотермы сорбции). Учет указанных параметров порождает фактор с новым физическим смыслом, а именно коэффициент задержки миграции радионуклидов по объему трещины (но не на стенках, как в модели Tang D.H. [7])

$$R_f = 1 + \frac{(1 - \varepsilon_f) \rho_f K_{df}}{\varepsilon_f}.$$

Таким образом, основное отличие задачи от ранее решаемой – есть учет эффектов сорбции по объему трещины. Но в такой постановке скорость воды по трещине будет определяться уже не соотношением (*), а выражением типа $Vf = K^* \cdot i$, где K^* – коэффициент гидравлической проводимости для трещины (геологического нарушения), с материалом-заполнителем.

Решение исходной системы уравнений получено методом преобразования Лапласа. Подробное описание решения задачи можно найти в работах [2, 5]. Для упрощения вида окончательного решения удобно обозначения:

$$M \equiv \frac{R_f}{V_f}, D \equiv \frac{d \cdot R_f}{2\varepsilon \sqrt{D_p R_p}}, N \equiv \sqrt{R_p / D_p},$$

$$W \equiv \frac{M}{D} x + N(y - b), T_m = Mx \text{ и } \bar{T} = \sqrt{t - T_m},$$

где x, y – пространственные координаты; R_f – коэффициент задержки в трещине; R_p – коэффициент задержки в матрице породы с пористостью ε ; D_p – коэффициент внутрипоровой диффузии [2, 5].

Тогда решение для функции $C_f(x, t)$, описывающей распределение концентрации радиоактивности в трещине и справедливое для условия $\bar{T} > 0$, имеет вид:

$$C_f(x, t) = \frac{C_0}{2} \exp(-\lambda \cdot T_m) \cdot \left\{ \exp\left(-\frac{\sqrt{\lambda} \cdot T_m}{D}\right) \times \right. \\ \times \operatorname{erfc}\left(\frac{T_m}{2D\bar{T}} - \sqrt{\lambda} \cdot \bar{T}\right) + \exp\left(\frac{\sqrt{\lambda} \cdot T_m}{D}\right) \times \\ \left. \times \operatorname{erfc}\left(\frac{T_m}{2D\bar{T}} + \sqrt{\lambda} \cdot \bar{T}\right) \right\},$$

где C_0 – концентрация на входе в трещину.

А решение исходной системы уравнений для функции $C_p(x, y, t)$, описывающей распределение концентрации радиоактивности в матрице породы и справедливой также для условия $\bar{T} > 0$, запишется в виде:

$$C_p(x, y, t) = \frac{C_0}{2} \exp(-\lambda \cdot T_m) \cdot \left\{ \exp(-\sqrt{\lambda} \cdot W) \times \right. \\ \times \operatorname{erfc}\left(\frac{W}{2\bar{T}} - \sqrt{\lambda} \cdot \bar{T}\right) + \exp(-\sqrt{\lambda} \cdot W) \times \\ \left. \times \operatorname{erfc}\left(\frac{W}{2\bar{T}} + \sqrt{\lambda} \cdot \bar{T}\right) \right\}.$$

Модернизация компьютерного кода незначительна, но потребуются дополнительное обоснование ряда введенных в модель параметров.

Таким образом, в докладе представлено краткое описание модели, предназначенной для оценки безопасности подземного захоронения БАО и ОЯТ в кристаллических породах (например, Нижнеканского массива, Кольского полуострова). Предложенная методология оценки безопасности справедлива для сценария нормальной эволюции. Используемые математические модели позволяют промоделировать высвобождение радионуклидов из отвержденной формы отходов, их перенос через геосферу и биосферу и, в итоге, радиационное облучение населения при потреблении им загрязненной питьевой воды. Описаны некоторые возможности реализованной в программном продукте методологии для анализа безопасности подземного захоронения БАО и ОЯТ в кристаллических породах. На примере подземного хранилища переработанного ОЯТ японских АЭС продемонстрирована интерпретация отдельных результатов оценки безопасности такого хранилища.

Указаны потенциальные пути совершенствования методологии для оценки безопасности объектов окончательной изоляции БАО и ОЯТ в кристаллических породах.

Литература

1. Амосов П.В. Упрощенная модель оценки безопасности подземного захоронения высокоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива в кристаллических породах (сценарий нормальной эволюции) // *Геоэкология*. 2002. – №6. – С.506–516.
2. Амосов П.В. Вопросы тепломассопереноса в проблеме подземной изоляции радиационно опасных материалов. – Ярославль: ООО «Принтхаус-Ярославль», 2012. – 172 с.
3. Кочкин Б.Т. Принцип консерватизма в оценке безопасности могильника высокорadioактивных отходов // *Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геоэкология*. 2012. – №5. – С.436–448.
4. Кудрявцев Е.Г., Гусаков-Станюкович И.В., Камнев Е.Н., Лобанов Н.Ф., Бейгул В.П. Федеральный объект подземного захоронения отвержденных радиоактивных отходов в России: практические шаги к созданию // *Безопасность окружающей среды*. 2008. – №4. – С.106–112.
5. Мельников Н.Н., Наумов В.А., Конухин В.П., Амосов П.В., Гусак С.А., Наумов А.В. Радиогеоэкологические аспекты безопасности подземного захоронения радиоактивных отходов и отработавшего ядерного топлива на европейском Севере России. – Анаптиты: изд. Кольского научного центра РАН, 2001. – 194 с.
6. Мельников Н.Н., Амосов П.В. Миграционная модель объекта окончательной изоляции отвержденных РАО в слабопроницаемых скальных породах // *Международная научно-практическая конференция «Радиоэкология XXI века»*. 10–12 мая 2012 г., Красноярск [Электронный ресурс]. – http://conf.sfu-kras.ru/conf/radioecology-XXI/report?memb_id=1535/. 7 с.
7. Tang D.H., Frind O.E., Sudicky E.A. Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solution for a single fracture // *Water Resour. Res.* 1981. – V.17. – №3. – P.555–564.

СТРУКТУРЫ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ХИАГДИНСКОГО УРАНОВОРУДНОГО ПОЛЯ В МАТЕРИАЛАХ МУЛЬТИСПЕКТРАЛЬНЫХ КОСМИЧЕСКИХ СЪЕМОК

Ю.С. Ананьев¹, А.А. Поцелуев¹, А.А. Новгородцев², В.Г. Мартыненко², В.Г. Житков¹

¹Томский политехнический университет, Томск, Россия, ananayevys@ignd.tpu.ru

²ЗАО «РУСБУРМАШ», Москва, Россия, info@rbm-armz.ru

STRUCTURES OF DEPOSITS OF KHIAGDA URANIUM ORE FIELD IN MATERIALS OF MULTISPECTRAL SATELLITE IMAGERY

Y.S. Ananyev¹, A.A. Potseluev¹, A.A. Novgorodtsev², V.G. Martynenko², V.G. Zhitkov¹

¹Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, ananayevys@ignd.tpu.ru

²«RUSBURMASH», Moscow, Russia, info@rbm-armz.ru

Abstract. The interpretation of materials of multispectral satellite imagery in the deposit of Khiagda uranium ore field is completed. The hidden paleovalleys and main factors controlling uranium mineralization are identified. The conclusion on the possible use of remote sensing on objects of this type at the stage of exploration for the optimization of an exploration work, reducing the time of their conduct and costs.

Хиагдинское урановорудное поле располагается в пределах Амалатского плато на сопряжении Сибирской платформы и Урало-Монгольского подвижного пояса. Наиболее крупной тектонической структурой является Байсыханское поднятие кристаллического фундамента, прослеживающееся через всё Амалатское плато с юго-запада на северо-восток, цепочкой различных по величине выступов палеозойских гранитоидов сквозь платобазальтовый покров. Хиагдинское рудное поле располагается на юго-восточном и северо-западном склонах поднятия, а размещение рудных залежей контролируется погребенными под платобазальтовым покровом палеодолинами, развивающимися на склонах поднятия. Урановое оруденение приурочено к неогеновым осадкам, выполняющим палеодолины.

Такое положение определило особенности геологической истории рудного поля. На протяжении протерозоя и палеозоя здесь протекали процессы гранитизации, которые привели к формированию жесткого консолидированного основания будущего Витимского плато. Далее до позднего мезозоя район развивался как единое целое. В раннем мелу, процессы активизации привели к деструкции

жесткого фундамента, подновлению древних глубинных разломов и формированию серии грабенообразных впадин северо-восточного простирания.

Кайнозойская тектоно-магматическая активизация началась в неогене, когда на фоне продолжающегося поднятия Байкальского свода произошло интенсивное эрозивно-тектоническое преобразование рельефа всего Витимского плоскогорья и будущего Амалатского плато в частности. В этот период произошло формирование крупных морфоструктурных элементов неогенового рельефа – Хойготской, Аталангинской, Амалатской (Большеамалатской) и Привитимской створовых долин и их многочисленных притоков, наследующих северо-восточную ориентировку тектонически ослабленных зон, и разделяющих их Центрального, Байсыханского и Южного поднятий. В бассейнах рек и озер последовательно накапливались рыхлые осадки, а на заключительных стадиях произошло массовое излияние базальтов. Под влиянием длительных экзогенно-эпигенетических процессов в базальных осадочных горизонтах погребенных неогеновых палеодолин сформировались гидрогенные урановые месторождения

Витимского урановорудного района.

В пределах Хиагдинского рудного поля известны 8 месторождений – Хиагдинское, Тетрахское, Вершинное, Источное, Количикан, Кореткондинское, Намаруское, Дыбырин. Все месторождения рудного поля относятся к гидрогенному палеодолинному типу и по своим геотехнологическим свойствам пригодны для отработки методом подземного выщелачивания.

Основой для составления структурных схем месторождений послужили материалы спектрозональных архивных съемок Landsat ETM+ (обзорный уровень) и оперативных съемок, выполненных по нашему заказу, WorldView-2, GeoEye-1 (детальный уровень). В качестве дополнительных источников информации использованы цифровые модели рельефа по данным радарных съемок SRTM, AsterDEM и материалы аэрогеофизических исследований, выполненных компанией «Аэрогеофизика» [2].

Целевым назначением работ по дешифрированию материалов спектрозональных космических съемок явилось уточнение геологического строения и составление комбоструктурных схем Дыбыринского, Кореткондинского, Намаруского и Хиагдинского месторождений. В ходе исследований решались задачи по выделению и прослеживанию погребенных неогеновых палеодолин, а так же выявление главных космогеологических рудоконтролирующих факторов уранового оруденения.

Принципиальная схема работ состояла из нескольких основных блоков [1, 3–4]:

- обработка и дешифрирование исходных растровых изображений с использованием алгоритмов классификации, процедур улучшения, комплекса различных методов фильтрации и передискретизации изображения;
- создание и обработка синтезированных изображений спектрозональных снимков на изучаемую территорию;
- создание композитов по результатам съемок, подготовка дистанционных основ;
- создание производных растровых изображений с использованием «алгебры карт»;
- расчет спектральных индексов;
- корреляционный анализ синтезированного изображения, в том числе и по методу главных компонент;
- подготовка, обработка и анализ цифровой модели рельефа. Цифровой рельеф в данной ситуации оказался чрезвычайно информативен в связи с высокой степенью антропогенной загруженности;
- совместный анализ растровых изображений и цифровой модели рельефа, построение трехмерных изображений, дешифрирование с использованием 3D визуализации, создание и интерпретация анаглифических (стерео) изображений;
- комплексная интерпретация материалов космосъемок и аэрогеофизических данных и создание комбоструктурных схем месторождений.

В работе использовались синтезированные изображения с различной комбинацией каналов, а также материалы их тематической обработки, что позволило распознавать слабоаномальные объекты как линейной, так и кольцевой морфологии, а также элементы геологического свойства – разрывные нарушения, погребенные палеодолины, вулканические постройки.

В результате проведенных работ на площадях месторождений Дыбырин, Намару, Коретконде и Хиагда установлено следующее.

В пределах месторождения Дыбырин развиты два структурных парагенезиса разрывных нарушений – ранний и поздний. К структурам раннего парагенезиса отнесены разрывные нарушения север-северо-восточного (субмеридионального) простирания и ортогональные структуры субширотного простирания. По субмеридиональным структурам предполагаются левосдвиговые смещения. Разрывные нарушения позднего парагенезиса представлены северо-восточными и северо-западными структурами. Главной тектонической структурой позднего парагенезиса является Кореткондинский разлом. На площади месторождения он имеет северо-восточное простирание и субвертикальное падение. В центральной и северо-восточной части площади, Кореткондинский разлом уверенно дешифрируется двумя швами. Вероятны вертикальные перемещения по этой тектонической структуре. При этом вертикальная амплитуда сброса северо-западного блока, по нашим построениям, составляет 75 метров, а блока, «зажатого» между швами Кореткондинского разлома – 10 метров. Главная тектоническая структура осложняется ортогональными структурами второго порядка. Эти разрывные структуры второго порядка имеют северо-западное простирание. По этим структурам вероятны как левосдвиговые, так и правосдвиговые разноамплитудные смещения. В центральной и юго-западной части месторождения закартированы 6 кольцевых структур, которые интерпретируются как элементы погребенной вулканической постройки и как жерла вулканических аппаратов центрального типа.

Рудоносные позднеогеновые погребенные палеодолины отчетливо проявлены в материалах аэроэлектрометрических работ (разночастотное электропрофилирование). В материалах дистанционных съемок погребенные палеодолины, в связи со значительной глубиной их залегания, проявлены фрагментарно. Главной структурой, контролирующей развитие палеодолин, является Кореткондинский разлом. Именно вдоль него прослеживается «основное» русло палеодолины. Ширина его варьирует от 670 до 830 м. Основное русло палеодолины осложняется боковыми притоками, впадающими с юго-востока. Протяженность боковых притоков варьирует от 500 до 1500 м при ширине долин от 150 до 500 м. Положение боковых притоков контролируются тектоническими структурами северо-западного простирания.

Для площади Намаруского месторождения установлены два структурных парагенезиса разрывных нарушений – ранний и поздний. К тектоническим структурам раннего парагенезиса отнесены разрывные нарушения север-северо-восточного (субмеридионального) простирания и ортогональные структуры субширотного простирания. По субмеридиональным структурам предполагаются правосдвиговые смещения. К тектоническим структурам позднего структурного парагенезиса отнесены разрывные нарушения северо-восточного и северо-западного простирания. Главной тектонической структурой является Кореткондинский разлом. На площади месторождения он

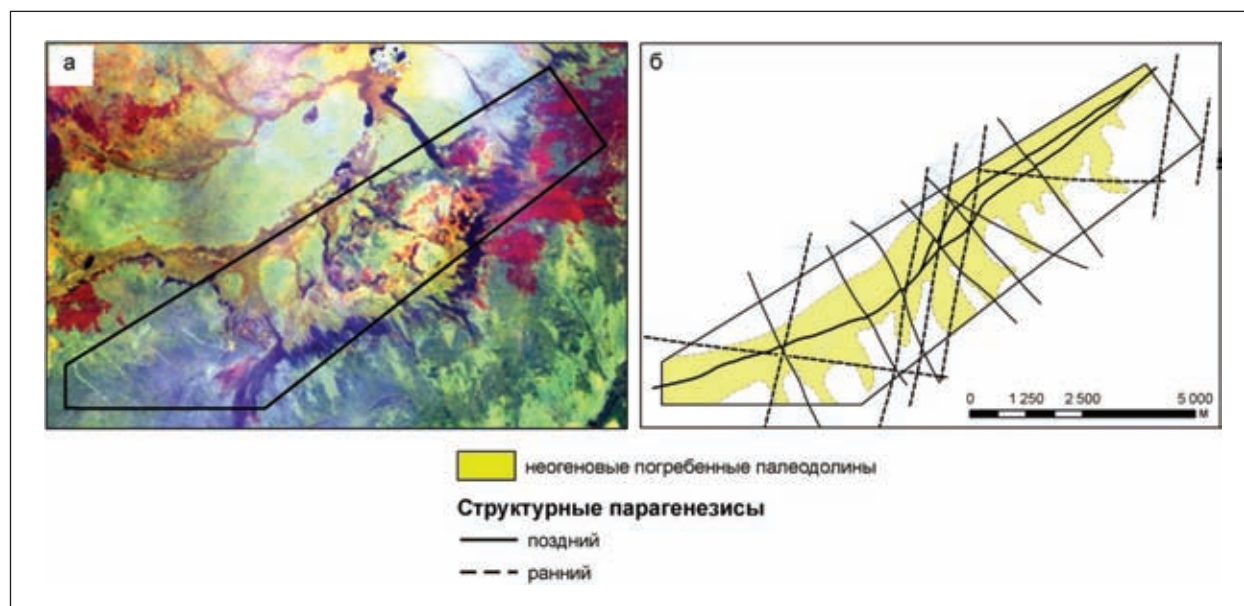


Рис. 1. Месторождение Дыбырн: а – комбинация информативных спектральных каналов; б – структурная схема

имеет северо-восточное простирание и субвертикальное падение. На всей изучаемой площади, Кореткондинский разлом уверенно дешифрируется. Вертикальная амплитуда смещения (сброс, возможно со сдвигом) северо-западного крыла оценивается в 120 м. В юго-западной части площади установлен тектонический шов параллельный Кореткондинскому разлому, который вероятно является одной из его ветвей. Амплитуда вертикального сброса по этой тектонической структуре северо-западного крыла оценивается в 15 м. Главная тектоническая структура осложняется ортогональными структурами северо-западного простирания. По этим структурам вероятны малоамплитудные правосдвиговые смещения. Выделенные в северной части месторождения кольцевые структуры фиксируют погребенную вулканическую постройку.

Погребенные палеодолины слабо проявлены в космоматериалах. Тем не менее, совместно с материалами разночастотного электропрофилирования удалось их за-

картировать. На площади месторождения погребенные палеодолины имеют в основном северо-западное простирание. Их ширина варьирует от 1300 до 350 м. Палеодолины месторождения являются правыми боковыми притоками более крупной речной системы. Заложение палеодолин очевидно связано с поздним структурным парагенезисом.

На площади Кореткондинского месторождения также установлены разрывные нарушения двух структурных парагенезисов – раннего и позднего. К разрывным нарушениям раннего структурного парагенезиса отнесены структуры субмеридионального и субширотного простирания. По субмеридиональным структурам предполагаются правосдвиговые смещения. К тектоническим структурам позднего структурного парагенезиса отнесены разрывные нарушения северо-восточного и северо-западного простирания. Главным разрывным нарушением месторождения является Кореткондинский разлом. Шов Кореткондинского разлома уверенно дешифрируется в материалах космиче-

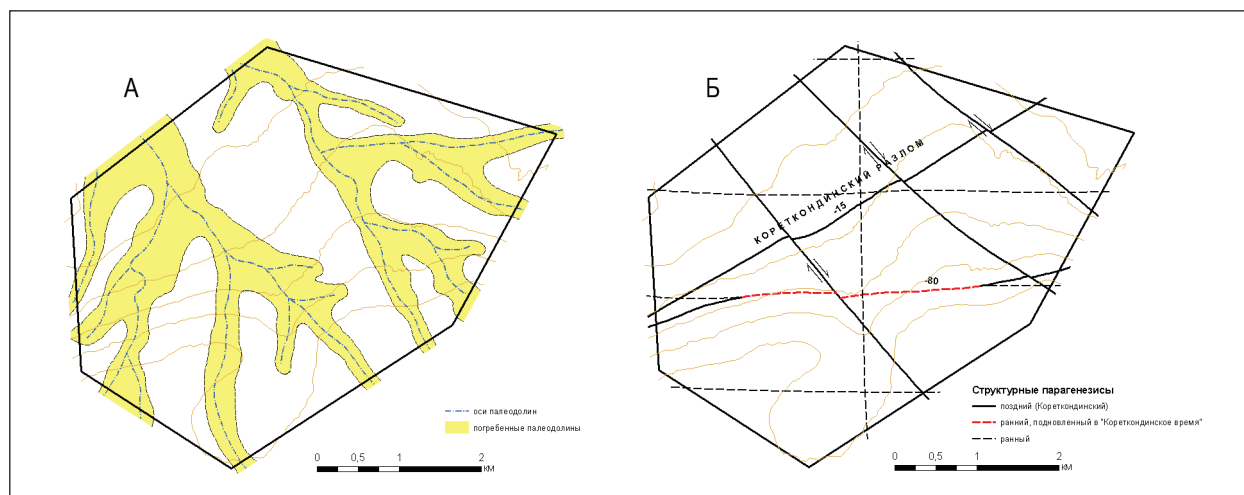


Рис. 2. Погребенные палеодолины (а) и разрывные нарушения (б) Кореткондинского месторождения

ских съемок. Он имеет северо-восточное простирание при субвертикальном падении. Вертикальная амплитуда сброса северо-западного крыла составляет 15 м (рис. 2).

Анализ выделенных космоструктур и аэрогеофизических данных позволяет предложить следующую схему развития разрывных нарушений:

1. развитие раннего структурного парагенезиса, представленного ортогональной системой меридиональных и субширотных разрывных нарушений;
2. стадийное развитие позднего структурного парагенезиса, представленного северо-восточными и северо-западными нарушениями:
 - проявление левосдвиговых смещений по системе северо-восточных нарушений, которое привело к подновлению отдельных широтных структур раннего парагенезиса.
3. По таким структурам отмечаются вертикальные перемещения с амплитудой до 80 м;
 - развитие правосдвиговых смещений по северо-западным структурам.

По нашему мнению, в связи с развитием поздних левосдвиговых смещений по северо-восточным структурам, произошло подновление (активизация) субширотных структур раннего парагенезиса. Сам Кореткондинский разлом не изменил своего генерального направления, которое уверенно прослеживается за пределами месторождения. При этом амплитуды «сбросовых» перемещений северо-западного крыла по главному шву Кореткондинского разлома оцениваются в 15 м. Выделенные в восточной части месторождения кольцевые структуры фиксируют погребенную вулканическую постройку.

Положение палеодолин уверенно фиксируется в мате-

риалах космосъемок и подтверждается аэрогеофизическими данными. На площади месторождения погребенные палеодолины имеют северо-западное, субмеридиональное и субширотное простирание. Их ширина варьирует от 700 до 200 м. Палеодолины являются правыми боковыми притоками более крупной речной системы. Заложение палеодолин, очевидно, связано с ранним и поздним структурными парагенезисами.

В пределах Хиагдинского месторождения так же выявлены и закартированы разрывные нарушения двух структурных парагенезисов – раннего и позднего. К тектоническим структурам раннего парагенезиса отнесены разрывные нарушения субмеридионального простирания и ортогональные структуры субширотного простирания. По субмеридиональным структурам предполагаются правосдвиговые смещения (рис. 3).

К тектоническим структурам позднего структурного парагенезиса отнесены разрывные нарушения северо-восточного и северо-западного простирания. Главной тектонической структурой является Хиагдинский разлом. На площади месторождения он имеет северо-восточное простирание и крутое юго-восточное падение. На всей изучаемой площади, Хиагдинский разлом однозначно дешифрируется в материалах космических съемок. Вертикальная амплитуда смещения (взброс, возможно со сдвигом) северо-западного крыла оценивается в 25 м. В северо-западной части площади установлен тектонический шов параллельный Хиагдинскому разлому, который вероятно является одной из его ветвей. Амплитуда вертикального перемещения (взброс, возможно со сдвигом) северо-западного крыла по этой тектонической структуре составляет

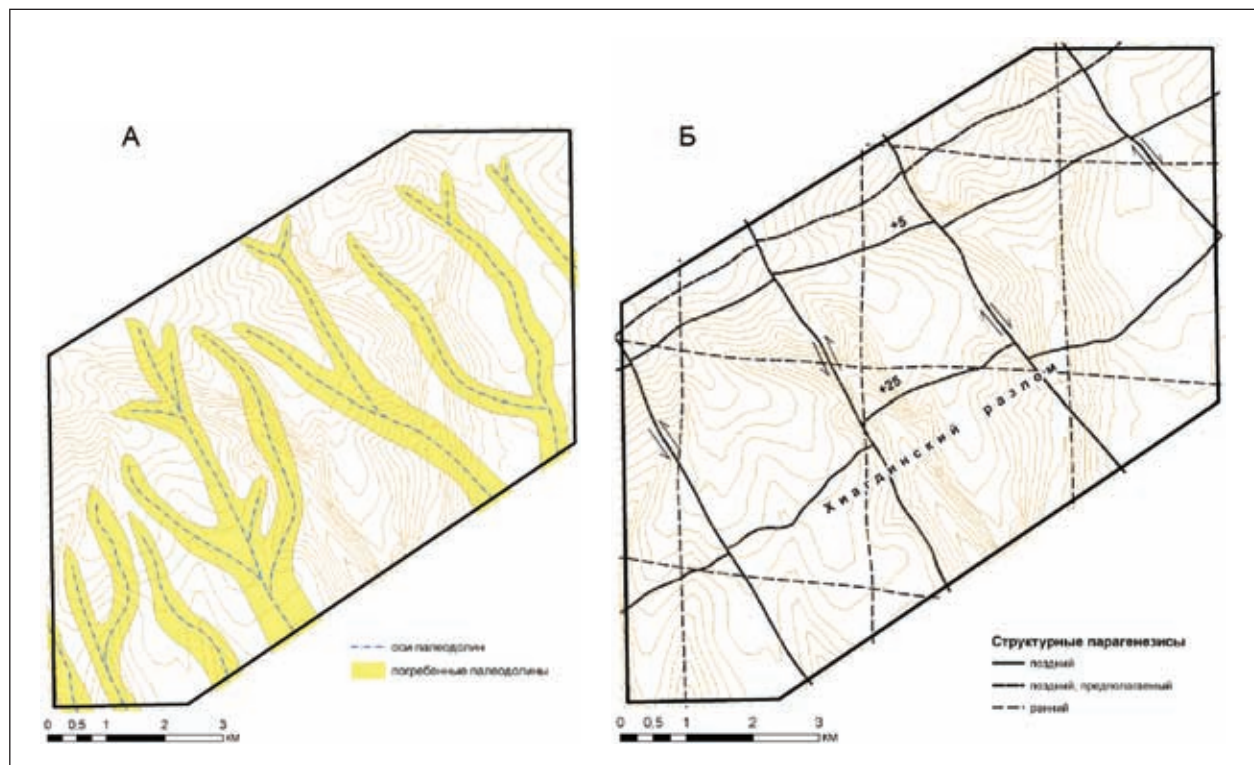


Рис. 3. Погребенные палеодолины (а) и разрывные нарушения (б) Хиагдинского месторождения

5 м. Главная тектоническая структура осложняется ортогональными структурами северо-западного простирания. По этим структурам отмечаются малоамплитудные лево- и правосдвиговые смещения.

Анализ выделенных комсоструктур позволяет предложить следующую схему развития разрывных нарушений:

1. развитие раннего структурного парагенезиса, представленного ортогональной системой меридиональных и субширотных разрывных нарушений;
2. стадийное развитие позднего структурного парагенезиса, представленного северо-восточными и северо-западными нарушениями:

- проявление лево-сдвиговых смещений по системе северо-восточных нарушений;
- развитие право-сдвиговых смещений по северо-западным структурам.

Выделенные в восточной части рудного поля кольцевые структуры позволяют предполагать здесь две погребенные вулканические постройки.

Погребенные ураноносные палеодолины достаточно уверенно фиксируются в тепловых и инфракрасных каналах материалов космической съемки. На площади месторождения они имеют юго-восточное направление. Их ширина варьирует от 370 до 970 м. Палеодолины являются левыми боковыми притоками более крупной речной системы и их заложение связано с развитием позднего структурного парагенезиса.

Выполненные исследования показывают, что структуры месторождений Хиагдинского рудного поля контрастно проявлены в материалах космических съемок различного спектрального и пространственного разрешения. Положе-

ние погребенных палеодолин, при их небольшой глубине залегания, достаточно уверенно фиксируются в материалах дистанционных съемок. Эти структурные построения подтверждены результатами буровых работ.

Главными структурными факторами, контролирующими рудовмещающие палеодолины Хиагдинского рудного поля, являются:

- поздний структурный парагенезис. Первоначально, разрывные нарушения северо-восточного простирания определили положение водоразделов и соответственно положение крупных речных долин и их боковых притоков. По нашему мнению заложение боковых притоков проходило по ослабленным структурам северо-западного простирания. Эти структуры являются самыми молодыми, по ним отмечаются сдвиговые деформации, осложняющие строение основных разломов северо-восточного простирания;
- кольцевые структуры, отражающие элементы вулканических построек. Они, как правило, представляют собой положительные формы рельефа и, вероятно, влияли на положение, ориентировку и размеры речных долин.

Участки сопряжения северо-западных и северо-восточных разрывных нарушений позднего структурного парагенезиса могли формировать высокопроницаемые зоны, которые служили каналами поступления пострудных глеевых вод, восстановивших зону пластового окисления.

Проведенные исследования показывают, что использование материалов мультиспектральных космических съемок высокого пространственного разрешения на стадии разведочных работ на объектах подобного типа позволяют оптимизировать систему разведочных работ, сократить сроки и затраты на их проведение.

Литература

1. *Аэрокосмические методы геологических исследований* / Под. Ред. А.В. Перцова. – СПб.: Изд-во СПб картфабрики ВСЕГЕИ, 2000. – 316 с.
2. *Бабаянц П.С., Трусов А.А., Лаврова Т.Ю. Комплексные аэрогеофизические работы при поисках месторождений урана гидрогенного типа // Разведка и охрана недр, 2011. – №7. – С.56–60.*
3. *Поцелуев А.А., Ананьев Ю.С., Житков В.Г. Дистанционные методы геологических исследований, прогнозирования и поисков месторождений полезных ископаемых: учебное пособие для вузов. – Томск: Издательство ТПУ, 2011. – 304 с.*
4. *Принципы и методика дистанционных исследований при прогнозировании твердых полезных ископаемых. Сб. науч. трудов. СПб, ВСЕГЕИ, 1992. – 144 с.*

ВЛИЯНИЕ ФИЗИЧЕСКИХ И ХИМИЧЕСКИХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ СОСТОЯНИЯ ПОЧВ НА ПОДВИЖНОСТЬ И БИОЛОГИЧЕСКУЮ ДОСТУПНОСТЬ ^{65}Zn

В.С. Анисимов, И.В. Кочетков, Л.Н. Анисимова, Д.В. Дикарев

ГНУ ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии, Обнинск, Россия, vsanisimov@list.ru

THE INFLUENCE OF SOIL PHYSICAL AND CHEMICAL CHARACTERISTICS ON ^{65}Zn BIOACCESSIBILITY

V.S. Anisimov, I.V. Kochetkov, L.N. Anisimova, D.V. Dikarev

Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Obninsk, Russia, vsanisimov@list.ru

Abstract. The methodical approaches for the evaluation of the edaphic factors role on the mobility of ^{65}Zn in the soil – plant system were proposed. Based on the natural diversity of physical and chemical properties of various types and species of non-carbonate soils of the European part of Russia the quantitative parameters of their physical and chemical properties influence on the bioavailability of ^{65}Zn (concentration ratio – CR) using a test culture of barley were established. The proposed set of characteristics (soil conditions) allowed to make their ranking largest contribution to the variation of CR ^{65}Zn . It was found that among the physic-chemical properties studied the largest contribution to the variation of CR ^{65}Zn is bringing in by the following independent characteristics: mobile Zn > iron (by Tamm) > manganese (by Tamm) > humus > content of the fraction < 0,01 mm. A method for evaluation of the buffering capacity of soils (expressed in scores) relative to ^{65}Zn was also proposed. The close correlation between the buffer capacity of soils and CR ^{65}Zn ($r^2 = 0,88$), which allows to consider this indicator the important integral characteristic for assessing the sustainability of soil – plant system under the radioactive contamination ^{65}Zn .

Вопросы, связанные с влиянием почвенных свойств на миграционную способность радионуклидов в сопредельные среды и в растительно-животные компоненты экосистем по-прежнему сохраняют свою актуальность. Особое значение они имеют применительно к агроэкосистемам – источникам продовольствия и промышленного сырья для человека. До сих пор для агроэкосистем установлены лишь общие закономерности миграции большинства радионуклидов, на основании, как правило, эмпирических формул, с помощью которых прогнозируют их поступление в сельскохозяйственные растения и животных и, далее, к человеку. Таким образом, поиск наиболее значимых физико-химических характеристик почв, оказывающих влияние на миграцию радиоизотопов в системе почва – растение с целью совершенствования прогностических моделей поведения радионуклидов в агроэкосистемах является актуальной проблемой современной радиоэкологии.

Целью данной работы являлась разработка методических подходов для оценки влияния эдафических факторов на подвижность ^{65}Zn в системе почва – растение и буферную способность почв по отношению к этому радионуклиду.

В работе были использованы данные, полученные в ходе модельного вегетационного опыта по выращиванию в контролируемых условиях двухнедельных растений ячменя сорта Зазерский-85 на почвах, искусственно загрязненных ^{65}Zn . Уровень загрязнения выбирался с учетом возможностей используемых аналитических методов и надежного измерения радионуклида в ограниченной биомассе 14-суточных растений.

Для экспериментальных исследований были выбраны следующие почвы: дерново-подзолистая среднесуглинистая, Калужская обл., Боровский р-н, д. Кривское (П^АК); дерново-подзолистая супесчаная, Калужская обл., Жуковский р-н, д. Передоль (П^АП); дерново-подзолистая среднесуглинистая, Калужская обл., г. Юхнов (П^АЮ); дерново-подзолистая среднесуглинистая, Калужская обл.,

Жуковский р-н, с. Тарутино (П^АТ); дерново-подзолистая тяжелосуглинистая, Калужская обл., Малоярославецкий р-н, с. Недельное (П^АН); дерново-подзолистая среднесуглинистая, Калужская обл., городской округ г. Калуга, д. Жерело (П^АЖ); чернозем выщелоченный, г. Курск (Ч^ВК); чернозем оподзоленный, Тульская обл., г. Ефремов (Ч^ОЕ). Физические и химические показатели состояния почв, установленные с использованием общепринятых методик [1; 3] существенно различались (табл. 1).

В настоящем исследовании мы попытались, исходя из природного разнообразия физико-химических свойств разных типов и видов некарбонатных почв Европейской части России, установить количественные параметры влияния их физических и химических свойств на основные показатели, характеризующие биологическую доступность ^{65}Zn (коэффициенты накопления – КН, Бк/кг сух. раст./Бк/кг а/с почвы) с использованием тест-культуры ячменя.

Далее, с использованием этих показателей в качестве входных переменных, была проведена параметризация регрессионных моделей, связывающих количество и доступность растениям ^{65}Zn для разных почв.

Изначально был определен широкий набор физико-химических и агрохимических показателей для разных типов почв общепринятыми методами (см. табл. 1): $\text{pH}_{\text{сол.}}$, гидролитическая кислотность (Нг), мг-экв/100 г.; сумма поглощенных оснований (S), мг-экв/100 г.; степень насыщенности почв основаниями (расчетный показатель) – V, %; ЕКО, смоль/кг; содержание фракции < 0,01 мм, %; содержание гумуса, %; железо подвижное (вытяжка Тамма), мг/кг; марганец подвижный (вытяжка Тамма), мг/кг; $\text{K}^+_{\text{обм.}}$ (AcNH_4 – вытяжка), мг-экв/100 г.; $\text{K}^+_{\text{подв.}}$ по Кирсанову, мг/кг; $\text{P}_{\text{подв.}}$ по Кирсанову, мг/кг; $\text{Ca}^{2+}_{\text{обм.}}$ (AcNH_4 – вытяжка), мг-экв/100 г.; $\text{Mg}^{2+}_{\text{обм.}}$ (AcNH_4 – вытяжка), мг-экв/100 г.

В поисковую матрицу первоначально были включены все вышеперечисленные показатели. В расчет были приняты следующие рассуждения:

Таблица 1. Показатели, характеризующие химические и физические свойства почв и переход ^{65}Zn в ячмень

Почва	П ^А П	П ^А К	П ^А Т	П ^А Ю	П ^А Н	П ^А Ж	Ч ^В К	Ч ^О Е
pH _{KCl}	5,7±0,06	5,9±0,01	5,2±0,05	4,1±0,03	5,9±0,01	4,8±0,01	6,0±0,1	5,0±0,01
pH _{водн.}	5,9±0,04	6,8±0,01	6,9±0,01	5,6±0,07	7,1±0,04	6,9±0,06	6,3±0,03	7,4±0,02
H _г , мг-экв/100 г	1,2±0,04	1,4±0,3	2,4±0,2	2,8±0,04	1,2±0,04	3,8±0,3	2,6±0,2	4,4±0,07
S, мг-экв/100 г	3,2±0,7	9,7±1,2	9,1±0,4	1,2±0,1	15,8±0,2	9,4±0,2	36,9±0,2	32,3±0,3
ЕКО, смоль/кг	6,8±0,3	10,1±0,2	12,6±1,4	4,8±0,1	18,1±2,3	10,3±0,5	41,2±0,2	40,2±0,7
Гумус, %	1,47±0,02	1,33±0,02	2,00±0,03	1,55±0,06	2,04±0,11	4,99±0,10	5,14±0,11	6,76±0,04
Железо, мг/кг	1543±156	2618±268	2608±230	1488±74	2495±7	3322±28	621±5	1273±131
Марганец, мг/кг	364±68	757±26	1003±63	600±7	593±4	1168±58	197±41	603±32
Ca ²⁺ _{обм.} , мг-экв/100 г	7,8±2,9	11,2±2,5	12,7±1,1	2,2±0,3	19,9±1,2	7,7±1,2	25,3±0,09	18,8±1,8
Mg ²⁺ _{обм.} , мг-экв/100 г	0,2±0,01	1,1±0,5	0,3±0,01	0,2±0,01	0,7±0,01	0,7±0,07	2,9±0,4	2,9±0,1
K ⁺ _{обм.} , мг-экв/100 г	0,2±0,01	0,4±0,05	0,2±0,01	0,3±0,05	0,4±0,02	0,2±0,01	0,5±0,1	0,4±0,01
V, %	77,4±0,06	77,4±1,4	79,1±0,6	17,9±0,2	92,8±1,8	71,1±0,02	93,4±0,04	88,1±0,03
K _{пов.} , мг/кг	104,2±4,30	112,5±3,6	84,4±8,1	55,5±0,9	174,7±14,5	74,8±8,1	154,2±3,7	156,8±10,8
P _{пов.} , мг/кг	344,8±0,01	223,3±6,9	513,6±32,3	91,2±23,8	1268,0±32,5	58,6±6,2	405,5±30,9	133,5±12,8
Фракция < 0,01 мм, %	18,4	42,2	38,9	32,7	47,2	34,5	48,1	62,3
КН ^{65}Zn (ячмень)	6,96±1,03	0,50±0,03	0,69±0,03	1,19±0,17	0,63±0,20	0,24±0,09	0,94±0,19	0,49±0,24

- практически все физико-химические процессы в почвах на границе раздела твердой и жидкой фаз сосредоточены в пределах фракции физической глины. Это относится и к ионам исследуемого радионуклида – ^{65}Zn ;
- подвижные соединения Fe и Mn, также как и органические вещества являются природным концентратором ионов ТМ (включая исследуемый радионуклид);
- кислотность почвы обусловлена качественным и количественным соотношением присутствующих в ППК катионов H^+ , Al^{3+} с одной стороны и катионов оснований с другой стороны. Характеризуется pH солевой вытяжки (или обменной кислотностью), гидролитической кислотностью;
- содержание обменных катионов определяет качественный состав оснований, присутствующих в ППК, и может оказывать влияние на сорбционно-десорбционные процессы цинка в системе почва – почвенный раствор. В исследуемых почвах в составе ППК в подавляющем большинстве присутствуют катионы Ca^{2+} и Mg^{2+} , суммарное содержание которых тесно коррелирует с емкостью поглощения почв;
- поскольку исследованные почвы не содержали свободных карбонатов кальция и магния, этот показатель, традиционно считающийся одним из ключевых в регулировании миграционной способности ТМ, не определяли.

Для оценки вклада отдельных из вышеперечисленных показателей состояния почв в варьирование величины КН ^{65}Zn для достаточно широкого набора почв разных типов, разновидностей производилась многоэтапная процедура.

I. Определялись вышеуказанные показатели.

II. Составлялась расчетная таблица, в которой по столбцам классифицировались соответствующие физико-химические показатели, являющиеся, по сути, входными независимыми переменными и значения КН. В строках располагались почвы, которые представляли собой значения соответствующих переменных (вариант). Чем больше различных типов, видов, разновидностей почв представлено в строках, тем более представительной будет выборка и, соответственно, более достоверными будут полученные

результаты. Значения переменных нормировались следующим образом:

$$X_{i,\text{norm}} = \frac{X_i - X_{\min}}{X_{\max} - X_{\min}}, \quad (1)$$

где X_i , $X_{\max}$, $X_{\min}$ – значения независимой переменной из взятой на анализ выборки почв.

III. Между независимыми переменными (нормированными) и результативным признаком (величиной КН ^{65}Zn) для разных почв рассчитывались коэффициенты парной корреляции.

IV. С использованием метода регрессионного анализа были получены линейные регрессионные уравнения, связывающие независимые переменные (свойства почв) и зависимую переменную (накопление радионуклида в растениях).

V. Далее был определен вклад каждой независимой переменной в варьирование результативного признака. Для этого были рассчитаны произведения $|r_i^2 \times b_i|$ (r_i^2 – коэффициенты детерминации) и выбрана переменная с наименьшей величиной вклада: $L_{\min} = |r_i^2 \times b_i|_{\min}$. Полученные значения L_i для всех остальных переменных нормировались на вышеуказанную величину. Для нее вклад фактора, $L_{\text{отн.}} = 1$. После этого рассчитывался относительный вклад каждой независимой переменной в варьирование результативного признака в процентах.

Предложенный набор характеристик (показателей состояния почв) позволил произвести их ранжирование по величине вклада в изменение доступности растениям ^{65}Zn . Было установлено, что среди физико-химических показателей наибольший вклад в варьирование КН ^{65}Zn составляют следующие независимые показатели: подвижный Zn > железо (по Тамму) > марганец (по Тамму) > гумус > содержание фракции < 0,01 мм.

Остальные показатели оказывали незначительное влияние на варьирование КН, поэтому они были исключены из конечного набора.

С целью количественного прогноза величины транслокации радионуклидов в цепочке почва – растение, исходя из значимости различных факторов в варьировании величины КН, нами была предложена эмпирическая регрессионная модель накопления ^{65}Zn растениями:

$$A_{\text{раст.}} = \text{КН} \times A_{\text{почва}}, \quad (2)$$

где $\text{КН}(^{65}\text{Zn}) = f(\text{Zn}_{\text{подв.}}, \text{Fe}_{\text{подв.}}, \text{Mn}_{\text{подв.}}, \text{гумус}, \text{фр.} < 0,01 \text{ мм}), \quad (3)$

$$\text{КН}(^{65}\text{Zn}) = (a + b_1 \times \text{Zn}_{\text{подв.}} + b_2 \times \text{Fe}_{\text{подв.}} + b_3 \times \text{Mn}_{\text{подв.}} + b_4 \times \text{гумус} + b_5 \times \text{фр.} < 0,01 \text{ мм}), \quad (4)$$

Благодаря подобранным параметрам уравнение регрессии описывает 99 % вариальности результирующего признака. Подбор параметров моделей проводили методом последовательных итераций, используя в качестве критерия минимизацию ошибки $E = \sum [\text{КН}_{(\text{расч})} - \text{КН}_{(\text{измерен})}]^2$.

Определение буферной способности почв по отношению к ^{65}Zn .

Под «устойчивостью» системы почва – растение к повышенным уровням содержания радионуклидов (и ТМ) нами понималась способность данной системы, вследствие присущих почвам буферных свойств, ограничивать подвижность радионуклидов и ТМ, и таким образом контролировать транслокацию последних в надземные части растений. Предлагаемый подход к оценке буферности почв является в определенной степени развитием метода оценки буферной способности почв в отношении миграционной способности ТМ, предложенного В.Б. Ильиным [2]. В основе которого, в свою очередь, лежали принципы, заложенные еще Г.Я. Ринькисом в разработанной им системе оптимизации минерального питания растений [4].

Суть методики заключалась в оценке вклада (см. выше) отдельных (полагаемых независимыми) характеристик почвенного состояния, которые играют наиболее важную роль в регулировании биологической доступности радионуклида (^{65}Zn). Полученные величины вкладов (в %) умножались на значения соответствующих показателей (независимых переменных), нормированных в соответствии с формулой (1).

Литература

1. *Агрохимические методы исследования почв.* – М.: Наука, 1975. – 656 с.
2. Ильин В.Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // *Агрохимия*, 1995. – №10. – С. 109–113.
3. *Практикум по агрохимии.* / Под ред. В.Г. Минеева; МГУ им.

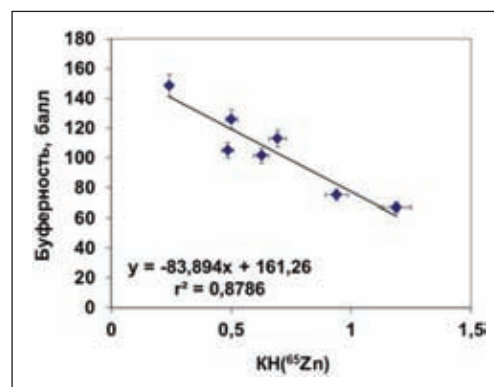


Рис. 1. Влияние буферной способности почв на накопление ^{65}Zn ячменем

Далее соответствующие произведения суммировались для случаев, когда коэффициент парной корреляции (r) между независимой переменной и накоплением радионуклида в растениях имел отрицательное значение (обратно-пропорциональная зависимость) и вычитались в случаях, когда r имел положительное значение.

В итоге была получена безразмерная величина (выражаемая в баллах), которая характеризует буферную способность почвы по отношению к радионуклиду.

Исследуемые почвы были ранжированы по устойчивости к загрязнению ^{65}Zn , или буферности (как способности ограничивать миграционную способность радионуклида в системе почва – растение): $\text{П}^{\text{A}}(\text{Ж}) - 148,6 > \text{П}^{\text{A}}(\text{К}) - 125,8 > \text{П}^{\text{A}}(\text{Т}) - 112,9 > \text{Ч}(\text{Е}) - 105,0 > \text{П}^{\text{A}}(\text{Н}) - 101,5 > \text{Ч}(\text{К}) - 75,1 > \text{П}^{\text{A}}(\text{Ю}) - 67,1 > \text{П}^{\text{A}}(\text{П}) - 63,9$.

Установленная тесная корреляционная связь (рис. 1) между КН ^{65}Zn и буферностью почв ($r^2 = 0,88$) позволяет считать данный показатель важной интегральной характеристикой при оценке устойчивости системы почва – растение в условиях радиоактивного загрязнения ^{65}Zn . Использование полученных значений относительных величин буферной способности почв (равно как и материнских пород) может, в частности, помочь произвести картирование территории и выбрать оптимальное расположение участков захоронения радионуклидов.

Ломоносова, факультет почвоведения. – М.: МГУ, 2001. – 689 с.

4. Ринькис Г.Я., Рамане Х.К., Пазгле Г.В., Куницкая Т.А. Система оптимизации и методы диагностики минерального питания растений. – Рига: Зинатне, 1989. 196 с.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ (U, Th) В УГЛЯХ

С.И. Арбузов¹, А.В. Волостнов¹, В.С. Машенькин², В.И. Рыбалко¹

¹Томский политехнический университет, 634050, г. Томск, пр. Ленина, 30, Россия, siarbuzov@mail.ru

²Чингис Хаан Банк, г. Уланбаатор, Монголия

RADIOACTIVE ELEMENTS (U, Th) IN COALS

S.I. Arbuzov¹, A.V. Volostnov¹, V.S. Mashenkin², V.I. Rybalko¹

¹Tomsk Polytechnic University, 634050, Tomsk, Lenina av, 30, Russia

²Chingis Khaan Bank, Ulaanbaatar, Mongolia

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

Являясь природным сорбентом и восстановителем, органическое вещество торфов и углей способно концентрировать многие металлы, в том числе и природные радионуклиды (U, Th и дочерние продукты их распада). В ряде случаев в углях формируются различные по масштабам промышленные месторождения урана. В начале «ядерной эры» даже предпринимались попытки использовать ураноносные угли в качестве промышленного сырья для извлечения урана. Однако в дальнейшем, в связи с выявлением более качественных сырьевых источников, интерес к ним иссяк и в настоящее время ураноносные угли рассматриваются лишь как потенциально опасный источник радиоактивного загрязнения окружающей среды. Усиление в конце 20 – начале 21 века общественного и государственного контроля за состоянием окружающей среды привело к ужесточению требований к экологической безопасности топливной энергетики. Мировая теплоэнергетическая промышленность, работающая на угле, ориентируется на угли, имеющие низкие содержания радиоактивных элементов. Однако в процессе сжигания даже таких углей происходит концентрирование радиоактивных элементов в отходах сжигания – в шлаках и золах уноса. Так как поступление радиоактивных элементов в природную среду при работе ТЭС зависят в первую очередь от их содержания в топливе, очевидно, что прогнозирование загрязнения окружающей среды радионуклидами возможно только на основе объективных знаний об их концентрациях, закономерностях распределения и условиях накопления в исходном топливе (угольных пластах). Несмотря на очевидность проблемы, радиогеохимические и радиоэкологические исследования к настоящему времени выполнены лишь на весьма ограниченном числе разрабатываемых угольных бассейнов и месторождений, главным образом в ЕС, США и России. 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 на территории России (Сибирь, Российский Дальний Восток), а в последние годы и в сопредельных государствах (Казахстан, Монголия, Иран). Эти вопросы были отчасти рассмотрены в монографиях [2–5] и в ряде статей [6, 12].

В настоящей работе представлены новые данные по

геохимии урана и тория в углях и торфах Азии и сделана попытка обобщения обширного материала по радиогеохимии углей региона. Радиохимическими исследованиями охвачена азиатская часть Российской Федерации, территория Монголии, Ирана и, отчасти, Казахстана. Общее число изученных проб угля в регионе составляет 4 459 шт., торфа – 1 927 шт., всего 6 386 проб.

Методика исследований

Опробование угольных месторождений выполнялось бороздовым методом с дифференцированным отбором проб. Длина интервала опробования выбиралась в зависимости от мощности и сложности строения пласта и изменялась в среднем от 0,15 до 2,0 м. Изменчивость содержания по латерали оценивалась на основании сети разрезов по пласту.

Определение радиоактивных элементов (U и Th) в большинстве проб выполнено несколькими физическими неdestructивными 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 Национального исследовательского Томского политехнического университета (аналитик А.Ф. Судыко). Облучение проб нейтронами выполнено на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т физико-технического института 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. Предел обнаружения U и Th в углях методом ИНАА равен 0,1 г/т. Предел обнаружения U МЗН – 0,01 г/т.

Оценка среднего содержания U и Th в углях и торфах 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 месторож-

дениях [10].

Содержание урана и тория в углях

Среднее содержание урана в изученных углях Азии изменяется от 0,5–0,6 г/т (Карагандинский бассейн, месторождение Каражыра) до 32,8 г/т (месторождение Адун-Чулун, Монголия) (табл. 1). В торфях Западной Сибири содержится 0,4 г/т U. Среднее содержание урана в регионе в угле равно 2,3 г/т, в золе угля – 17,4 г/т. Эти цифры близки к средней оценке содержания U в углях мира [13].

Средние содержания Th в углях изменяются от 0,6 г/т в современных торфяниках Западной Сибири, 0,8 г/т в юрских и меловых углях Тунгусского бассейна до 8,9 г/т в углях Северо-Хорасанского угленосного района Ирана и до 8,1 г/т в углях Ургальского месторождений Дальнего Востока. Средняя оценка содержания Th для углей региона составляет 3,3 г/т. Рассчитанное региональное среднее содержание Th равно угольному кларку, но в связи со сравнительно низкой средней зольностью углей среднее содержание Th в золе угля выше зольного кларка. Характерно типичное для углей пониженное торий-урановое отношение, обусловленное селективным накоплением урана органическим веществом угля. Для Дальнего Востока России отмечено более высокое среднее содержание Th и более высокое торий-урановое отношение, чем для Сибири.

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

Угли девонского возраста. 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.

Угли карбон-пермского возраста. 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. Отличительная особенность позднепалеозойского угленакопления – широкое распространение в углях и углевмещающих породах продуктов вулканической деятельности, представленных измененными пепловыми туфами – тонштейнами и рассеянным пирокластическим материалом [7, 8]. Особенно отчетливо роль пеплопадов сказывается на геохимическом фоне тория. Этим, вероятно, объясняется относительно выдержанное его содержание в позднепалеозойских 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 U и Th.

В целом же пепловый материал доминирует в балансе Th в углях этого этапа угленакопления. Анализ опубликованных мировых данных позволяет заключить, что большое влияние вулканогенного вещества на формирование радиогеохимического фона позднепалеозойских углей яв-

ляется планетарной особенностью.

Угли мезозойского возраста. Мезозойский этап представлен несколькими возрастными уровнями угленакопления: триасовым, ранне-среднеюрским, позднеюрским и меловым.

По масштабам проявления и ресурсам углей в регионе он превосходит позднепалеозойский этап угленакопления. Радиогеохимическая характеристика мезозойских углей в Сибирском регионе определяется, главным образом, особенностями состава пород 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 Российского Дальнего Востока и Монголии, на территории которых проявление вулканической деятельности установлено от мезозоя до настоящего времени, роль пеплового материала существенно выше. В связи с этим, распределение урана и тория в углях этих регионов достаточно неоднородно.

Среднее содержание урана в мезозойских углях изменяется от 1,2 г/т в месторождении Эльгинское (Южно-Якутский бассейн) до 32,8 г/т в месторождении Адун-Чулун (Монголия). Значительный разброс содержаний урана в углях характерен не только для отдельных месторождений, но и для отдельных частей месторождений или бассейнов.

В редких случаях в пластах устанавливаются сингенетичные урановые аномалии. При этом в отличие от Сибири для Российского Дальнего Востока и Монголии в накоплении радиоактивных элементов в мезозойских углях существенную роль играет вулканогенное вещество. 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.

Угли и торф кайнозойского возраста. Кайнозойский этап угле- и торфонакопления проявлен на исследуемой территории достаточно широко. Угли этого этапа отличаются низким качеством, высокой зольностью и крайне неоднородным распределением радиоактивных элементов. Содержание U и Th в изученных месторождениях изменяется в широких пределах: от 0,9 г/т в углях о.Сахалин до 3,9 г/т в углях Павловского месторождения Приморья. Месторождения, расположенные среди базит-гипербазитовых интрузивно-вулканогенных образований, как правило, бедны ураном и торием.

Вместе с тем, низкое торий-урановое отношение указывает на урановую геохимическую специализацию кайнозойской эпохи угленакопления в Сибири. С этим связано образование в палеогеновых углях значительных аномалий U, достигающих в отдельных случаях 300 г/т. С кайнозойским этапом связано обогащение U углей юрского и даже позднепалеозойского возраста. Особенно ярко эти процессы проявились в западной части Канско-Ачинского угольного бассейна (Итатское, Назаровское, Березовское, Козульское месторождения).

Таблица 1. Содержание урана и тория в углях и золах углей

Угольный бассейн, месторождение	Число проб	A ^d , %	Содержание элементов, г/т				Th/U
			Уголь		Зола угля*		
			U	Th	U	Th	
1	2	3	4	5	6	7	8
Сибирский регион							
Угли девонского возраста							
Барзасское	14	32,5	3,2±0,8	3,9±0,4	9,8	12,0	1,2
Убруское	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
Угли карбон-пермского возраста							
Горловский	24	7,0	1,0±0,1	1,9±0,2	14,3	27,1	1,9
Кузнецкий	1394	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	67	14,2	2,7±0,6	3,3±0,7	19,0	23,2	1,2
Таймырский	10	8,6	3,2±0,8	2,1±0,4	37,2	24,2	0,7
Курайское	12	25,2	1,1±0,2	4,2±0,7	4,4	16,7	3,8
Среднее	1997	20,9	2,3±0,3	3,1±0,3	10,9	14,8	1,4
Угли мезозойского возраста							
Пыжинское	6	6,5	0,95±0,3	0,9±0,4	14,6	13,8	0,9
Канско-Ачинский	524	9,8	3,2±0,7	1,0±0,2	32,7	10,2	0,3
Иркутский	129	14,5	2,7±0,5	4,1±1,0	18,5	28,5	1,5
Улугхемский	46	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
Олонь-Шибирское	40	15,2	1,1±0,1	4,1±0,4	7,2	27,0	3,7
Татауровское	31	11,6	1,0±0,2	0,9±0,3	8,6	7,8	0,9
Тарбагатайское	34	10,9	2,6±0,8	1,4±0,6	23,9	12,8	0,5
Зашуланское	18	7,4	1,0±0,6	1,1±0,8	13,5	14,9	1,1
Харанорское	41	10,0	2,9±1,0	1,4±0,4	29	14	0,5
Загустайское	13	17,2	2,9±0,6	5,3±1,5	16,9	30,8	1,8
Буртуйское	18	9,5	2,5±0,4	3,0±0,5	26,3	31,6	1,2
Окино-Ключевское	8	17,9	1,1±0,5	2,3±0,4	6,1	12,8	2,1
Уртуйское	8	7,9	1,4±0,2	1,5±0,3	17,7	19,0	1,1
Апсатское	5	12,3	0,8±0,1	2,5±0,4	6,5	20,3	3,1
Среднее	1126	11,8	1,8±0,2	2,1±0,3	15,3	18,0	1,2
Угли палеогенового возраста							
Западно-Сибирский	73	30,7	4,6±0,4	3,5±0,2	15,0	11,4	0,8
Талду-Джургунское	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
Торф							
Западно-Сибирский	1927	7,3	0,4±0,1	0,6±0,1	5,1	8,5	1,7
Среднее для Сибири	5172	15,2	2,0±0,2	2,4±0,2	13,0	15,5	1,2

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8
Российский Дальний Восток							
Угли позднелюрского – раннемелового возраста							
Ерковецкое	23	14,2	1,0±0,4	3,6±1,5	7,0	25,4	3,6
Райчихинское	19	13,6	1,5±0,5	3,8±1,8	11,0	27,9	2,5
Эльгинское	47	18,4	1,2±0,1	3,7±0,4	6,7	25,5	3,8
Ургальское	57	24,1	2,9±0,3	8,1±0,6	12,0	33,6	2,8
Липовецкое	4	39,5	2,1±0,2	7,0±0,8	5,3	17,7	3,3
Среднее	150	22,0	1,7±0,3	5,2±1,0	7,9	23,9	3,0
Угли палеоген-неогенового возраста							
Шкотовское	7	16,2	1,2±0,3	2,7±0,7	7,4	10,6	2,3
Павловское	42	12,7	3,9±1,3	4,4±1,6	30,7	34,6	1,1
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-Омолыйский	16	33,0	2,0±0,4	3,2±0,6	6,0	9,8	1,6
Сахалинский	40	16,2	0,9±0,1	3,0±0,3	5,6	18,5	3,3
Возновское	6	21,1	2,3±0,6	5,4±1,3	10,9	25,6	2,3
Сергеевское	7	15,8	1,2±0,2	3,7±0,9	7,6	23,4	3,0
Среднее	143	17,8	1,7±0,4	3,6±0,3	9,7	20,1	2,1
Среднее для Дальнего Востока	293	19,4	1,7±0,2	4,2±0,5	8,8	21,7	2,4
Казахстан							
Угли карбонового возраста							
Карагандинский	3	9,8	0,6±0,1	1,1±0,3	6,1	11,2	1,8
Экибастуз	41	36,1	1,1±0,1	3,1±0,3	3,0	8,6	2,8
Угли юрского возраста							
Каражыра	7	11,7	0,5±0,2	1,0±0,2	4,3	8,5	2,0
Майкубенский	10	25,5	5,0±2,2	3,6±0,7	19,6	14,1	0,7
Среднее для Казахстана	61	20,8	1,8±1,1	2,2±0,7	8,7	10,6	1,2
Монголия							
Угли карбонового возраста							
Нурс-Хотгор	95	18,2	2,3±0,7	5,0±0,5	12,6	27,5	2,2
Хаар-Тарвагатай	10	18,7	1,0±0,1	2,7±0,3	6,0	14,3	2,6
Хундлун	7	9,4	1,0±0,1	2,6±0,5	10,6	27,7	2,6
Зээгт	10	12,5	1,3±0,4	2,1±0,3	10,4	16,8	1,6
Среднее	122	14,7	1,4±0,3	3,1±0,6	9,5	21,1	2,2
Угли пермского возраста							
Таван-Толгой	11	9,8	2,6±0,9	2,0±0,3	26,5	20,4	0,8
Увур-Чулут	5	16,7	11,0±2,0	4,9±1,5	65,9	29,3	0,4
Маньт	16	20,2	3,3±0,5	4,9±0,5	16,3	24,3	1,5
Хуренгол	29	39,1	2,0±0,2	6,3±0,5	5,1	16,1	3,2
Среднее	61	21,5	2,6±0,4	4,5±0,9	12,1	21,1	1,7

Окончание таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8
Угли юрского возраста							
Сайхан-Ово	6	9,7	$3,7 \pm 1,3$	$2,2 \pm 0,4$	38,1	22,7	0,6
Могойн-Гол	15	20,8	$21,8 \pm 4,0$	$5,9 \pm 1,7$	105	28,4	0,3
Баянтэг	8	14,8	$9,1 \pm 3,6$	$7,2 \pm 0,9$	61,5	48,6	0,8
Шарынгол	29	12,2	$2,1 \pm 0,2$	$5,2 \pm 0,4$	17,2	42,6	2,5
Среднее	58	14,4	$5,0 \pm 2,1$	$5,1 \pm 1,1$	34,6	35,7	1,0
Угли раннемелового возраста							
Алаг-Того	10	28,6	$3,0 \pm 1,1$	$4,6 \pm 0,7$	10,5	16,1	1,5
Адун-Чулун	10	11,1	$32,8 \pm 5,5$	$1,0 \pm 0,1$	296	9,0	0,03
Баганур	4	8,4	3,7	1,6	44,0	19,0	0,4
Тугрикнуурское	7	13,3	$0,7 \pm 0,1$	$1,5 \pm 0,2$	5,3	11,3	2,1
Шиве Овоо	28	Н.д.	$2,9 \pm 0,5$	$4,2 \pm 1,0$			1,4
Чандгатал	10	13,4	$2,1 \pm 0,7$	$0,9 \pm 0,3$	15,7	6,7	0,4
Среднее	69	15,0	$2,5 \pm 0,5$	$2,3 \pm 0,7$	16,6	15,4	0,9
Среднее для Монголии	310	16,3	$2,7 \pm 0,5$	$3,6 \pm 0,5$	16,7	22,1	1,3
Иран							
Угли триас-юрского возраста							
Табасский	307	23,9	$1,7 \pm 0,1$	$5,3 \pm 0,4$	7,1	22,2	3,1
Эльбурсский	129	23,1	$1,9 \pm 0,3$	$5,5 \pm 0,8$	8,2	23,8	2,9
Северо-Хорасанский район	60	25,6	$3,9 \pm 2,4$	$8,9 \pm 5,0$	15,1	34,9	2,3
Мерагинский район	32	26,3	$2,5 \pm 0,7$	$4,4 \pm 0,8$	9,5	16,7	1,8
Кашан-Эсфahanский район	22	39,0	$3,5 \pm 0,6$	$7,7 \pm 1,2$	9,0	19,7	2,2
Среднее для Ирана	550	24,2	$2,2 \pm 0,2$	$5,7 \pm 0,7$	9,7	24,0	2,6
Среднее для региона	6 386	13,2	$2,3 \pm 0,2$	$3,3 \pm 0,2$	17,4	25,0	1,4
Кларк для углей**	8 400		2,4	3,3	16	21	1,4

Примечание: * – пересчитано на золу; ** – по [13].

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

Факторы, контролирующие накопление радиоактивных элементов в углях

Изученные угли Северной Азии характеризуются невысокими средними содержаниями U и Th, сопоставимыми с кларковыми содержаниями этих элементов в углях мира, но при этом неравномерным распределением. Выявлены угольные месторождения и бассейны, обогащенные и обедненные U и, редко, Th. В пределах бассейнов и месторождений повышенным содержанием радиоактивных

элементов характеризуются отдельные угольные пласты или группы пластов, а в пластах – отдельные горизонты (или пачки). Причины таких различий кроются в разных условиях, существовавших на обширной территории угленакпления. Эти различия определяются различными условиями их формирования, которые принято называть факторами накопления. К наиболее важным из них можно отнести тектонический фактор, фактор петрофонда, гидрогеохимический и фациальный факторы и фактор угольного метаморфизма.

Тектонический фактор

Геотектоническая обстановка наряду с климатическим фактором определяет скорость угленакпления, интенсивность процессов денудации в области сноса, характер и состав грунтовых и поверхностных вод.

В целом для углей доминирующим фактором была поставка U и, особенно, Th с терригенной золой, поэтому при прочих равных условиях более зольные угли содержат и больше U и Th. Роль терригенной золы в накоплении урана и, особенно, тория отчетливо видна для всех регионов. Этот фактор повсеместно подтверждается наличием положительной корреляции между содержанием Th и зольностью. Для U в силу особенностей его геохимии, этот фактор

выражен менее ярко, но также является значимым. Тектонический фактор накопления радиоактивных элементов в углях играет особенно существенную роль в сочетании с фактором петрофонда.

Фактор петрофонда

Под петрофондом вслед за [11] мы понимаем всю совокупность пород области питания бассейна угленакопления. Влияние состава пород области питания на формирование геохимического фона угольных бассейнов и месторождений может быть выражено в особенностях геохимической специализации углей и в закономерном изменении содержания элементов-примесей от краевых частей бассейна седиментации к центру. В настоящее время важная роль фактора петрофонда в накоплении элементов-примесей в углях принимается как аксиома. Состав пород в обрамлении угленосных впадин, по-видимому, был главным фактором сингенетичного накопления U и Th в углях.

Фактор петрофонда ярко проявлен для протяженного Канско-Ачинского бассейна. Многочисленные эпигенетические аномалии в углях бассейна отчетливо приурочены к блокам горных пород, насыщенным кислыми и щелочными эффузивами, гранитоидами, месторождениями и проявлениями урана. С этим связана приуроченность аномалий к Кузнецко-Алалтаусской зоне в западной части бассейна и к Ангаро-Канской глыбе на востоке.

Высокая ураноносность юрских и меловых углей Монголии тесно увязана с широким развитием в регионе радиогеохимически специализированных интрузивно-вулканических комплексов.

Фактор синхронного вулканизма

Наличие вулканогенного материала в карбоновых и пермских угленосных отложениях Кузнецкого, Тунгусского и Минусинского бассейнов отмечено многими исследователями [1, 7, 8].

При формировании тонштейнов в результате болотного выветривания пеплового материала, освобожденные элементы-примеси (в том числе – U и Th) могли поглощаться прилежащими слоями торфа. Такой процесс был особенно эффективен, если исходная пирокластика имела кислый и щелочной состав, что можно наблюдать на примере угольных пластов Минусинского бассейна, пласта IV–V Кузнецкого бассейна, группы пластов Ургальского, Раковского, Павловского (Чихезского) месторождений Дальнего Востока, сверхмощного пласта месторождения Нурс-Хотгор в Монголии и других.

Проведенные исследования показали, что фактор синхронного вулканизма проявился на всей территории Северной Азии. Для западных областей велика роль карбон-пермского вулканизма в накоплении урана и тория в углях. К востоку отмечается омоложение пирокластики от юрского возраста для Прибайкалья, Забайкалья, Якутии и центральной Монголии до палеоген-неогенового и четвертичного для Приморья, Сахалина и северо-востока России

Гидрогеохимический фактор

Гидрогеохимические условия определяли характер водно-минерального питания палеоторфяников. Его роль хорошо видна при сопоставлении средних содержаний U и Th

в современных верховых и низинных торфяниках.

Верховые торфяники, водно-минеральное питание которых осуществляется, в основном, за счет атмосферных выпадений, существенно беднее радиоактивными элементами, чем низинные.

Фактор угольного метаморфизма

Пока нет убедительных фактов, надежно доказывающих вынос или привнос радиоактивных элементов при метаморфизме угля. Тем не менее, ориентируясь на оценки кларков U в бурых и каменных углях [13], а также сопоставляя содержание U и Th в каменных углях и антрацитах конкретных бассейнов [3], можно предположить, что процессы угольного метаморфизма ведут к потере органическим веществом угля радиоактивных элементов.

Сопоставление различных данных по содержанию U и Th в углях разных стадий углефикации показывает, что из углей даже при сравнении крайних членов изученного метаморфического ряда выносятся не более 50% урана. Торий при угольном метаморфизме явных тенденций к выносу не обнаруживает. Это подтверждается, в частности, и ростом торий-уранового отношения от бурых к каменным углям.

Гипергенное окисление углей

Гипергенное окисление углей часто обуславливает накопление в них урана. Высокая сорбционная способность органического вещества угля по отношению к урану обеспечивает его концентрирование из грунтовых вод даже с рядовым содержанием металла. Особенно благоприятны для этого процесса условия семиаридного климата, обуславливающие повышенное содержание в воде урана и кислорода. В результате в зоне окисления формируются ореолы обогащения ураном. Размеры этих зон накопления урана, как правило, невелики по сравнению с масштабами угольных бассейнов и не способны существенно повлиять на оценку геохимического фона угленосных отложений. Однако в пределах отдельных месторождений это влияние может быть значительно. Так, повышенное содержание урана в месторождениях Адун-Чулун, Баянтег, Могойн-Гол (Монголия) обусловлено именно эпигенетическим его накоплением вплоть до промышленно значимых концентраций. Существенно обогащены им окисленные угли отдельных месторождений Дальнего Востока и Сибири. В Канско-Ачинском бассейне 5% ресурсов угля составляют окисленные угли, содержащие в отдельных случаях до 0,2% урана [9]. Обычно обогащается ураном верхняя часть пласта. Максимум содержания приурочен к фронту зоны окисления. При этом вся зона окисления характеризуется аномальным его содержанием. Этот факт указывает на сопоставимую роль сорбционного и окислительно-восстановительного геохимических барьеров в накоплении урана в окисленных углях.

Выводы

Угли Северной Азии в целом характеризуются низкими уровнями накопления урана и тория. Среднее содержание урана и тория в них соответствует угольному кларку.

Распределение U и Th в угольных бассейнах неравно-

мерно и определяется совокупным влиянием целого ряда факторов: неоднородностью состава пород складчатого обрамления бассейнов, разницей фациальных условий угленакопления, влиянием вулканизма, климатических обстановок угленакопления и степенью метаморфизма углей.

Повышенные концентрации U и Th в углях тяготеют к обогащенным U и Th блокам пород в обрамлении бассейна, либо связаны с проявлением вулканизма в период угленакопления. Сочетание условий, характеризующихся наличием в обрамлении угленосной структуры радиохимически специализированных комплексов, подвергавшихся выветриванию в гумидном климате, с вулканической активностью в период угленакопления, обусловило формирование геохимических аномалий U и Th в отдельных

угольных пластах и месторождениях региона.

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

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 13-05-92203.

Литература

1. Адмакин Л.А. Типы тонштейнов в угольных пластах Минусинского бассейна // *Литоология и полезные ископаемые*, 1992. – №2. – С.49–56.
2. 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.
3. Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск: Изд. дом «Д-Принт», 2007. – 468 с.
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 углей Минусинского бассейна. – Новосибирск: Изд-во СО РАН Филлиал «ГЕО», 2003. – 347 с.
6. Арбузов С.И., Рихванов Л.П., Волостнов А.В., Варлачев В.А. Радиоактивные элементы в палеозойских углях Сибири. // *Геохимия*, 2005. – №5. – С.527–541.
7. Ван А.В. Роль пирокластического материала в угленосных отложениях Кузнецкого бассейна // *Советская геология*, 1968. – №4. – С.129–137.
8. Ван А.В. Вулканогенный пепел в угленосных отложениях верхнего палеозоя Средней Сибири // *Литоология и полезные ископаемые*, 1972. – №1. – С.40–51.
9. Гаврилин К.В., Озерский А.Ю. Канско-Ачинский угольный бассейн. – М.: Недра, 1996. – 272 с.
10. Ткачев Ю.А., Юдович Я.Э. Статистическая обработка геохимических данных. Методы и проблемы. – Л.: Наука, 1975. – 233 с.
11. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Неорганическое вещество углей. – Екатеринбург: НИСО УрО РАН. 2002. – 420 с.
12. Arbuzov S.I., Volostnov A.V., Rikhvanov L.P., Mezhibor A.M., Il'enok S.S. Geochemistry of radioactive elements (U, Th) in coal and peat of northern Asia (Siberia, Russian Far East, Kazakhstan, and Mongolia) // *Int. J. Coal Geol.* 2011. – vol.86. – P.318–328.
13. 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. – №2. – P.135–148.

ГЕОТЕХНОГЕННЫЕ СИСТЕМЫ МИРНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ КАК ИСТОЧНИКИ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЫ

С.Ю. Артамонова

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, artam@igm.nsc.ru

GEOTECHNOGENIC SYSTEM OF PEACEFUL UNDERGROUND NUCLEAR EXPLOSIONS AS SOURCE OF RADIOACTIVE POLLUTION OF GEOLOGICAL ENVIRONMENT

S.Yu. Artamonova

Sobolev Institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, artam@igm.nsc.ru

Abstract. A geotechnogenic system «a cavity of underground nuclear explosion – the containing geological environment – superficial ecosystems» by the example of the 10 sites of peace underground nuclear explosion (PUNE) in Yakutia (Northern East of Russia) is considered. The geophysical time-domain electromagnetic sounding method (TDEM) on “Kraton-3”, “Kristall” sites is applied. The revealed geoelectric layers on flanks of the profiles conform to a geological structure of the area. Under the PUNE epicenters local geotechnogenic anomalies – sharp rise of aquifer’s levels on 260–300 m are revealed. Mining of “Udachnaya” kimberlite pipe 3,5 km to a southwest of “Kristall” PUNE area has disturbed the “PUNE cavity – geological environment” system. Upon deepening and drying of open cast, a great depression cone was formed around the open cast. The radioactive underground brine flew to this depression from the explosion zone, mixing up there with brines from the underlying horizons. The brines from the ca-reer were pulled into tailing dumps and injected under the ground. The ecological risk is connected with possible pollution of an environment by the infiltration of underground water from burial ground disposal of brines through fractured zones of tectonic faults.

The new data on radioactive pollution of the superficial and underground waters are obtained. The cavities of the underground nuclear explosion are the sources of radioactive fluids, which reach up the earth surface. The indicators of the fluids have a high concentration of ^3H , ^{90}Sr in the underground brines, surface water, concentration ratio $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu} \geq 0,34$ in bottom sediment of spring well of PUNE site, ratio $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ that is lower than the natural ratio. The bottom sediment of PUNE sites is riched by TR, Y, Co, Be and other rare elements in comparison with their regional background level.

Актуальность

Изучение распространения радиоактивных элементов в среде обитания человека – одна из актуальных экологических задач современности. За 1965–1988 гг. на территории бывшего СССР было произведено 104 мирных подземных ядерных взрыва (МПЯВ) (без учета испытаний на спецполигонах), на территории Якутии – 12 МПЯВ общей мощностью 155 кт в ТЭ. Основное внимание исследователей обращалось последствиям выхода радиоактивности при проведении взрывов и их дальнейшему перераспределению под воздействием экзогенных и биогенных процессов [10, 22, 28, 29, 33–35]. Среди исследований выделяется сугубо технократическое направление, акцентирующее внимание лишь на вопросах радиационной обстановки в локальной окрестности боевых скважин [16, 17, 25]. Вместе с тем ряд работ посвящен оценке воздействия МПЯВ на вмещающие горные породы и подземные водоносные горизонты [11–13, 15, 21, 23, 27, 31]. МПЯВ является одним из самых сильных техногенных воздействий, когда-либо оказанных человеком на геологическую среду [1, 32]. Полости взрывов нужно рассматривать как неконтролируемые неизолированные подземные пункты размещения особых радиоактивных отходов с большой продолжительностью существования (по изотопам Pu). Современное состояние недр большинства МПЯВ остается не изученным. На территории Якутии впервые о возможной миграции радионуклидов из полости взрыва «Кристалл» с подземными водами отмечалось в работе Б.Н. Голубова [14]. К.И.

Микуленко предполагал открытость полостей 7-ми МПЯВ на Среднеботуобинском месторождении [24]. На основе закономерного-концентрического распределения плотности потока радона были выявлены ослабленные зоны вокруг боевых скважин взрывов «Нева-1» и «Вятка» [20].

Необходимость изучения состояния недр у объектов МПЯВ не подлежит сомнению.

Целью работы является оценка миграции техногенных радионуклидов в системе «полость взрыва – вмещающая геологическая среда ... поверхность земли» на примере 10-ти объектов МПЯВ на территории Якутии, из которых 2 взрыва: «Кристалл» и «Кратон-3» сопровождались выходом радиоактивности и отнесены к аварийным. В геологическом отношении объекты МПЯВ расположены в пределах Сибирской платформы: «Кратон-3» (на глубине 577 м) и «Кристалл» (на глубине 98 м) – в Тунгусской синеклизе в карбонатных породах нижнего кембрия, «Кратон-4» (на глубине 574 м) на стыке Вилуйской синеклизы и Предверхоянского прогиба в нижнемеловых песчаниках, «Нева-1», «Нева-2», «Нева-3», «Нева-4», «Шексна», «Вятка» и «Ока» (на глубинах 1501–1541 м) – в пределах погребенной Непско-Ботуобинской антеклизы на Ботуобинском нефтегазоконденсатном месторождении (рис. 1), последние, за исключением объекта «Нева-4», – в нижнекембрийских доломитах (у осинского продуктивного пласта), а объект «Нева-4» (на глубине 815 м) – в нижнекембрийской соленосной толще. Залегание пород горизонтальное и моноклиналиное, стратиграфические границы – в основном согласные. Криолитозона состоит из нескольких ярусов [2].

Верхний ярус мощностью 100–300 м слагают многолетнемерзлые породы, в них вода находится в виде льда. Ниже залегают охлажденные породы подземные воды с отрицательной температурой (криопэги), и морозные породы – с отрицательной температурой и сухие. Изотерма с температурой 0 °С залегает на глубине 800–1050 м [19]. На Тунгусской синеклизе развита элизионная водонапорная система с подземными рассолами. На Среднеботуобинском месторождении элизионная водонапорная система на глубине 1800–2100 м (около подошвы платформенного чехла) сменяется на аномально – депрессионную, подземные водоносные горизонты насыщены рассолами.

Минерализация рассолов с глубиной растет от 30 до 650 г/дм³. Пластовые давления меняются в широком диапазоне (от 4,5 до 32 МПа).

В районе МПЯВ «Кратон-4» характерна инфильтрационная водонапорная система.

Методы изучения

Наличие многолетней мерзлоты и пластов, насыщенных рассолами, обуславливает высокую геоэлектрическую контрастность геологической среды, что позволило применение зондирования методом переходных процессов (ЗМПП) [5, 6]. Проведен отбор поверхностных вод и донных осадков, а также подземных рассолов, притекающих в шахту и карьер кимберлитовой трубки «Удачная», расположенных в 4 км к юго-западу от объекта МПЯВ «Кристалл», и из сети гидрогеологических скважин. Использовался комплекс аналитических методов анализа: жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии [9], α -спектрометрии и β -радиометрии с предварительным радиохимическим концентрированием, высокоточной полупроводниковой γ -спектрометрии [30], ICP-MS, ICP-AES [26]. При пробоподготовке применены методики экстракции воды из подземных рассолов для последующего определения содержания трития с помощью жидкостно-сцинтилляционной спектрометрии. Для определения изотопного соотношения $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ с помощью ICP-MS применены методики экстракции урана из подземных рассолов, методики экстракции урана из ультрапресных поверхностных вод [8], патент №2011149436 (РФ) от 07.12.2011 г.

Результаты и обсуждение

С помощью ЗМПП получены геоэлектрические модели объектов МПЯВ «Кристалл» и «Кратон-3», которые адекватно отразили реальное геологическое строение района. Верхний слой с удельным электрическим сопротивлением (УЭС) от десятков до 1200 Ом•м, с выдержанной мощностью 150–200 м соответствует многолетнемерзлым породам. Выявленные слои с весьма низкими УЭС 0,2–1,2 Ом•м совпадают с уровнями распространения верхнекембрийского и I среднекембрийского водоносных горизонтов, насыщенные рассолами. Под эпицентром взрыва



Рис. 1. Схема расположения объектов МПЯВ на Сибирской платформе

«Кристалл» выявлена локальная геотехногенная аномалия – резкий подъем на 260–300 м напорных подземных рассолов I среднекембрийского водоносного горизонта до слияния у полости взрыва с верхнекембрийским водоносным горизонтом (рис. 2) [5]. При достижении глубины 100 м (190–200 абс.м.) в 1983 г. в карьер кимберлитовой трубки «Удачная» началась разгрузка верхнекембрийских подземных рассолов. По мере углубления карьера при постоянном его осушении (позднее и шахты) сформировалась депрессионная воронка, в которую устремились радиоактивные подземные рассолы из зоны МПЯВ «Кристалл», нами в рассолах шахты и карьера зафиксированы концентрации (Бк/л): трития до 146, ^{90}Sr – до 1,47, ^{238}Pu – до 0,083, $^{239,240}\text{Pu}$ – до 0,62. В депрессионной воронке происходит смешение радиоактивных рассолов с рассолами нижележащих горизонтов, о чем свидетельствует выявление радионуклидов в рассолах шахты на глубине – 600 абс.м. Таким образом, поствзрывной техногенез привел к дестабилизации и открытию геотехногенной системы «полость МПЯВ – вмещающая геологическая среда». Захоронение рассолов, поступающих в карьер, в межмерзлотные горизонты на уровне +200–+150 абс.м. на спецполигонах является дальнейшим этапом распространения радионуклидов в геологической среде. Существует экологический риск выхода радионуклидов на поверхность из подземных спецполигонов по трещиноватым зонам тектонических разломов.

В районе МПЯВ «Кратон-3» вдоль зоны тектонического разлома и у эпицентра взрыва ЗМПП показало латеральное и вертикальное неоднородное понижение УЭС слоя многолетнемерзлых пород с 1200 до 30–100 Ом•м, местами до 20 Ом•м. Это свидетельствует о деградации мерзлоты вследствие как отепляющего влияния реки, так

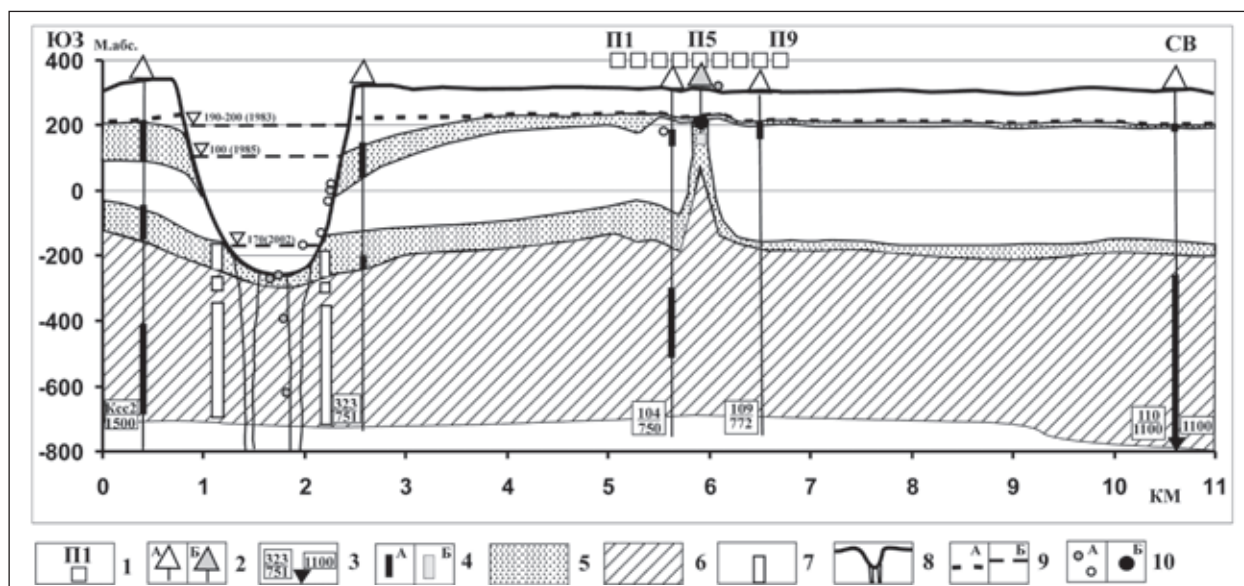


Рис. 2. Геологическая модель района МПЯВ «Кристалл» по направлению с юго-запада на северо-восток на основе криолитологических, гидрогеологических, геологических данных скважин и карьера трубки «Удачная» и данных геофизического зондирования по субмеридиональному профилю: 1 – № пикета ЗМПГП; 2 – устье скважины: А – гидрогеологической; Б – экспериментальной 1973 г.; 3А – в числителе № скважины, в знаменателе – глубина скважины (м); 3Б – глубина скважины за пределами рисунка (м); 4 – уровни подземных вод, измеренные: А – Амакинской ГРЭ в 2004 г.; Б – в 1973 г.; 5 – верхнекембрийский водоносный горизонт и верхний слой I среднекембрийского водоносного горизонта; 6 – основная часть I среднекембрийского водоносного горизонта; 7 – уровни подземных вод по Готовцеву С.П. [24]; 8 – отработанный карьер кимберлитовой трубки «Удачная» с двумя рудными корнями; 9А – подошва многолетнемерзлых пород; 9Б – уровень дна карьера в разные годы отработки; 10А – точки отбора водных проб: серые – в 2008, 2009 гг., светлые – в 2002 г. [14, 18]; 10Б – полость ядерного взрыва

и диффундирования глубинного тепла земли по трещиноватой зоне тектонического разлома, но и, возможно, вследствие механического воздействия взрыва, усилившего раскрытие тектонического разлома, ставшего подводящим каналом не только для тепло-, но и для массопереноса радиоактивности к поверхности земли. Над эпицентром «Кратон-3» выявлена локальная гидрогеологическая аномалия: резкий подъем уровня рассолов I среднекембрийского водоносного горизонта, вероятнее всего, по столбу обрушения, сформированному над полостью взрыва ~ на 300 м по вертикали при латеральных размерах гидрогеологической аномалии в ~400 м. Предполагается соединение в пространстве столба обрушения с зоной тектонического разлома и наличие пути массопереноса радионуклидов из зоны взрыва по системе «полость взрыва «Кратон-3» – столб обрушения – обновленная трещиноватая зона тектонического разлома – дневная поверхность» [6]. Наше предположение подкрепляется зафиксированными высокими концентрациями техногенных радионуклидов (Бк/л): трития до 74, ^{90}Sr – до 1,99, ^{238}Pu – до 0,0078, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,0004 при отсутствии эффекта разбавления в бочажинах, ручейках, втекающих в р. Марха и в самой речной воде на удалении до 3 км от эпицентра взрыва (рис. 3) [4]. Нами проводилась так называемая тритиевая съемка – массовый отбор водных проб и определение в них содержания трития, что в силу высокой подвижности этого радионуклида позволило выявить современные потоки массопереноса и места выхода радиоактивных подземных флюидов. В поверхностных водах района 7-ми объектов МПЯВ на Средне-

ботуобинском нефтегазоконденсатном месторождении максимальные концентрации техногенных радионуклидов составляют (Бк/л): ^3H – 170, ^{90}Sr – 1,99, ^{238}Pu – до 0,0014, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,00064. В полноводной р. Улахан-Ботубуй отсутствует эффект разбавления концентраций радионуклидов [3]. Хлориды Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} в поверхностных водах являются дополнительными индикаторами мест выхода подземных флюидов в условиях элизионной водонапорной системы Тунгусской синеклизы и верхнего разреза (до 1600 м глубины) Ботуобинского нефтегазоконденсатного месторождения и наличия высокоминерализованных подземных рассолов. Геопроводниками подземных флюидов могут служить естественные геоструктуры – зоны тектонических разломов, контактные зоны интрузивных тел и др., а также техногенные геоструктуры – ослабленные зоны вокруг боевых скважин, стволы старых буровых скважин и др.

Особое внимание вызвало распределение изотопов Pu. В поверхностных водах фоновых участков содержание изотопов Pu ниже предела обнаружения, а в донных осадках, почвах и растениях – доля ^{238}Pu составляет примерно 5–6 % от общего содержания $^{239,240}\text{Pu}$, что соответствует их обычному соотношению для ландшафтов Сибири в целом. Вместе с тем в большинстве проанализированных проб поверхностных вод и подземных рассолов районов МПЯВ содержание ^{238}Pu в превышает содержание $^{239,240}\text{Pu}$ в 1,4–31 раза, а соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ в донных осадках у выходов подземных флюидов составляет 0,34–1,0 [3–5, 7]. Данное существенное смещение соотношения изотопов Pu, по-видимому, сформировалось вследствие более

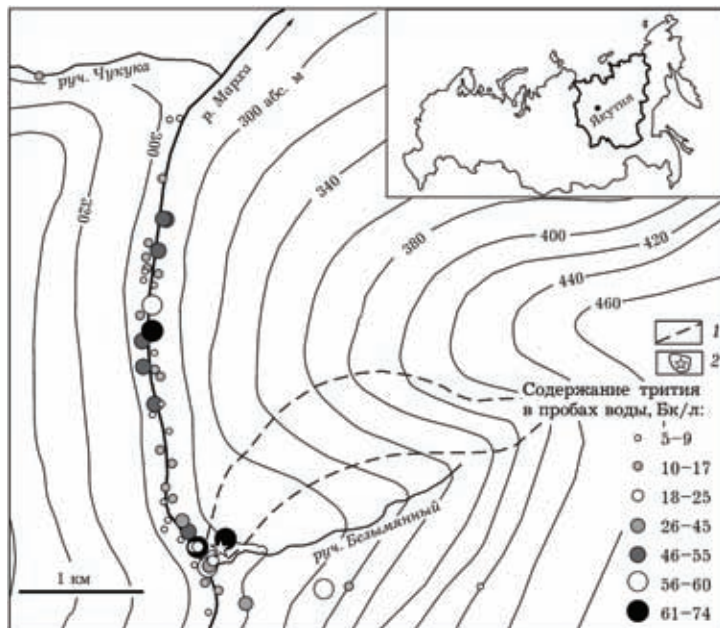


Рис. 3. Содержание трития (Бк/л) в районе объекта МПЯВ «Кратон-3» на правом берегу р. Мархи: 1 – граница «мертвого» леса по результатам дешифровки космоснимка Landcat; 2 – устье боевой скважины на насыпи

высокой миграционной способности ^{238}Pu по сравнению с $^{239,240}\text{Pu}$ с потоками флюидов по системе «полость взрыва – вмещающая геологическая среда ... поверхность земли».

С помощью ICP-MS выявлено, что в подземных рассолах, поверхностных водах и донных осадках районов МПЯВ: 1) наблюдается тенденция повышения содержания урана по сравнению с региональным фоновым уровнем; 2) снижено изотопное соотношение $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ до 125–135 (максимально до 74,6) вместо природного 137,88. В условиях инфильтрационной водонапорной системы и слабой интенсивности массопереноса флюидов в системе «полость взрыва «Кратон-4» – вмещающая геологическая среда ... поверхность земли» U , $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ явились наиболее информативными индикаторами латерального массопереноса техногенных радионуклидов, установленного на удалении до 20 и более км от объекта МПЯВ «Кратон-4».

С помощью ICP-MS и ICP-AES выявлено, что в районах МПЯВ наблюдаются геохимические аномалии лантаноидов, Y, Co, Be и других редких металлов: их содержание в донных осадках и поверхностных водах заметно выше их регионального фонового уровня (рис. 4).

Заключение. С помощью геофизических методов зондирования выявлено сохранение по прошествии более, чем 30 лет, локальных гидрогеологических аномалий у объектов МПЯВ в виде резкого подъема уровней подземных рассолов на 260–300 м при латеральных размерах аномалии примерно в 400 м. На основании полученных новых данных можно сделать заключение, что полости изученных объектов МПЯВ на территории Якутии являются открытыми геотехногенными системами вне зависимости от режима проведения взрывов (штатного или аварийного) и геологических условий. В условиях элизионной

водонапорной системы Тунгусской синеклизы и верхней части разреза до глубины 1600 м Среднеботубинского месторождения преобладает интенсивный вертикальный массоперенос радионуклидов. В условиях инфильтрационной водонапорной системы Предверхоанского прогиба в основном идет слабый латеральный массоперенос радионуклидов по направлению регионального движения подземных вод, при этом выявлены места их разгрузки на расстоянии 20 и более км от объекта МПЯВ.

В цепи «полость взрыва – вмещающая геологическая среда ... поверхность земли» основными проводящими геоструктурами являются: естественные – подземные водоносные горизонты, тектонические разломы, и также, возможно, трещиноватые контактные зоны траппов и других интрузивных тел; техногенные – ослабленные зоны вокруг боевых скважин МПЯВ, зоны трещиноватости и столбы обрушения, возникшие под механическим воздействием взрыва, а также техногенные геоструктуры, создаваемые в районах МПЯВ при горнодобыче: карьеры, шахты, буровые скважины, и, возможно, существовавшие ранее брошенные (неликвидированные) буровые скважины различного назначения. В местах выхода подземных радиоактивных флюидов повышены содержания техногенных радионуклидов в почвах, донных осадках и поверхностных водах, которые превышают региональный фоновый уровень: ^3H – в 2–34 раза, ^{90}Sr – в 2–16, $^{239+240}\text{Pu}$ – в 10–25; также в несколько раз повышены концентрации лантаноидов, Y, Co, Be и других редких металлов по сравнению с местным фоновым уровнем, наблюдается снижение изотопного соотношения $^{238}\text{U}/^{235}\text{U}$ до 74,6 вместо естественного 137,88. В условиях Тунгусской синеклизы и Непско-Ботубинской антеклизы дополнительным индикатором проводящей геоструктуры и выходов подземных флюидов является резкое увеличение минерализации поверхностных вод ≥ 1 г/л за счет роста в них содержаний $\text{Cl}^- \geq 300$ мг/л, Ca^{2+} , $\text{Na}^+ \geq 300$ мг/л.

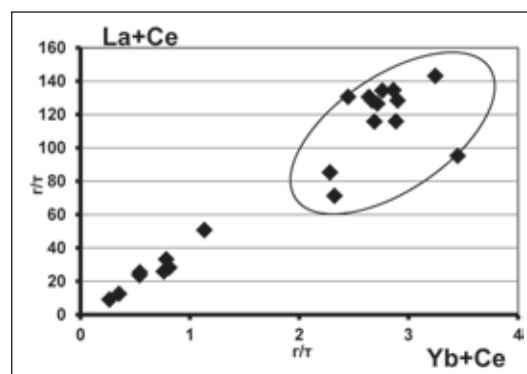


Рис. 4. Соотношение $(\text{La} + \text{Ce}) / (\text{Yb} + \text{Ce})$ в донных осадках озер на нижнемеловых песках Кобайского района. Донные осадки района МПЯВ «Кратон-4» образуют отдельное поле по сравнению с фоновыми участками района

Исследования выполнены в Институте геологии и минералогии СО РАН в рамках государственного заказа №43 (76–08), 22/88–10, 22/87–10, 23 (105–12) при поддержке от-

дела радиационной безопасности Министерства охраны природы Республики Саха (Якутия).

Литература

1. Адушкин В.В., Спивак А.А. Подземные взрывы. – М.: Наука. 2007. – 579 с.
2. Алексеев С.В. Криогидрогеологические системы Якутской алмазоносной провинции. – Новосибирск: Академическое изд-во «Гео», 2009. – 319 с.
3. Аргунова Т.В., Артамонова С.Ю. Радиоэкологическая обстановка на территории Средне-Ботуобинского нефтегазоконденсатного месторождения / Материалы III республиканской науч.-практ. Конф. (г. Якутск, 18–20 октября 2011 г.). – Якутск, 2012. – С.253–268.
4. Артамонова С.Ю. Радиоэкологическая обстановка в районе проведения мирного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» в 1978 г. (Северо-Западная Якутия) // Химия в интересах устойчивого развития, 2012. – Т.20. – №2. – С.143–155.
5. Артамонова С.Ю., Бондарева Л.Г., Антонов Е.Ю., Кожевников Н.О. Геоэкологическая модель района мирного подземного ядерного взрыва Кристалл (Якутия) // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 2012. – №2. – С.143–158.
6. Артамонова С.Ю., Кожевников Н.О., Антонова Е.Ю. Мерзлотно-гидрогеологическое строение района мирного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» (Якутия) по результатам электромагнитных зондирований // Геология и геофизика, 2013. – №5 (в печати).
7. Артамонова С.Ю., Разворотнева Л.И. Пути решения радиоэкологических проблем в районе мирных подземных ядерных взрывов на территории Якутии // Российский химический журнал. – Т. LIV. – 2010. – №3. – С.162–171.
8. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезникова А.В., Дедерменджи А.Г. Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды р. Енисей. // ДАН, 2008. – Т. 423. – №4. – С.479–482.
9. Бондарева Л.Г. Механизмы переноса трития в пресноводных экосистемах // Вестник НЯЦ РК: Периодический научно-технический журнал Национального ядерного центра Республики Казахстан, 2011. – №1(45). – С.10–22.
10. Бурцев И.С., Колодезникова Е.Н. Радиационная обстановка в алмазоносных районах Якутии. – Якутск: ЯНЦ СО РАН, 1997. – 52 с.
11. Вдовыкин Г.П. Итоги применения подземных ядерных взрывов при разработке нефтяных месторождений // Техника и технология, 2010. – №2. – С.63–66.
12. Геворкян С.Г., Голубов Б.Н. О деформациях полостей подземных ядерных взрывов в районе Астраханского газоконденсатного месторождения (АГКМ) // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 1998. – №2. – С.17–37.
13. Голубов Б.Н. Последствия техногенной дестабилизации недр Астраханского газоконденсатного месторождения в зоне подземных ядерных взрывов // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 1994. – №4. – С.25–42.
14. Голубов Б.Н., Сапожников Ю.А., Горальчук А.В. Миграция радионуклидов из полости подземного термоядерного взрыва «Кристалл» в алмазодобывающий карьер «Удачный» // Матер. II Республ. научн.-практ. конф. – Якутск: ЯФ ГУ Изд-во СО РАН, 2004. – С.182–192.
15. Горбунова Э.М., Спивак А.А. Изменение режима подземных вод при подземных ядерных взрывах // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 1997. – №6. – С.29–37.
16. Дубасов Ю.В., Трифонов В.А., Смирнова Е.А., Аршанский С.М. Современное радиационное состояние территории проведения мирных ядерных взрывов в Оренбургской области // Радиохимия, 2005. – Т. 47. – №6. – С.556–563.
17. Касаткин В.В., Ильичев В.А., Латышев В.Е., Мамонов В.П. Объекты ядерных взрывов в Якутии: реабилитация и современное состояние // Безопасность окружающей среды, 2009. – №3. – С.100–103.
18. Касаткин В.В., Ильичев В.А., Мясников К.В. и др. Состояние радиационной безопасности объектов мирных ядерных взрывов на территории РС(Я) // Матер. II Республ. научн.-практ. конф. – Якутск: ЯФ ГУ Изд-во СО РАН, 2004. – С.82–100.
19. Климовский И.В., Готовцев С.П. Криолитозона Якутской алмазоносной провинции. – Новосибирск: Наука, 1994. – 168 с.
20. Ковалев В.К., Ложников Б.Н. Опытнo-методические работы по измерению плотности потока радона близ ПЯВ на Средне-Ботуобинском НГКМ) // Матер. II Республ. научн.-практ. конф. – Якутск: ЯФ ГУ Изд-во СО РАН, 2004. – С.274–283.
21. Костарев С.М., Яковлев Ю.А. Геоэкологическое обоснование границ специальных горных отводов для участков подземных ядерных взрывов в районах нефтедобычи // Нефтяное хозяйство, 2009. – №4. – С.43–46.
22. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Коваленко В.В., Маторова Н.И., Карчевский А.Н., Осипова Л.П., Богданов В.А. Радиационное воздействие подземного ядерного взрыва шифр «Рифт-3» на территорию и население Осинского района Иркутской области // Сибирский экологический журнал, 2005. – №6. – С.1073–1078.
23. Мельников В.П., Оберман Н.Г., Велижанина И.А., Давиденко Н.М. Воздействие подземных ядерных взрывов на природную среду Севера // Геология и геофизика, 2000. – Т.41. – №2. – С.280–291.
24. Микулenco К.И., Чомчоев А.И., Готовцев С.П. Геолого-географические условия проведения и последствия подземных ядерных взрывов на территории Республика Саха (Якутия). – Якутск: Изд-во ЯНЦ СО РАН, 2006. – 196 с.
25. Мясников К.В., Родионов В.Н., Сизов И.А. и др. Анализ причин сокращения объемов подземных емкостей, созданных ядерными взрывами в массиве каменной соли на Астраханской газоконденсатной месторождении // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 1998. – №5. – С.16–29.
26. Николаева И.В., Палесский С.В., Козьменко О.А., Аношин Г.Н. Определение редкоземельных и высокозарядных элементов в стандартных геологических образцах методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) // Геохимия, 2008. – №10. – С.1085–1091.
27. Пиннекер Е.В., Шенькман Б.М. Техногенное изменение гидрогеохимической обстановки в Ангара-Ленском артезианском бассейне // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геоэкология, 1995. – №1. – С.110–122.
28. Собакин П.И., Чевычелов А.П., Ушницкий В.Е. Радиоэкологи-

- ческая обстановка на территории Якутии // Радиационная биология. Радиоэкология, 2004. – Т.44. – №3. – С.283–288.
29. Степанов В.Е., Ушницкий В.Е., Яковлева В.Д. О современных уровнях содержания искусственных радионуклидов в окрестностях подземного ядерного взрыва «Кристалл» Сборник научных трудов МИФИ. Том 5. «Медицинская физика, биофизика. Геофизика. Экология. Теоретическая физика. – М.: МИФИ, 2003. – с.122–124.
30. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Белоплицкий В.М. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, филиал «Гео», 2004. – 286 с.
31. Шахиджанов Ю.С., Кирюхина Н.Н. Геоэкологические последствия подземных ядерных взрывов при разработке газовых месторождений в России и США // Разведка и охрана недр, 2005. – №7. – С.35–40.
32. Яблоков А.В. Муф о безопасности и эффективности мирных подземных ядерных взрывов. – М.: ЦЭПР, 2003. – 176 с.
33. Gedeonov A.D., Petrov E.R., Alexeev V.G. et al. Residual radioactive contamination at the peaceful underground nuclear explosion sites "Craton-3" and "Crystal" in the Republic of Sakha (Yakutia) // J. Environ. Radioact., 2002. – №60. – P.221–234.
34. Ramzaev V., Mishine A., Golikov V. et al. Surface ground contamination and soil vertical distribution of ^{137}Cs around two underground nuclear explosion sites in the Asian Arctic, Russia // J. Environ. Radioact., 2007. – №92. – P.123–143.
35. Ramzaev V., Mishine A., Golikov V., Argunova T., Ushnitski V., Zhuravskaya A., Sobakin P., Brown J., Strand P. // J. Environ. Radioact., 2009. – №100. – P.1092–1099.

О РАДОНООПАСНОСТИ ПОДЗЕМНЫХ ГОРНЫХ ВЫРАБОТОК КАЛГУТИНСКОГО РУДНИКА

В.Е. Бабушкин

Общество с ограниченной ответственностью «ЭКОГЕО», Бийск, Россия, ekogeo@211.ru

RADON HAZARD AT KALGUTINSKY MINE UNDERGROUND DIGGING

V.E. Babushkin

Limited liability company «EKOGEО», Biysk, Russian Federation, ekogeo@211.ru

Abstract. This paper includes a brief review of the radon hazard at Kalgutinsky mine underground digging and contains the information about radon concentration and exposure dose rates, as well as the conclusions and recommendations how to lessen radon exposure for the mine staff.

Калгутинский молибден-вольфрамовый рудник находится на юге Республики Алтай вблизи Монголо-Китайской границы на высоте 3000 м над уровнем моря.

На руднике пройдены штольни на четыре горизонта через 60 м, по вертикале. Нижний откаточный горизонт штольни 18, затем горизонт штольни 19, горизонт штольни 20 и у поверхности – горизонт штольни 22. Общая протяженность горных выработок 16 км. Рудник отрабатывается системой разработки с магазинированием.

Сравнительно недавно было установлено, что основным источником облучения человека от естественной радиации оказался невидимый, не имеющий вкуса и запаха сравнительно тяжелый газ радон и продукты его распада. Давно было известно, что, «Земля дышит радоном». Он выделяется из горных пород и растворяется в гигантских объемах околосреднего воздуха и незначительно влияет в этих условиях на человека. Но если над радоновыделяющей поверхностью Земли оказывается дом, то газ может через щели в подвальных перекрытиях и другие отверстия дома проникать в его внутренние помещения, а также в подземные горные выработки и накапливаться там в весьма больших количествах. Вдыхая резко обогащенный радоном и продуктами его распада воздух в помещении, человек облучает органы дыхания, особенно легкие. [2].

По данным НКДАР ООН радон и продукты его распада ответственны за 3/4 годовой индивидуальной эффективной эквивалентной дозы облучения, получаемой населением от земных источников радиации. [1].

Впервые измерения радона в подземных выработках

Калгутинского рудника были проведены в августе 1998 г. сотрудниками кафедры Геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета под руководством доктора геолого-минералогических наук Л.П. Рихванова. Ими были зафиксированы повышенные концентрации радона: на горизонте штольни 18 – ЗРОА 4500 Бк/м³, в здании над радоновым источником (Теплый ключ) – ЗРОА 800 Бк/м³.

Содержание радона, в воде источника измеренное автором в сентябре 2000 г. – 400 Бк/кг.

Автором были произведены измерения мощности экспозиционной дозы (МЭД) и измерения концентрации радона на Калгутинском месторождении.

Вмещающими породами рудных кварцевых жил Калгутинского месторождения являются урансодержащие граниты, мощность экспозиционной дозы (МЭД) которых составляет 40–50 мкР/час, в 4 Пи пространстве (в горных выработках) 65–95 мкР/час. Встречаются аномальные зоны до 700 мкР/час.

При проведении измерений концентрации радона на всех 4 горизонтах были зафиксированы повышенные значения в 2–6 раз превышающие нормативы.

Результаты измерений приведены в табл. 1.

Основной приток радона в горные выработки идет из массива гранитов.

Измерения проводились, как в летний, так и в зимний периоды при естественной вентиляции. Отмечено, что в зимний период, когда из-за разности температур струя воздуха направлена с поверхности в горные выработки, содержание радона в штольне 18 значительно меньше, чем

Таблица 1. Таблица результатов измерения концентраций радона

№ п/п	Наименование места измерений	Объемная активность радона, Бк/м ³	Эффективная равновесная объемная активность радона, Бк/м ³	Погрешность измерений
Горизонт штольни 18 (лето)				
1	Район восстающего 1	2 920	1 460	30 %
2	Депо	19 350	9 675	–
3	Газоубежище	15 300	7 650	–
Зимний период				
4	Район восстающего 1	300	150	–
Горизонт штольни 20 (зима)				
5	Район восстающего 2	8 820	4 410	–
Горизонт штольни 19 (зима)				
6	Район наклонного восстающего	5 040	2 520	–
7	Штрек 2, район скреперного полка	4 860	2 430	–
Горизонт штольни 22 (лето)				
8	Перед восстающим 5	7 380	3 890	–
9	За восстающим 5	1 520	760	–
10	Штрек 1, у забоя	2 280	1 140	–

в летний период.

Нормативы по НРБ-99:

1. Эффективная доза облучения природными источниками излучения для всех работников в производственных условиях не должна превышать 5 мЗв в год.
2. Мощность эффективной дозы гамма-излучения на рабочем месте не более 2,5 мкЗв в час.
3. ЗРОА радона в воздухе зоны дыхания – 310 Бк/мЗв. [3].

Эффективная доза от всех видов облучения, получаемая в течении года персоналом. рудника:

- средняя эффективная доза гамма-облучения на рабочем месте – 1,0 мЗв/год.
- средняя эффективная доза, получаемая от облучения радоном – 25 мЗв/год.

Выводы и рекомендации

Как видно из вышеизложенного, работники рудника, занятые на подземных работах получают дозу облучения в 5 раз превышающую норматив.

Для снижения доз облучения от радона необходимо максимально усиливать вентиляцию рудника, герметично изолировать все отработанные выработки, вести постоянный радиационный контроль на рабочих местах.

Литература

1. G. Akerblau. *Investigations and mapping of radon risk areas. Swedish Geological Company. Box 801. S-95128. Lulea. Sweden, 1995. – 31 с.*
2. Бабушкин В.Е., Жилин В.А. Радон, как радиационный и геофизический фактор. // Материалы III международной межвузовской конференции. День Земли: экология и образование, 1997. – Бийск, НИЦ БугПИ, 1998. – С.16–22.
3. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99). Минздрав России, 1999. – 190 с.
4. <http://www.vsegei.ru/ru/> портал Всероссийского научно-исследовательского геологического института им. А.П. Карпинского.

ИЗМЕНЕНИЕ СОСТАВА РАДИОАКТИВНЫХ ИЗОТОПОВ В ДОННЫХ ОСАДКАХ ДЕЛЬТЫ РЕКИ СЕВЕРНАЯ ДВИНА

А.В. Баженов, И.М. Киселева, С.В. Дружинин

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

CHANGE OF A COMPOSITION OF RADIOACTIVE ISOTOPES IN BOTTOM SEDIMENTS OF DELTA OF THE RIVER NORTHERN DVINA

A.V. Bazhenov, I.M. Kiseleva, S.V. Druzhinin

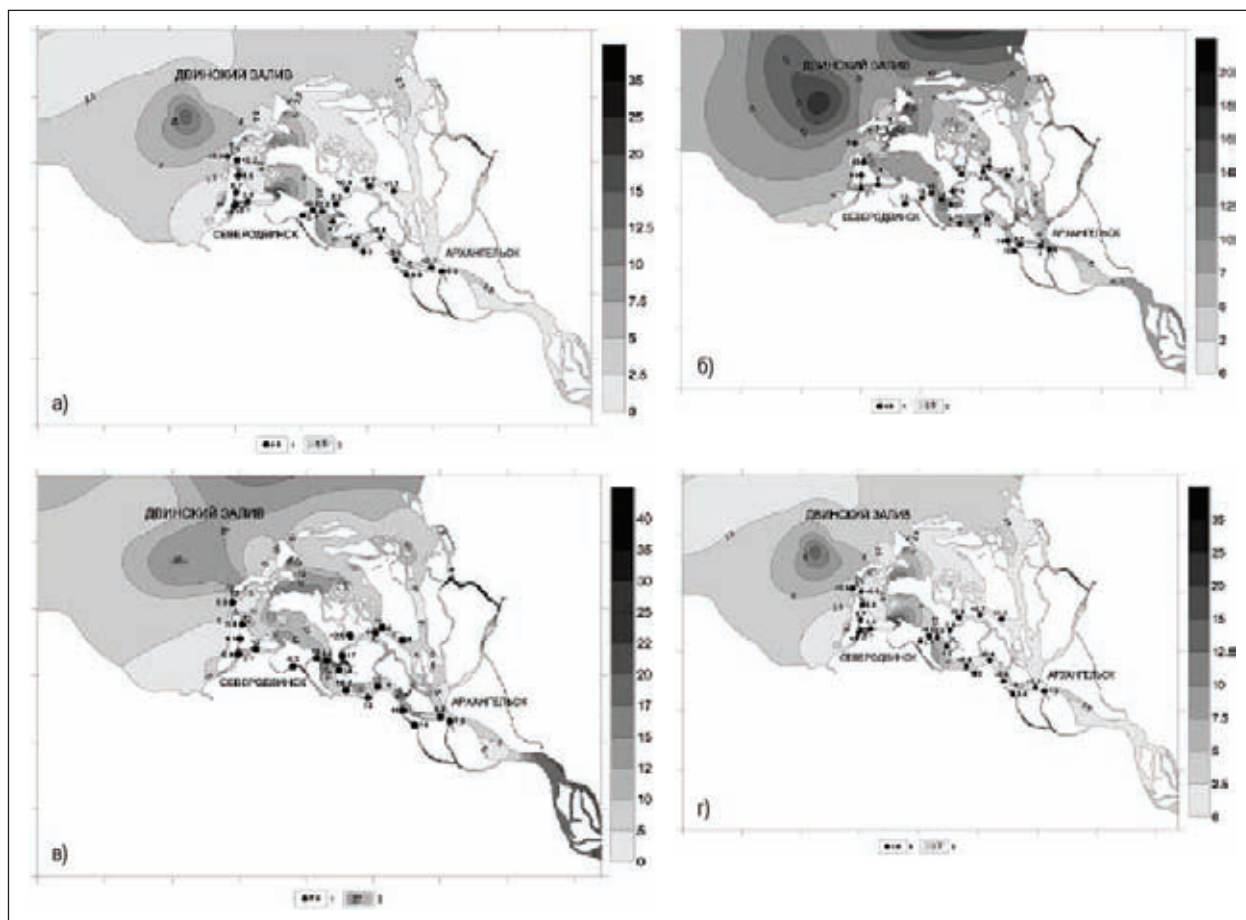
Institute of ecological problems of the North, Ural Division of the Russian Academy
of Sciences, Arkhangelsk, Russia, kiselevgp@yandex.ru

Abstract. Repeated researches of the radioactivity in the western part of delta of the river Northern Dvina, for the purpose of the control over the radioactive pollution are conducted. It shows that there was a change in the activity of radioactive isotopes of ^{137}Cs (the quantity has decreased), ^{226}Ra , ^{232}Th in bottom sediments. It indicates the change in the composition of bottom sediments in time.

Изучение радиоизотопного состава донных осадков дельты реки Северная Двина проводится с 1999 года лабораторией экологической радиологии ИЭПС УрО РАН [1, 2].

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 химических (радиоактивных)



а – удельная активность цезия-137; б – удельная активность тория-234; в – удельная активность радия-226; г – удельная активность калия-40

Рис. 1. Распределение удельных активностей цезия-134, тория-234, радия-226 и калия-40 (Бк/кг) в донных отложениях дельты реки Северная Двина в 1999 году с добавлением в 2005 году. Точками показан отбор проб в 2012 году

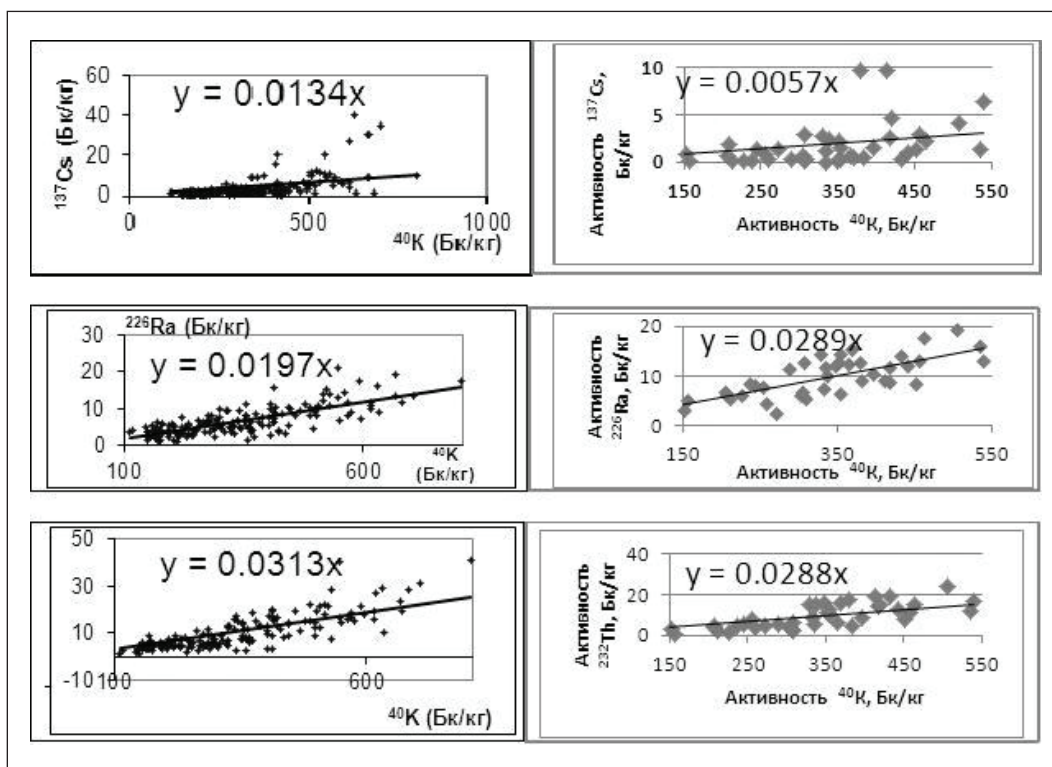


Рис. 2. Корреляционные графики цезий-137 – калий-40; радий-226 – калий-40; торий-232 – калий-40. Левая часть на период 1999 года, правая на период 2012 год

элементов, то есть осаждение одних в донные отложения, дальнейший транспорт в море других. Причем этот фильтр не является стационарным, он постоянно изменяемый 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 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.

В 2012 году был выполнен повторный отбор проб донных осадков западной части дельты реки Северная Двина, примыкающей к г. Северодвинску для оценки техногенного загрязнения. Координаты отбора проб привязывались с помощью спутникового навигатора. Было отобрано 48 проб двухковшовым дночерпателем «Океан» с верхней пятисантиметровой части донных отложений. Это аналог проведенных в 1999 году работ. В дальнейшем в лабораторных условиях пробы доводились до воздушно-сухого состояния и измерялись в геометрии Маринелли на сцинтилляционном гамма-спектрометре «Прогресс 2000» с определением удельной активности тория-232, радия-226,

калия-40, цезия-137 и других гамма-активных изотопов.

Результаты определения удельных активностей цезия-137, тория-232, радия-226 и калия-40 были внесены в базу данных по дельте р.Северная Двина, подготовленную ранее. Были построены карты распределения этих изотопов в верхней пятисантиметровой толще донных осадков дельты с учетом полученных новых данных (рис. 1а, б, в, г). В результате чего установлено, что на морской границе дельты (морская граница проходит по краям северных островов дельты) (рис. 1), формируется зона осадконакопления с активным выносом естественных и искусственных радионуклидов. Наиболее эффективными геохимическими барьерами дельты для осаждения взвесей, содержащих цезий-137, радий-226, торий-232 и калий-40 является морская отмельная и предморская часть дельты.

Полученные данные анализировались в различных аспектах. Были построены корреляционные графики зависимости активности изотопов по отношению к калию-40. Этот параметр является показателем сортировки осадочного материала в процессе транспорта и седиментации.

За 13 лет в дельте произошли изменения в изотопном составе донных осадков (рис. 2). Наклон корреляционной кривой определяет направление изменения тех или иных изотопных параметров. Так в донных осадках дельты уменьшилась активность цезия-137, что частично может объясняться распадом цезия-137. Количество радия-226 несколько увеличилось, а тория-232 уменьшилось. Это указывает на смену состава осадков в дельте. Работа выполнена по проекту 12-5-4-022-АРКТИКА.

Литература

1. Киселев Г.П., Зыков С.Б., Баженов А.В., Киселева И.М. Радиоактивность донных отложений дельты Северной Двины // Поморье в Баренц-регионе на рубеже веков: экология, экономика. Материалы международной конференции. – Архангельск: Институт экологических проблем Севера УрО РАН, 2000. – С.106–108.
2. Дерук А.О., Шевченко В.П., Киселев Г.П., Богоунов А.Ю. Ра-

диоактивность донных отложений дельты Северной Двины // Академическая наука и ее роль в развитии производительных сил в северных регионах России: всероссийская конф. с межд. участием, 19–23 июня 2006: [Электронный ресурс]. – Электронные, текстовые, граф. данные. – Архангельск: ИЭПС УрО РАН, 2006. – 1 электрон. опт. диск (CD-ROM): цв.-Загл.

КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ ПРИ РАЗВЕДКЕ И ЭКСПЛУАТАЦИИ МЕСТОРОЖДЕНИЯ ИНКАЙ (ШУ-САРЫСУЙСКАЯ УРАНОВОРУДНАЯ ПРОВИНЦИЯ, РЕСПУБЛИКА КАЗАХСТАН)

Д.С. Байпишева, В.А. Домаренко

Томский политехнический университет, dina_221189@mail.ru

TOTAL IMPACT ASSESSMENT OF THE ENVIRONMENT AT THE EXPLORATION AND EXPLOITATION OF INKAI DEPOSIT (SHU-SARYSUYSKAYA URANIUM AND ORE PROVINCE, THE REPUBLIC OF KAZAKHSTAN)

D.S. Baypisheva, V.A. Domarenko

Tomsk polytechnic university, dina_221189@mail.ru

Abstract. National economic and energy safety of the state depends directly on the development and use of strategic minerals. Uranium is one of the most important minerals and can be considered as the real alternative to hydrocarbon energy raw material. Ecologic and economic deposit assessment is based on the broad spectrum of researches. The authors have analyzed the underground leaching impact on the environment on the example of Inkai deposit.

В течение последних 30 лет силами АО «НАК «Казатомпром»» в Южном Казахстане выявлено 19 месторождений урана, пригодных для отработки методом подземного выщелачивания. Разведанные запасы и прогнозные ресурсы урана на них составляют около 1 млн.т. Из них только 5 месторождений (Карамурун, Ирколь, Канжуган, Уванас и Восточный Мынкудук) детально разведаны и составляют сырьевую базу действующих горнорудных предприятий. На остальных месторождениях проведены лишь предварительная разведка или поисково-оценочные работы, и для их подготовки к промышленному освоению требуется проведение детальной разведки, сопровождаемой полномасштабными опытами по подземному выщелачиванию урановых руд на многих из них [1].

В последние годы экономика природопользования стала необходимым инструментом для выбора экологически приемлемых вариантов отработки месторождений. Охрана окружающей среды, соблюдение норм и требований природоохранного законодательства, прогноз и оценка эколого-экономического ущерба играют всевозрастающую роль в горно-геологической отрасли. Особенно это актуально в процессе добычи радиоактивного сырья.

Эколого-экономическая оценка месторождений основывается на результатах широкого спектра исследований. В данной работе проведён анализ влияния подземного выщелачивания на окружающую среду.

Подземное выщелачивание является наиболее экологически чистым, практически безотходным способом добычи и первичной переработки радиоактивного сырья, поскольку при его применении исключаются:



Рис. 1. Обзорная схема района работ

- выдача руды и горной массы на поверхность, создание отвалов пустых пород и хвостохранилищ гидрометаллургического передела руд;
- выдача на поверхность загрязненных дренажных подземных вод и сброс их в поверхностные водотоки;
- загрязнение воздушного бассейна пылью (из карьеров, с отвалов, дорог) и вредными газами (окислы азота и др.).

По существу, все техногенное воздействие подземного выщелачивания ограничено рудовмещающими водоносными пластами, где природные пластовые воды при эксплуатации замещаются рабочими продуктивными растворами, которые по окончании добычи металла трансформируются в так называемые «остаточные». Те и другие отличаются высокой кислотностью или щелочностью, а также повышенными концентрациями урана (в рабочих растворах – промышленными, в остаточных – непромышленными) и целого ряда элементов-спутников (селена, ванадия, вольфрама, молибдена и др.).

Такое, казалось бы, интенсивное техногенное воздействие на рудовмещающий водоносный горизонт во многих случаях не создает никакой дополнительной экологической опасности, так как подземные воды района месторождений изначально заражены тем же комплексом элементов (уран, селен, ванадий, молибден), что и руды. Это обуславливает их непригодность для использования в хозяйственно-питьевых целях.

Кроме того, нередко пластовые воды рудовмещающих горизонтов имеют повышенную или высокую естественную минерализацию, что также делает невозможным их практическое использование. На подобных объектах рудовмещающий горизонт сам по себе оценивается как перспективный пласт-коллектор для экологически безопасного подземного захоронения жидких промышленных отходов. При подземном выщелачивании захоронение остаточных растворов на таких объектах осуществляется как бы автоматически.

Диапазон гидрогеологических условий рудовмещающих водоносных горизонтов может быть достаточно широким: от горизонтов, пригодных для использования в качестве пластов-коллекторов промышленных стоков и потому не требующих специальных предупредительных и восстановительных мероприятий при отработке приуроченных к ним рудных месторождений, до горизонтов, содержащих подземные воды, пригодные для хозяйственно-питьевых целей. В последнем случае отработка месторождений допускается при определенных ограничительных условиях, а иногда может быть вообще признана нецелесообразной.

Особенность гидрогеологического режима эксплуатации месторождений подземным выщелачиванием – некоторый отрицательный баланс закачиваемых и откачиваемых растворов, что препятствует их значительному растеканию за контуры обрабатываемых блоков в процессе отработки. Расстояния, на которых отмечалось присутствие рабочих растворов за контурами отработки, изменялись от десятков до 100–150 м. Вследствие этого в период отработки, длительность которого для отдельных блоков не превышает 3–5 лет, эксплуатационные системы подземного выщелачивания даже в эксплуатируемых для

водоснабжения водоносных горизонтах не представляют практической опасности по отношению к водозаборам, удаленным от них на расстояния более 1,5–2 км. Тем не менее, в таких случаях при проектировании отработки совершенно обязательным являются гидродинамический и миграционный прогнозы взаимодействия водозаборов и участков выщелачивания. Потенциально более опасна в подобных условиях ситуация, создающаяся по окончании отработки месторождения, когда эффект отрицательного дебаланса перестает оказывать сдерживающее и ограничивающее влияние на ореол остаточных растворов.

Таким образом, можно считать, что в большинстве случаев, когда рудовмещающий водоносный горизонт не служит вблизи обрабатываемого месторождения объектом водоснабжения, какие-либо специальные реабилитационные мероприятия в нем необязательны.

Основным природоохранным мероприятием во всех случаях должна быть надежная затрубная цементация рабочих скважин, предотвращающая поступление рабочих, продуктивных или остаточных растворов в эксплуатируемые для водоснабжения водоносные горизонты или на поверхность земли.

Оценка воздействия на окружающую среду (ОВОС) осуществляется по следующим основным параметрам: источник–вид–характеристика–объект воздействия. Каждый из этих компонентов воздействия характеризуется определенным набором параметров.

Характеристика воздействия производится по степени (масштабам) и интенсивности. Для этого устанавливаются индикаторы (критерии) техногенного воздействия, к которым относятся типы и содержания загрязняющих химических веществ, значения физических параметров состояния природной среды, а также показатели возможности (пригодности) ее использования в других целях. Масштабы воздействия определяются соотношением объемов или площадей техногенных изменений окружающей среды во времени, а интенсивность – превышением значений индикаторов над допустимыми или фоновыми. Кроме этого, рассматриваются и другие не менее важные параметры воздействия – периодичность, необратимость, синергетический эффект суммации отдельных видов воздействия и т.д.

Источником воздействия в горно-геологической отрасли является подземное скважинное выщелачивание (незатрампонированные скважины, полигоны и отстойники, остаточные растворы).

Основные виды воздействия:

- нарушение (физическое воздействие);
- загрязнение (химическое воздействие);
- изъятие или отчуждение природных объектов (невозможность их использования другими природопользователями).

Например, при включении в площадь горного отвода земель для создания охранной зоны, они уже не могут быть использованы для других целей даже при отсутствии других видов техногенного воздействия. Широко распространено так называемое косвенное отчуждение, когда природный объект лишь частично утрачивает исходное качество, попадая в зону ореолов загрязнений или нару-

шений нередко на значительном расстоянии от горного предприятия.

Существуют следующие типы воздействия (в скобках приводятся основные индикаторы воздействия) [2]:

- гидрохимическое (загрязнение поверхностных и подземных источников, индикаторами которого являются тяжелые металлы, кислотные анионы и другие загрязнители);
- механическое (изменение инженерно-геологических характеристик горного массива, индикатором которого являются отклонение от первичных параметров трещиноватости и устойчивости пород, оползни, смещения блоков, провалы и т.п.);
- химическое (загрязнение земель различными химическими компонентами, устанавливаемое по величинам превышений их содержаний над фоновыми и предельно допустимой концентрацией);
- тепловое (изменение температуры сред, термоэрозия, изменение параметров криолитозоны);
- нарушение ландшафта (площади и параметры ландшафтов);
- нарушение или изъятие участков недр (объемы недр и запасы других полезных ископаемых, попавшие в зону отчуждения или нарушения).

К основным объектам воздействия относятся главные компоненты окружающей среды (биосферы): атмосфера, гидросфера (подземные и поверхностные воды), земель-

ные и биоресурсы (различные типы земель и ландшафтов, фауна и флора), недра. Объектом воздействия являются также и антропогенные ресурсы, при рассмотрении которых производится оценка техногенного воздействия на условия жизни и здоровье человека, ухудшение условий и результатов производственной деятельности.

Благодаря исполнению природоохранных мероприятий в полном объеме количество эмиссий в окружающую среду находится под контролем, а их уровень в окружающей среде не превышает контрольных параметров.

Радиохимическое и радионуклидное загрязнение почв и грунтов поддерживается на минимально возможном уровне. Имеет место лишь деградация почв и их незначительное засоление на добычных блоках (табл. 1) [2].

Благодаря своевременной дезактивации почв, мощность экспозиционной дозы не превышает 20 мкР/ч над фоном, однако настораживает повышение радиоактивности растительности на добычных блоках по всем радионуклидам, по самому радиотоксичному радионуклиду свинцу-210 в 3,4 раза. Это может потребовать ужесточения нормативов по радионуклидному загрязнению при окончательной рекультивации блоков.

Как положительный факт, следует отметить высокую культуру обращения со всеми типами отходов на централь-

Таблица 1. Содержания радионуклидов в грунте и растительности [2]

	Радионуклиды, Бк/кг							
	Cs ¹³⁷	K ⁴⁰	Pb ²¹⁰	Ra ²²⁶	Ra ²²⁸	Ra ²²³	Th ²²⁸	Th ²³⁴
Грунт до начала опыта	9,4	747	821	531	37,8	114,5	39,0	705
Растительность до начала опыта	3,5	303	153	47	4,5	11,0	4,0	23
Растительность на 30.04.06 г.	6,3	4069	519	122,5	25,5	31,9	13,3	312

Таблица 2. Результаты анализов водных проб, отобранных из наблюдательных скважин участка ОПВ-2 до и после опыта подземного выщелачивания [2]

№№ скважины	До начала опытных работ			По завершению опытных работ (Содержание урана (C _у мг/дм ³))	
	pH	Электропроводность, мкм сименс/см	pH	Электропроводность, мкм сименс/см	Общая минерализация вод, мг/дм ³
S-1	7,5–8,5	765–1 170	8,7	1 126	0,6
S-2			8,65	1 141	0,6
S-4			7,43	1 137	0,6
S-5			8,61	1 150	0,6
S-6			8,39	1 131	0,6
S-7			8,71	1 145	0,6
S-8			8,72	1 174	0,6
S-9			8,75	1 125	0,6
4-HP	7,4	2 008	8,45	4 436	2,3
5-HP		4 406	8,20	4 676	2,5
10-HP	7,9	3 280	8,49	4 343	2,3
11-HP		3 800	8,24	4 275	2,2

ной промплощадке. Все отходы собираются, сортируются и утилизируются. Нерadioактивные отходы, неподдающиеся переработке, захораниваются на полигоне промышленных и бытовых отходов, а радиоактивные отходы складываются в хранилище низкорadioактивных отходов.

Наиболее критичным видом воздействия является воздействие на подземные воды и недра. Выщелачивающие растворы, нагнетаемые в рудный горизонт, выщелачивая уран, расходуется на взаимодействие с вмещающими породами и водами. Это приводит к засолению подрудной части месторождения. Средний удельный расход серной кислоты составил 38 тонн на 1 тонну добытого урана. Этот показатель лучше чем на других месторождениях отрасли, за исключением опытного участка ОПВ-2 на месторождении Акдала, где средний удельный расход серной кислоты составлял 13 тонн на 1 тонну добытого урана. Внедрение Акдалинского опыта, предложенного в 2005 г., позволит снизить уровень засоления горных пород подрудной зоны (табл. 2) [2].

Опыт выщелачивания на ОПВ-2 показал, что подземная область выщелачивания обладает рядом геологических и гидрогеологических факторов, способствующих нераспространению засоления.

К этим факторам относятся следующие:

- окислительно-восстановительный барьер на фронте кислых растворов;
- локальные водоупоры в виде линз алевроитов и глин мощностью до 0,6 м;

- увеличение непроницаемости подрудных пород, а также их обогащение сорбционными веществами, гидроокислами железа и алюминия;
- «застойный» гидродинамический режим подземных вод в пределах рудных залежей, где естественная скорость потока подземных вод снижается в 2–3 раза по сравнению со скоростью вод вне залежей.

Засолению подвержены только породы подрудной части. Оно распространяется по латерали до 100 м от крайнего ряда закачных скважин и на глубину до 12 м. Нижняя граница засоления совпадает с кровлей локальных водоупоров, распространенных повсеместно. Максимальный плотный остаток водных вытяжек достигает 0,94 %. Этот уровень засоления часто ниже, чем уровень засоления поверхностных почв на месторождении. Со временем следует ожидать дальнейшего уплотнения пород под выщелоченной рудной частью блоков.

Для получения дополнительных данных по устойчивости или стабильности ореола засоления этих пород в технико-экономическое обоснование (ТЭО) [3, 4] на разработку месторождения Инкай рекомендуются дополнительные мониторинговые исследования по изучению данного вопроса, а также восстановлению физико-химических параметров подземной воды.

Таким образом, на опытном участке выщелачивания на месторождении Инкай выполняются весь комплекс природоохранных мероприятий, что исключает значимое отрицательное воздействие на окружающую среду.

Литература

1. Бегун А.Д., Берикболов Б.Р., Сушко С.М. Программа развития урановой сырьевой базы АО «НАК Казатомпром» в Южном Казахстане на 2010–2026 гг. – Алматы: Гылым, 2007. – 171 с.
2. Бармасов В.А., Дуйсебаев Б.О., Малимбаев М.С., Нестеров Г.Л., Патрин А.П., Язиков В.Г. Инструкция по подземному скважинному выщелачиванию урана. – Алматы: Гылым, 2006. – 57 с.
3. Бровин К.Г., Грабовников В.А., Шумилин М.В., Язиков В.Г. Прогноз, поиски, разведка и промышленная оценка месторождений урана для отработки подземным выщелачиванием. – Алматы: Гылым, 1997. – 384 с.
4. Домаренко В.А. Эколого-экономическая оценка месторождений / под ред. профессора Рихванова Л.П. – Томск: ТПУ, 2007. – 351 с.

О РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТАХ В ЖИВОМ ВЕЩЕСТВЕ В УСЛОВИЯХ ТЕХНОГЕНЕЗА

Н.В. Барановская

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

ABOUT RADIOACTIVE ELEMENTS IN LIVING SUBSTANCE IN TECHNOGENIC CONDITIONS

N.V. Baranovskaya

Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia, nata@tpu.ru

Abstract. The article introduces the review actinide (Th, U, Pu) 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 organs and tissues of human body, animals and plants have been considered. The influence of technogenic factors on the accumulation level of actinides and several plutonium isotopes is shown.

Геохимия техногенеза современного этапа развития биосферы характеризуется тем, что все большее количество химических элементов и соединений участвует в кругообороте, формируя техногенные потоки различных

уровней, влияющие на основные биогеохимические функции живого вещества (ЖВ), выделенные В.И. Вернадским [9]. Человечество является неотъемлемой частью живого вещества планеты, в связи с чем к ранее установленным

функциям следует добавить еще несколько, обусловленных его деятельностью (техногенезом по А.Е. Ферсману, [23]). Прежде всего, это функция рассеивания химических элементов и функция создания новых, ранее неизвестных в природе химических элементов, например, трансурановых и их изотопов [4, 13]. Вопрос об их вхождении и концентрировании в составе органов и тканей живых организмов и продуктов их жизнедеятельности является весьма актуальным для изучения с точки зрения как самого факта изменения содержания, так и нарушения соотношений с другими химическими компонентами, что, несомненно, влечет за собой изменение в физиологических функциях и приводит к возникновению патологических состояний.

Анализ имеющихся материалов свидетельствует, что в составе ЖВ в зоне техногенеза содержатся все известные химические элементы периодической таблицы Д.И. Менделеева. Об этом, на заре становления учения о биогеохимии писал В.И. Вернадский, который утверждал, что "... количество химических элементов постоянно находящихся в организмах, постоянно увеличивается в сознании человека... По-видимому, каждое вещество так или иначе содержит в себе постоянно и не случайно огромное количество известных нам типов атомов" [8]. Так, уже в 1936 г. в ЖВ фиксировалось до 60 элементов. Эта тенденция особенно усилилась в связи с развитием техногенеза.

Концентрационная функция ЖВ, обуславливает присутствие в нем всех известных на сегодняшний день химических элементов, в том числе рукотворных изотопов и элементов, например Am, Pu и др., а их отсутствие в тех или иных объектах природы не означает, что их в них нет, как таковых, они просто не обнаруживаются существующими на сегодняшний день методами анализа химического состава вещества [13].

Так, до недавнего времени обстояла проблема с изучением уровня накопления плутония. На сегодняшний день концентрации Pu на уровне 10–14 % обнаруживаются современными ядерно-физическими методами, и уже нет

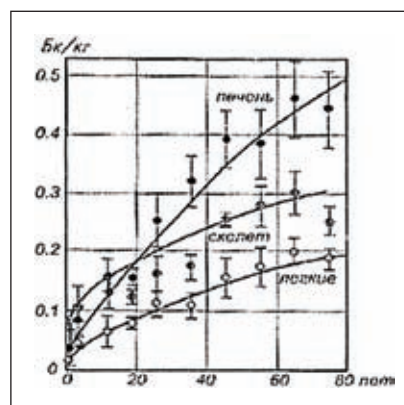


Рис. 1. Удельная активность плутония в различных органах основного депонирования в зависимости от возраста жителей г. Озёрска [22]

необходимости утверждать, как это в частности приведено в работе Дж. Эмсли [26], что Pu в природе не обнаруживается. Основная масса этого элемента поступила в природную среду в результате ядерного техногенеза, что ярко продемонстрировано по многочисленным данным в работе Л.П. Рихванова [17]. В качестве наиболее яркого примера присутствия Pu в органах и тканях людей (рис. 1) могут быть материалы по районам функционирования предприятий ядерно-топливного цикла [22] или в зонах аварий АЭС (табл. 1, [19]). Интерес к проблеме накопления этого элемента организмом человека растет с каждым годом, о чем в частности свидетельствуют данные, полученные японскими и казахскими учеными для ряда органов и тканей населения, проживающего в г. Семипалатинске [29]. По Данным этих авторов, диапазон содержаний плутония-239 в органах и тканях человека колеблется от 0,023 (почки) до 4,83 (печень) мБк/кг золы.

Методика определения изотопов плутония в наших исследованиях заключалась в полном растворении материала, последующем извлечении элемента химическим

Таблица 1. Удельная активность ^{239}Pu (в Бк/кг) в волосах детей Минска и Гомельской области (1987 г.) [19]

ФИО	Минск			ФИО	Гомельская область		
	место жительства	год рождения	A (^{239}Pu), Бк/кг		место жительства	год рождения	A (^{239}Pu), Бк/кг
Б. И.	Минск	1982	0,3	К. О.	г. Хойники	учащийся	15,2
Н. И. Б.	"	1975	0,42	Е. Д.	"	1980	12,6
К. Н. П.	"	1976	0,14	Ш. Г. П.	г. Брагин	1970	22,9
Д. Т. В.	"	1975	0,21	Ш. Е. И.	"	1970	16,4
Х. Л.	"	1974	0,18	К. С. Н.	"	1976	25,6
И. С.	"	1975	0,22	Л. Н.	г. Хойники	1980	8,5
М. Н.	"	1975	0,5	С. Т. М.	д. Шкураты, Брагинский р-н	1975	28,0
				К. Л.	г. Жлобин	1982	1,15
				Ф. Г.	д. Борисовщина, Хойникский р-н	1975	4,57
				К. Е. С.	г. Жлобин	1976	0,82
				Л. С. М.	г. Гомель	1978	0,71

способом, очистки его от примесей других изотопов, осаждением на стальную подложку электролитическим способом и измерением в альфа-камере с полупроводниковым детектором с последующим пересчетом в удельную активность. Аналитические работы выполнены С.Б. Зыковым, научным сотрудником лаборатории экологической радиологии ИЭПС УрО РАН, заведующий лабораторией – д.г.-м.н. Г.П. Киселев.

Кроме того, для установления содержания урана и тория в живых организмах и некоторых биологических тканях (кровь, волосы, моча, молоко и др.) мы применяли современные высокочувствительные методы анализа, к которым относятся инструментальный нейтронно – активационный анализ (ИНАА), проводимый в лаборатории ядерно – геохимических исследований на учебном ядерном реакторе ТПУ г. Томск и эмиссионный спектральный с индуктивно – связанной плазмой (ICP MS), осуществленный специалистами ГЕОХИ СО РАН г. Иркутск. Весь биологический материал за исключением волос человека предварительно высушивался при температуре 50–60 °С с получением сухого вещества или озольался при температуре 600 °С с получением золы. Зольный остаток организма человека представляет собой крематорный материал, озольный

при температуре свыше 1000 °С. Волосы отмывались от поверхностного загрязнения с использованием ацетона и бидистиллированной воды, высушивались при комнатной температуре, после чего анализировались.

Нами изучены закономерности концентрирования актинидов в различных живых организмах – тория и урана [3, 5, 6, 10, 12, 20, 21,], а также установлены уровни накопления отдельных изотопов плутония в волосах детей [15] и зольном остатке организма человека [7, 11, 25, 28].

Сводные данные полученных нами материалов по содержанию тория, урана и отдельных изотопов плутония приведены в таблице 2.

Полученные нами результаты исследования свидетельствуют о том, что на накопление изотопов плутония в живых организмах оказывает существенное влияние техногенный фактор, особенно локального уровня. Так, подробный анализ концентрирования как отдельных изотопов, так и их суммы в волосах детей Томской области выявил тенденцию увеличения содержаний по мере приближения к зоне влияния Сибирского химического комбината – это населенные пункты Козюлино, Орловка, Самусь, Георгиевка, Наумовка (рис. 2–3).

Схожая картина наблюдается при анализе concentra-

Таблица 2. Содержание радиоактивных элементов и изотопов и их соотношение в живом веществе

	Объект (состояние анализируемого вещества)	Th (мг/кг) (количество проб)	U (мг/кг) (количество проб)	Th/U (количество проб)	Pu ²³⁸ (мБк/г) (количество проб)	Pu ²³⁹ (мБк/г) (количество проб)
Человек	Волосы (жв)	0,054 (785)	0,18 (785)	0,3	7,98 (6)	4,79 (6)
	Кровь (св)	0,013 (345)	0,094 (345)	0,1	–	–
	Внутренние органы (з)	0,15 (63)	0,32 (63)	0,5	–	–
	Зольный остаток организма человека (з)	0,32 (107)	0,22 (107)	1,5	9,92 (4)	3,35 (4)
	Женское грудное молоко (св)	0,034 (64)	0,098 (64)	0,4	–	–
	Моча детей (св)	0,069 (64)	0,18 (64)	0,4	–	–
Животные	Органы и ткани свиньи домашней (<i>Sus scrofa domestica</i>) (з)	0,07 (78)	0,14 (78)	0,5	5,67	3
	Скорлупа яиц птиц (<i>Turdus pilaris</i>) (жв)	0,029 (49)	0,11 (49)	0,3	–	–
	Органы и ткани амфибий (<i>Rana arvalis</i>) (з)	0,016 (118)	0,03 (118)	0,5	–	–
	Морская рыба (св)	0,05 (3)	0,15 (3)	0,3	–	–
	Речная рыба (св)	0,027 (16)	0,1 (16)	0,3	–	–
Растения	Листья древесных (<i>Populus nigra</i>) (з)	0,31 (236)	0,75 (236)	0,4		
	Надземная часть травянистых растений (з)	0,82 (83)	0,28 (83)	2,9	–	–
	Мхи (з)	4,1 (7)	2,2 (7)	1,9	–	–
	Лишайники (з)	4,9 (38)	2,2 (38)	2,2	–	–
Микро-организмы	Маты минеральных источников	2,7 (31)	7,2 (31)	0,4	–	–

Примечание: «з» – зола; «св» – сухое вещество; «жв» – живое вещество; «–» – не анализировалось.

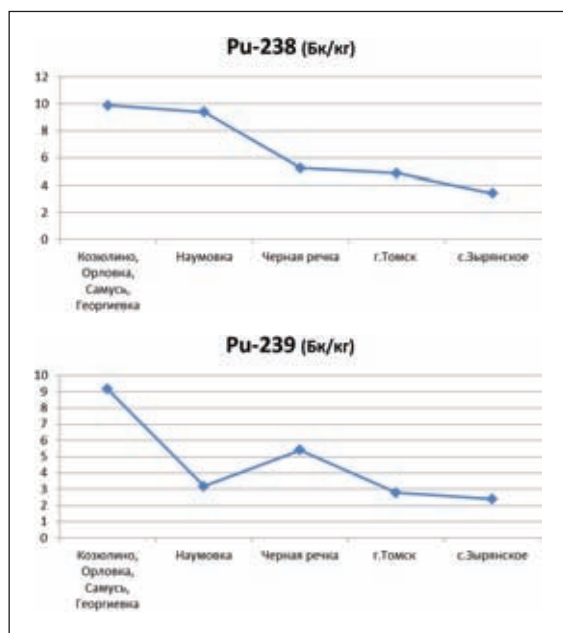


Рис. 2. Уровни накопления изотопов плутония (238 и 239) в волосах детей населенных пунктов Томской области

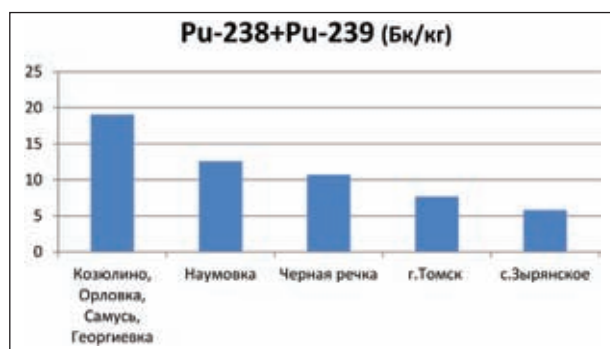


Рис. 3. Уровни накопления суммы изотопов плутония (238 и 239) в волосах детей населенных пунктов Томской области по степени удаления от техногенного источника

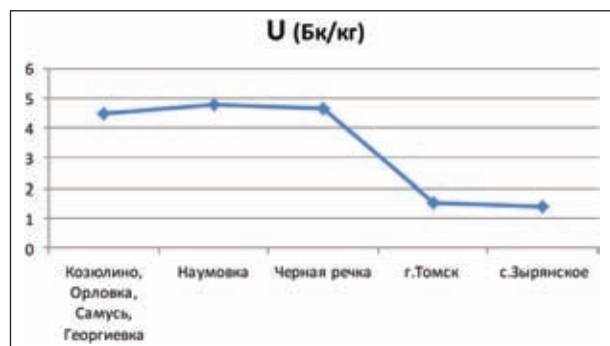


Рис. 4. Уровни накопления урана в волосах детей населенных пунктов Томской области по степени удаления от техногенного источника (Сибирского химического комбината)

ции в волосах урана (рис. 4). Этот элемент входит в состав высоколетучего соединения – гексафторида урана, применяемого в технологических процессах на комбинате [16].

Торий и уран относятся к ультрамикроэлементам, содержание которых в живых организмах как правило не превышает $10^{-5}\%$, что хорошо демонстрирует таблица 3.

По нашим данным [1, 2, 13], содержание урана и тория в разных живых организмах колеблется в зависимости от ряда факторов, в том числе, в значительной степени на содержание радиоактивных элементов влияет район отбора проб. Так, рисунок 5 хорошо демонстрирует зависимость накопления урана в золе листьев древесных растений

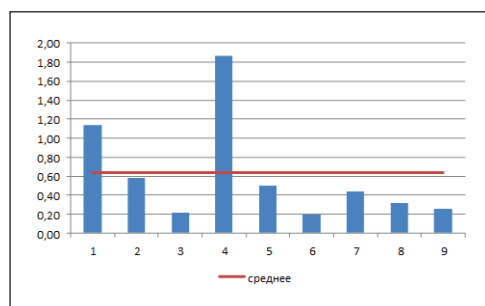


Рис. 5. Уровни накопления урана в золе лисы тополя черного (*Populus nigra*). 1–8 – населенные пункты: 1 – г. Экибастуз, 2 – г. Усть-Каменогорск, 3 – г. Павлодар, 4 – г. Краснокаменск, 5 – г. Томск, 6 – г. Асино, 7 – г. Волгоград, 8 – с. Усть-Баргузин, 9 – г. Вена

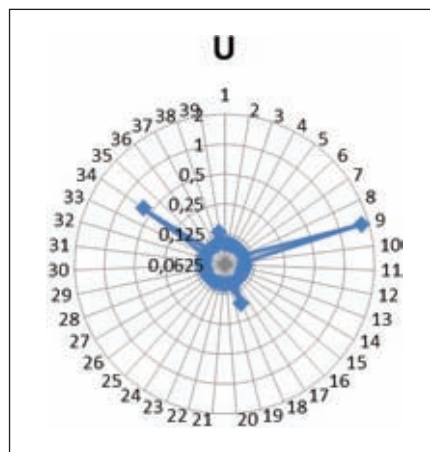


Рис. 6. Содержание урана в органах и тканях свиньи домашней (*Sus scrofa domestica*) в зоне влияния Сибирского химического комбината (мг/кг зола). 1–39 органы и ткани: 1 – язык, 2 – копыто, 3 – нос, 4 – тонкий кишечник, 5 – ухо, 6 – кожа, 7 – поджелудочная железа, 8 – ребра, 9 – легкое, 10 – сердце, 11 – глаз, 12 – хвост, 13 – зуб, 14 – щетина, 15 – трубчатая кость, 16 – позвонок, 17 – печень, 18 – хрящ, 19 – внутренний жир, 20 – пищевод, 21 – желчный пузырь, 22 – молочная железа, 23 – бронхи, 24 – мочевой пузырь, 25 – прямая кишка, 26 – матка, 27 – трахея, 28 – селезенка, 29 – головной мозг, 30 – спинной мозг, 31 – мочеточник, 32 – щитовидная железа, 33 – желудок, 34 – плевра, 35 – почки, 36 – 12-перстная кишка, 37 – мышцы, 38 – толстый кишечник, 39 – кровь

(*Populus nigra*) от специфики урбанизированных территорий. Наибольшими содержаниями отличается зола листьев тополей, произрастающих на территории г. Краснокаменска, где расположено урановорудное производство. Необходимо отметить так же значительное концентрирование этого элемента древесными растениями территорий городов Экибастуз и Усть-Каменогорск Республики Казахстан [27].

Максимальное концентрирование урана является отличительным признаком живого вещества на территориях функционирования предприятий по его добыче, переработке и использованию. Так, в органах свиньи домашней на территории Томской области нами отмечено значительное накопление этого элемента в населенном пункте, расположенном в зоне влияния Сибирского химического комбината [7]. При этом, отмечается максимальная концентрация урана в органах дыхания (легкие, плевры), костях и крови животного (рис. 6).

Этот элемент в значимо более высоких концентрациях накапливается в составе волос детей этой территории, в

составе крови населения, отмечается в биопсийном материале патологически измененной щитовидной железы, а так же в золе других органов и тканей человека [10, 14, 18, 20, 24, 28].

Для зон ядерного техногенеза нами установлен факт присутствия в крови населения «горячих частиц» [7]. Присутствие этих частиц зафиксировано нами в крови жителей г. Северска и населенных пунктов, расположенных в непосредственной близости к предприятию «Маяк», Челябинской области.

Таким образом, можно сделать вывод о существенном влиянии процессов техногенеза на концентрирование актинидов в живом веществе. Эта проблема требует внимания и более пристального рассмотрения с точки зрения специалистов различных направлений – геохимиков, токсикологов, гигиенистов, медицинских работников, биологов и сотрудников природоохранных организаций.

Работа выполнена при поддержке ФЦП № 14.740.11.1036 от 30.11.2011.

Литература

1. Аминокислотный и минеральный состав надземной части *Atragene speciosa* Weinm. / И.В. Шилова, Е.А. Краснов, Н.В. Барановская и др. // Химико-фармацевтический журнал, 2002. – №36(11). – С.26–28.
2. Аминокислотный и элементный состав активной фракции Княжика сибирского. / Шилова И.В., Барановская Н.В., Сырчина А.И. и др. // Вопросы биол., мед. и фарм. химии, 2008. – №8. – С.34–37.
3. Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы (U, Th) в волосах детей юга Томской области как показатель техногенного воздействия // Материалы 2 Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». – Томск: изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С.66–69.
4. Барановская Н.В., Рихванов Л.П. Особенности геохимии техногенеза по данным изучения элементного состава живого вещества // Материалы Международной научной конференции, посвященной 100-летию со дня рождения академика К.И. Лукашова «Современные проблемы геохимии, геологии и поисков месторождений полезных ископаемых», 14–16 марта 2007г. – Минск, Р. Беларусь, 2007. – С.143–145.
5. Барановская Н.В. Об актиниде в живом веществе // Материалы 3 Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», г.Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.73–82.
6. Барановская Н.В. Концентрирование урана и тория и изменение их отношений в живом веществе // Материалы VI международной научно-практической конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде», Семипалатинский государственный педагогический институт, Р. Казахстан, 4–7 февраля 2010 г. – Семипалатинск, Р. Казахстан, 2010. – Т1. – С.96–102.
7. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно – антропогенных экосистем: Автореф. дисс. док. биол. наук. – Томск: ТПУ, 2011. – 46 с.
8. Вернадский В.И. Химический состав живого вещества в связи с химией земной коры // Избранное собр. сочинений. – М., Изд-во АН СССР, 1960. – Т.V. – С.141–160.
9. Вернадский В.И. Живое вещество // Живое вещество и биосфера. – М., «Наука», 1994. – С.19–314.
10. Естественные радиоактивные элементы в органах и тканях человека. / Т.Н. Игнатова, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов // Материалы 3 Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», г.Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.214–220.
11. Игнатова Т.Н. Элементный состав организма человека и его связь с факторами среды обитания: Автореф. дисс. канд. геол.-мин. наук. – Томск: ТПУ, 2010. – 22 с.
12. Индикаторные свойства элементного состава крови человека / Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов, О.А. Кузнецова // Материалы II Международной конференции «Современные проблемы геоэкологии и сохранения биоразнообразия», 18–21 сентября 2007, Бишкек, республика Кыргызстан. – Бишкек, 2007. – С.114–116.
13. К геохимии живого вещества / Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская, Т.Н. Игнатова // Актуальные проблемы геохимической экологии: Сборник докладов VI Международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, 2006. – С.19–40.
14. Микроэлементы и патология щитовидной железы в Томской области / О.А. Денисова, Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов и др. – Томск: Изд-во STT, 2011. – 187 с.
15. Наркович Д.В. Элементный состав волос детей как индикатор природно-техногенной обстановки территории (на примере Томской области): Автореф. дисс. канд. геол.-мин. наук. – Томск: ТПУ, 2012. – 22 с.
16. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск: Изд-во Томского политехн. Ин-та, 1997. – 384 с.
17. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиоэкологии. – Томск: STT, 2009. – 430 с.
18. Современное состояние вопроса изучения геохимии человека / Н.В. Барановская, Л.П. Рихванов, Т.Н. Игнатова // Развитие идей континентальной биогеохимии и геохимической экологии: Материалы VI-XII Биогеохимических чтений.

- ний, посвященных памяти В.В. Ковальского (2006–2010 гг.). – М: ГЕОХИ РАН, 2010. – С.329–339.
19. Содержание плутония и некоторых микроэлементов в волосах жителей Беларуси, проживающих на территории, пострадавшей при аварии на Чернобыльской АЭС. / А.Ф. Маленченко, Н.Н. Бажанова, Н.В. Канах и др. // Гиг. и сан., 1997. – №3. – С.19–21.
20. Уран и торий в ткани щитовидной железы / О.А. Денисова, Н.В. Барановская, Г.Э. Черногорюк, Е.В. Калянов – см. в этом сборнике.
21. Уран и торий в органах и тканях человека / Н.В. Барановская, Т.Н. Игнатова, Л.П. Рихванов // Вестник ТГУ, 2010. – №339. – С.182–188.
22. Уткин В.И. Особенности радиационной обстановки на Урале. – Екатеринбург, УрО РАН, 2004. – 150 с.
23. Ферсман А.Е. Геохимия. Том III. – ОНТИ-Химтеорет., Ленинград, 1937. – 503 с.
24. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. – Томск: Курсив, 2006. – 216 с.
25. Элементный состав органов и тканей человека по данным инструментального нейтронно-активационного анализа / Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская, Т.Н. Игнатова и др. // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Материалы V Международной научно-практической конференции. – Семипалатинск, Казахстан, 15–18 окт. 2008. – С.26–36.
26. Эмсли Дж. Элементы. – М., изд-во «Мир», 1991. – 290 с.
27. Ялалтдинова А.Р. Оценка эколого – геохимического состояния территории г. Усть-Каменогорска по результатам изучения золы листьев тополя черного (*Populus nigra* L.) / А.Р. Ялалтдинова, Л.П. Рихванов, Н.В. Барановская, Ж.Е. Абикеева. // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии, 2012. – №1(18). – С.94–99.
28. Trace elements in human organs and tissues and their significance for environmental monitoring / L.P. Rikhvanov, N.V. Baranovskaya, T.N. Ignatova, A.F. Sudyko, G.P. Sandimirova, N.N. Pakhomova // Geochemistry International, 2011. – №7. – Vol.49. – P.738–742.
29. Yamamoto M. determination of $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ isotopic ratios in human tissues collected from areas around the Semipalatinsk nuclear test site by sector-field high resolution ICP-MS / M. Yamamoto, S. Oikawa, A. Sakaguchi, e.a. // Health physics, 2008. – Vol.95. – №3. – P.291–299.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СОЛЕВЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ИЗ ПИТЬЕВЫХ ВОД РАЙОНА г. УЛАН-УДЭ И ЕГО ОКРЕСТНОСТЕЙ

С.В. Бартанова¹, Т.Т. Тайсаев¹, Б.Р. Соктоев²

¹Бурятский государственный университет, Улан-Удэ, Россия, taisaev@bsu.ru

²Томский политехнический университет, Томск, Россия, bulatsoktoev@gmail.com

RADIOECOLOGY OF ULAN-UDE AND THE ADJACENT AREAS

S.V. Bartanova¹, T.T. Taisaev¹, B.R. Soktoev²

¹Buryat State University, Ulan-Ude, Russia

²Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. Salt deposits in ware of inhabitants of Ulan-Ude and the adjacent areas are studied. High concentration of uranium and rare elements in scale are revealed.

В настоящее время при геохимическом мониторинге природных сред широко практикуется изучение геохимических особенностей различных компонентов ландшафтов, таких как почва, донные осадки, растения, вода, биосубстраты являющиеся хорошими индикаторами трансформации природных сред. В Национальном исследовательском Томском политехническом университете сотрудниками кафедры геоэкологии и геохимии проведены комплексные эколого-геохимические исследования в населенных пунктах Томской области, расположенных в зоне влияния основных промышленных производств Томска и Северска. При выполнении опытно-методических работ была установлена геохимическая индикаторная роль солевых отложений питьевых вод (накипи). Накипь – это информативный сухой остаток, образующийся при выпаривании воды и отражающий химический состав питьевых вод используемых населением [5, 6].

На территории Республики Бурятия радиационную обстановку в местах проживания людей определяют природные источники с контрастными содержаниями ЕРЭ в

высокорadioактивных массивах гранитов, многочисленные рудопроявления и месторождения радиоактивных руд, высокие концентрации радона в подземных водах и геологической среде; дополнительными источниками облучения населения являются многочисленные взрывы ЯО с глобальными локальными выпадениями р/а осадков от испытаний на СИП (1949–63 гг.), СЯП (1957–1963 гг.) и Китайском полигоне Лобнор (1975–1991 гг.), загрязнивших все компоненты Байкальской природной территории долгоживущими радионуклидами - Cs-137 и Sr-90 [1,3]. Отобрано 16 проб солевых отложений питьевых вод на территории г. Улан-Удэ (п. Аршан), а также пригородных сел Иволгинского района (сс. Иволгинск, Краснояррово, Нижняя Иволга, Тулунжа, Гурульба, Сотниково) и с. Тарбагатай, с. Сухая (Кабанский район) (рис. 1).

Химический состав проб накипи определялся методом многоэлементного нейтронно-активационного анализа в ядерно-химической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Национального исследовательского Томского политехнического университета, функционирующей на

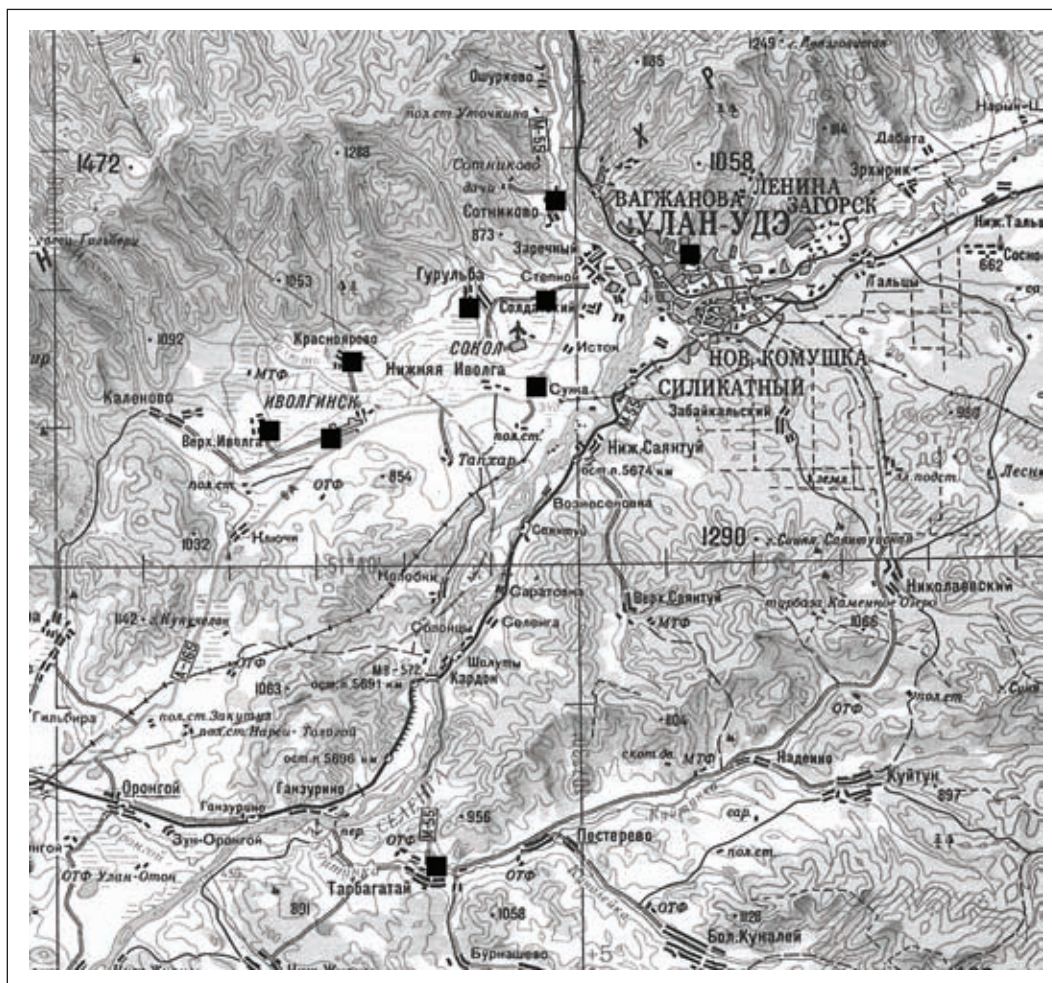


Рис. 1. Карта отбора проб в районах Республики Бурятия и г. Улан-Удэ. ■ – точки отбора проб напиви

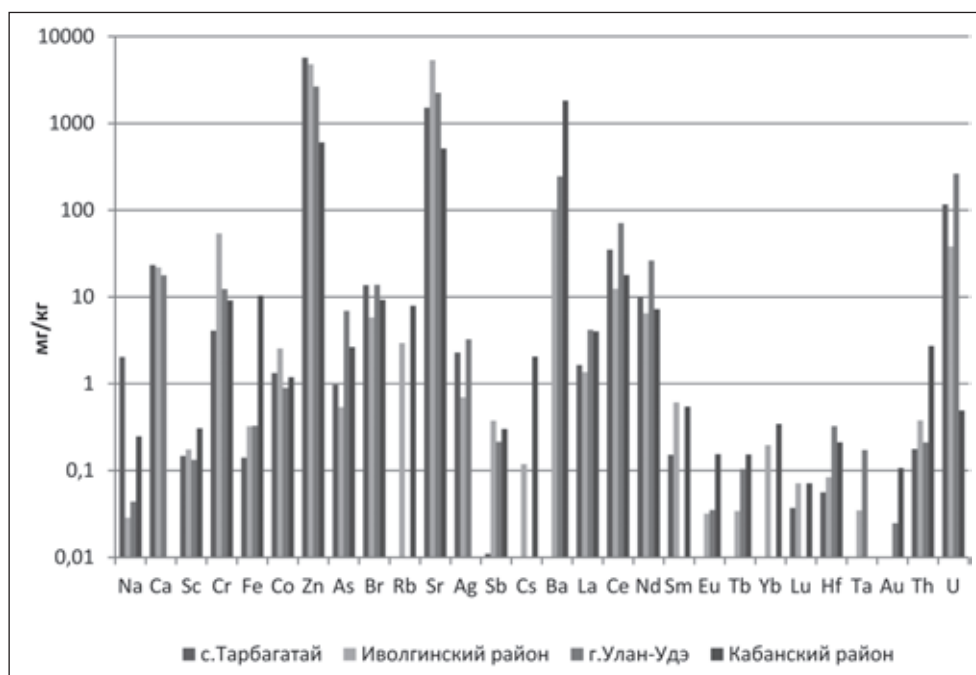


Рис. 2. Состав напиви питьевых вод Республики Бурятия

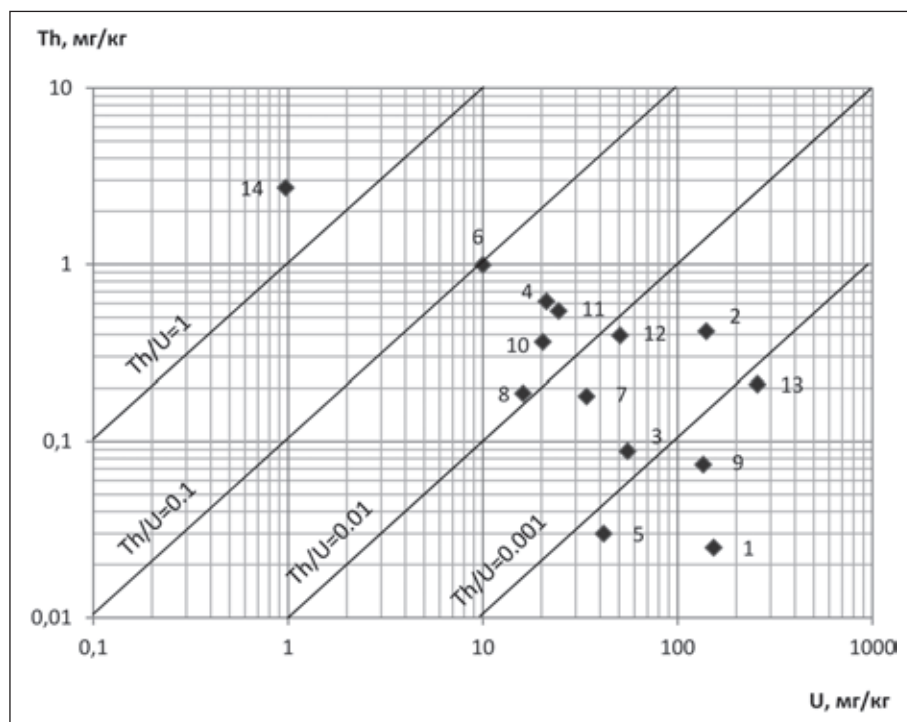


Рис. 3. Распределение населенных пунктов по значению торий-уранового отношения. 1, 2, 3 – с. Тарбагатай, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 1, 11, 12 – Иволгинский район, 13 – г. Улан-Удэ, 14 – Кабанский район

базе исследовательского ядерного реактора (ИРТ-Т ТПУ). Аналитический центр ядерно-физических методов аккредитован в системе Госстандарта РФ и использует аттестованные методики НСАМ (научный совет по аналитическим методам). Пробоотбор и пробоподготовка проводилась в соответствии с патентом №2298212 «Способ определения участков загрязнения ураном окружающей среды» [4].

Результаты исследования

В целом для накипи, отобранной на данной территории отмечаются повышенные концентрации Cr, Co, Zn, As, Br, Sr, Sb, Rb, Sc, Hf, Ta и радиоактивных Th, U (рис. 2). Для питьевых нужд населением используются воды различных водоносных горизонтов, а в отдельных случаях в сельской местности – воды верховодки. В накипи из населённых пунктов с индивидуальным водоснабжением из слабо защищённых горизонтов содержание микроэлементов (Na, Sc, Cr, Co, As, Sm, La, Ce, Eu, Tb, Yb, Lu, U, Th и Br), как правило, значительно выше, чем в случае эксплуатации более глубоких водоносных горизонтов.

Анализ данных показывает, что из солевых отложений изученных населенных пунктов по содержанию урана выделяется накипь из п. Аршан (г. Улан-Удэ) (рис.2), концентрация в которой достигает 305,2 мг/кг. Присутствие урана и редких земель в накипи из посуды жителей п. Аршан (г. Улан-Удэ) характеризует естественную ассоциацию этих компонентов. В пределах п. Аршан установлено несколько радиоактивных аномалий с максимальным значением мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения до 1,9 мкЗв/ч на поверхности, приуроченных к отдельным обломкам пород с высоким содержанием органики.

Среднее значение эквивалентной равновесной объемной активности радона в большинстве жилых помещений составляет более 1,5–2 ПДК (200 Бк/м³) при колебаниях от 50 до 870 Бк/м³ [2]. Аномалии обнаружены в районе ранее разрабатываемого угольного пласта. Присутствие в породах аномальных концентраций урана является важным фактором, определяющим присутствие на территории потенциальной радиозоологической опасности. Кроме выше указанного населенного пункта, повышенными концентрациями урана – 35,2–153 мг/кг характеризуются накипь из посуды жителей сс. Иволгинск, Сотниково, Тулунжа. Эти территории выделяются повышенными содержаниями ЕРЭ (превышающими фон по концентрации урана на порядок) и аномально высокими значениями МЭД от 100 до 20 000 мкР/ч, а также Rn в почвенном воздухе от 75 до 1 100 кБк/м³, достигая местами 7 400 кБк/м³ из-за значительного количества массивов высокорadioактивных гранитов [3].

Показатель Th/U отношения практически во всех пробах накипи менее единицы, что характеризует урановую природу, кроме пробы из с. Сухая Кабанского района (Th/U=2,7) (рис. 3). Урановые аномалии, выделенные по данным изучения накипи, располагаются в пределах рудопроявлений урана Гурульбинское, Иволгинское в Иволгино-Удинской впадине.

Выводы и рекомендации

Установлены высокие уровни загрязнения ураном солевых отложений питьевых вод в п. Аршан в г. Улан-Удэ, пригородных селах Сотниково, Тулунжа, Иволгинск, Тарбагатай. Аномально высокими содержаниями (135–305 мг/кг) отличаются накипи, отобранные в п. Аршан в г. Улан-Удэ

и селах Тарбагатай и Сотниково, связанные, вероятно, с урановой минерализацией скрытого оруденения в нижне-меловых осадочных породах Иволгино-Удинской впадины и палеозойских гранитах.

Таким образом, можно говорить об индикаторной роли геохимического состава солевых отложений как гигиениче-

ского показателя качества вод, используемых для питьевого водоснабжения. В связи с этим необходимо продолжить работы по оценке качества питьевых вод с использованием солевых отложений в районе г. Улан-Удэ и пригородной зоны.

Литература

1. Бартанова С.В., Астахов Н.Е. Экологический риск радоновых аномалий некоторых зон разломов Забайкалья // Материалы III Всероссийской научной конференции с международным участием «Экологический риск и экологическая безопасность». – Иркутск: Изд-во института географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2012. – С.157–159.
2. Гофман А.М. Отчет о выполнении радиоэкологических исследований на территории г. Улан-Удэ в районе п. Аршан (к договору №25/95), 1996 г.
3. Кременецкий И.Г., Леонов В.Е., Мардаев Г.Г.. Радиоэкология Республики Бурятия // Матер. Всероссийской научно-практической конференции «Экологически безопасные технологии освоения недр Байкальского региона: современное состояние и перспективы». – Улан-Удэ, 2000. – С.291–294.
4. Патент №2298212 Россия, МПК G 01 V9/00. Способ определения участков загрязнения ураном окружающей среды. Авторы: Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Барановская Н.В., Янкович Е.П.; заявитель и патентообладатель Томский политехнический университет. – №01200504848; Заявлено 04.07.2005; Опубликовано 27.04.07. – 6 с.
5. Тапхаева А.Э., Тайсаев Т.Т., Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Барановская Н.В. Геохимическая специализация осадков (накипей) водных источников на примере двух регионов Сибири // Сибирский экологический журнал, 2010. – №4. – С.685–696.
6. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Индикаторная роль солевых образований в воде при геохимическом мониторинге // Известия вузов. Геология и разведка. – 2004. – №1. – С.67–69.

МЕДИЦИНСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ СЕМИПАЛАТИНСКОГО ИСПЫТАТЕЛЬНОГО ЯДЕРНОГО ПОЛИГОНА

Т.И. Белихина, К.Н. Апсаликов, Б.И. Гусев, Р.Т. Болеуханова, Т.Ж. Мулдагалиев

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии,
Семей, Республика Казахстан, nii-rm@yandex.ru

HEALTH EFFECTS OF THE ACTIVITIES OF THE SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE

T.I. Belikhina, K.N. Apsalikov, B.I. Gusev, R.T. Boleuchanova, T.Zh. Muldagaliyev

Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan, nii-rm@yandex.ru

Abstract. The medical and demographic consequences of public exposure of Kazakhstan (exposure dose 250 mSv or more) were recorded during the three time periods. They depended on modifying risk factors such as: the nature and size of the dose of exposure; while being under the risk of sex and age at the time of exposure and at the time of research. The performance of morbidity and mortality throughout the study exceeded the performance of control in 1,4–2,6 times.

По официальной статистике (1949 г.) на территориях Казахстана, прилегающих к Семипалатинскому испытательному ядерному полигону (СИЯП), проживало около 1,5 млн человек.

Специальные исследования по реконструкции эффективных и коллективных доз облучения населения Восточно-Казахстанской области позволили установить, что по состоянию на 1963 г. группы радиационного риска, получившие дозы облучения более 0,5 Зв, составляли 67 тыс. человек [4, 5, 14]. Именно эти группы населения являлись объектами изучения возможных ранних и отдаленных медико-демографических последствий облучения в результате испытаний ядерного оружия [1, 2, 12], (рисунок 1).

Медико-демографические последствия облучения населения Казахстана (дозы облучения 250 и более мЗв) регистрировались в течение трех временных промежутков и зависели от таких модифицирующих факторов риска, как:

величина дозы и характер облучения; время нахождения под риском пола и возраста на момент облучения и на момент исследования.

Первый период – 1–5 лет от начала облучения (острые и ранние эффекты облучения). Имеющиеся в нашем распоряжении данные (Министерство обороны бывшего СССР) указывают на существенный рост младенческой смертности (до 100–110 случаев на 1000 новорожденных), причиной которой являлись инфекционные заболевания, заболевания органов дыхания и пороки развития (уродства).

Среди части населения, подвергавшегося облучению в высоких дозах, фиксировались нарушения свертывающей системы крови, анемия с последующей лейкопенией. Имеются сообщения о возникновении острой лучевой болезни (гематологическая форма).

В структуре общей заболеваемости преобладали бо-



Рис. 1. Формирование групп радиационного риска, проживающих на территориях, прилегающих к СЯЯП

лезни эндокринной системы, нервной системы и органов чувств, сопровождавшиеся выраженным астено-вегетативным синдромом.

Второй период – 6–19 лет от начала облучения (ранние отдаленные эффекты). Среди облучавшегося населения регистрировался подъем онкологической заболеваемости до 320–330 случаев на 100 000 населения по сравнению с 40–60 случаями на 100 000 населения в исходном периоде (1958 г.). В структуре онкологической заболеваемости и смертности в этот период преобладали злокачественные новообразования, локализованные в желудочно-кишечном тракте.

Отмечен рост болезней системы крови и кроветворных органов (100–120 случаев на 1 000 населения) в сравнении с исходным периодом (18–23 случая на 1 000 населения). В структуре этих заболеваний 80–85 % занимали анемии (в основном, железодефицитные). Регистрировался рост показателей смертности от лейкозов (острый и хронический миелобластный лейкоз) до 12–15 случаев на 100 000 населения (в исходном периоде – 4–6 случаев на 100 000 населения).

Установлено трехкратное превышение уровней болезней системы кровообращения над спонтанными показателями с ежегодным значительным темпом прироста. В структуре болезней системы кровообращения среди облучавшейся части населения преобладали артериальная гипертония, инфаркт миокарда, инсульты, ишемическая болезнь сердца. В этот период клинические исследования позволили установить «омоложение» органических форм заболеваний системы кровообращения.

В облучавшихся группах населения репродуктивного возраста существенно увеличился уровень пороков развития (уродств) среди новорожденных. Так, в исходном периоде этот уровень составлял 1–3 случая на 1 000 новорожденных, по состоянию на 1965–1980 гг. – 17–19 случа-

ев на 1 000 новорожденных. Удельный вес микроцефалий и пороков развития лицевого черепа составлял 65 % их структуры.

Одновременно в структуре общей заболеваемости облучавшегося населения в этот период регистрировался существенный рост заболеваний эндокринной системы, в структуре которых первое место занимали заболевания щитовидной железы, в том числе папиллярный рак как маркер радиационного неблагополучия.

Третий период – 21–48 лет от начала облучения (поздние отдаленные эффекты). С 1980 по 1995 гг. зафиксирован второй резкий подъем онкологической заболеваемости и онкологической смертности (в 4–5 раз выше, чем в 1970–1975 гг.). В этот период уровень общей онкозаболеваемости достигает 410–420 случаев на 100 000 населения, а смертности – до 280–320 случаев на 100 000 населения, что в 2–3 раза превосходило показатели контроля. В структуре онкозаболеваемости и онкосмертности в этот период среди облучавшегося населения существенно снижается удельный вес злокачественных опухолей, локализованных в желудочно-кишечном тракте (почти в три раза – 25–35 случаев на 100 000 населения) с одновременным достоверным ростом уровня рака легких и бронхов, молочной железы женщин.

В этот период в отдельные годы уровень рака легких и бронхов составлял 45–50 случаев на 100 000 населения (в исходном периоде – 6–7 случаев на 100 000 населения). В общей структуре онкологической заболеваемости и смертности в первом и втором периодах опухоли, локализованные в желудочно-кишечном тракте, составляли 70–75 %. В третьем периоде картина резко меняется. На первое место выходит рак легких и бронхов (30–35 %), рак желудочно-кишечного тракта (15–20 %), рак молочной железы (15–20 %).

В современной радиобиологии и радиационной медицине довольно широко дискутируется вопрос о возможном

наследовании детерминированных эффектов ионизирующего излучения среди потомков лиц, рожденных от облученных родителей. Сторонники наследования детерминированных эффектов признают роль дозовых зависимостей в этом процессе и считают, что это возможно только при эффективной эквивалентной дозе облучения родителей, превышающей 250 мЗв. Основным аргументом в пользу этих утверждений приводятся данные по существенному повышению уровня хромосомных aberrаций хроматидного и хромосомного типа у лиц, подвергавшихся облучению и их потомков в этом диапазоне доз, что в свою очередь способствует развитию нестабильности генома, повышению радиочувствительности и росту уровней онкологических и общесоматических заболеваний [3, 11].

Наиболее объективным при расчетах радиогенных рисков общей, и онкологической смертности и смертности от неонкологических заболеваний среди контролируемого населения (I-поколение) является когортный метод, т.к. для всех членов экспонированной когорты рассчитываются индивидуальные дозы облучения и время пребывания под риском. Дискриптивный метод (наличие предполагаемого или ожидаемого эксцесса – фактора риска) нами применялся при анализе данных по амбулаторным, скрининговым обследованиям значительных по численности групп населения, проживающих в районах, прилегающих к СИЯП и представленных тремя дозовыми группами: 0,05–0,199 Зв; 0,2–0,249 Зв и 0,25 и более Зв.

Принималось во внимание, что результаты исследования с применением этого метода статистического анализа, как правило, избыточно значительными неопределенностями, особенно в части установления зависимостей «доза-эффект» и генетической составляющей в случаях возможного наследования детерминированных эффектов ионизирующего излучения родителей. Поэтому, для устранения некоторой части существующих неопределенностей, параллельно во всех дозовых группах проводились цитогенетические исследования (определение уровней хромосомных aberrаций и микроядер в лимфоцитах и эритроцитах крови) с последующим установлением их сопряженности среди родителей (непосредственно подвергавшихся облучению) и их потомков во II и III-поколениях.

Сбор данных по изучению исторической когорты проводился с начала 1960-ых, когда сотрудники диспансера №4, преемником которого является НИИ радиационной медицины и экологии, в рамках долгосрочного изучения состояния здоровья населения Семипалатинской области, подвергшегося облучению в результате ядерных испытаний.

Как медицинские, так и радиационно-гигиенические исследования были выполнены в Абайском, Бескарагайском, Жана-Семейском, Бородулихинском, Абралинском и Кокпектинском районах Семипалатинской области. В 10 населенных пунктах вблизи от СИЯП и 6 населенных пунктах в сравниваемых районах проводилось интенсивное медицинское обследование для отбора в когорту.

Экспонированная когорта включает 9850 человек, рожденных до 1960, из тех, кто жил постоянно в населенных пунктах в период атмосферных ядерных испытаний. Средневзвешанная эффективная эквивалентная доза об-

лучения лиц этой когорты составила 0,63 Зв. Когорта сравнения включила 9604 человек из 6 деревень Кокпектинского района, расположенного на расстоянии нескольких сотен километров юго-восточнее от СИЯП.

Было установлено, что среди лиц экспонированной когорты радиогенный риск общей смертности составил 1,83 (1,80 – для мужчин; 1,86 – для женщин). Радиогенный риск для всех зарегистрированных локализаций злокачественных новообразований составил 2,42 (2,21 – для мужчин; 2,79 – для женщин). Наиболее высоким радиогенный риск регистрировался среди мужчин и женщин по раку пищевода (3,29), желудка (2,28), легких (2,77) и молочной железы среди женщин (1,85).

Установлено модифицирующее влияние на величину относительного риска смертности от онкологических заболеваний возраста членов когорты на момент облучения, времени от начала облучения и величины дозы облучения. Наиболее высокий радиогенный риск онкологической смертности зарегистрирован в возрастных группах 0–19 и 20–39 лет на момент облучения, а также через 30–39 и более лет от начала облучения. Модифицирующее влияние величины дозы облучения на избытки радиогенного риска установлено как по онкологической смертности от всех зарегистрированных локализаций рака, так и по отдельным локализациям. В дозовой группе 750 мЗв и более среди женщин радиогенный риск онкологической смертности от всех зарегистрированных локализаций новообразований оказался наибольшим и составил 5,46. Среди женщин дозовая зависимость относительного риска зарегистрирована по раку пищевода, желудка, легких и молочной железы; среди мужчин – по раку легких. Более подробные результаты исследования были опубликованы в научных журналах [9, 10, 13].

Полученные результаты объективно подтверждали наличие эффектов ионизирующего излучения, проявляющиеся довольно высокими рисками общей и онкологической смертности среди лиц, подвергавшихся прямому облучению в установленных дозах облучения. Учитывая сравнительно небольшую численность экспонированной когорты, экстраполяция полученных результатов возможна только на население контролируемых регионов с такими же дозами облучения.

В этой связи в институте при выполнении научно-технических программ особое внимание уделялось оценкам состояния здоровья (заболеваемость и смертность) среди экспонированного населения контролируемых районов и их потомков в более низких диапазонах эффективных доз. [6–8]. При этом эпидемиологические исследования по изучению распространенности заболеваний и показателей смертности выполнялись с применением когортного и дискриптивного методов статистического анализа [10, 12]. При выполнении научно-технической программы по изучению и оценке динамики заболеваемости и смертности населения Восточно-Казахстанской, Павлодарской и Карагандинской областей Казахстана, подвергавшихся радиационному воздействию в результате испытаний ядерного оружия за период 1962–2008 гг. исследованы и оценены данные по материалам амбулаторных и скрининговых обследований

двух дозовых групп населения (0,2–0,249; 0,25 и более Зв).

На всем протяжении исследования в основных группах уровни распространенности заболеваний достоверно превышали показатели контроля. Относительные риски в период с 1965 по 1984 гг. составили 1,22–1,56, а с 1985 по 2007 гг. – 1,18 и 1,52 соответственно. В первые 20 лет после формирования ЭЭД в структуре онкологических заболеваний экспонированного радиацией населения преобладал удельный вес рака пищевода и желудка (58,5%). В последующие до 2007 годы их удельный вес снижается вдвое (29,4%), при этом удельный вес рака легких и бронхов увеличился более чем в три раза и составил 19,3%. Такая же динамика зарегистрирована в отношении рака молочной железы у женщин.

Установлен 10–15-летний латентный период, когда уровни онкологических заболеваний в основной и контрольной группах не имели существенных различий. Относительные риски онкологических заболеваний в основных группах составили 1,94–2,44, в том числе рака пищевода и желудка от 1,3 до 2,25; рака легких и бронхов для мужчин 2,48–3,6; для женщин – 2,17–3,44; рака молочной железы у экспонированных женщин – 2,92–5,39. Средний возраст экспонированных лиц был ниже, чем у лиц контрольной группы на 6,9 лет по раку пищевода и желудка, 9,4 лет по раку легких и бронхов и 8,9 лет по раку молочной железы у женщин.

Через 10–42 лет от формирования доз облучения относительные риски болезней системы кровообращения (БСК) среди мужчин и женщин основной группы составляли 1,44–1,95; 2-й основной группы – 1,25–1,46. На протяжении всего исследования дополнительное число случаев индуцированных радиацией БСК, в среднем, для мужчин составляло 145,7, для женщин – 102,6 на 1000 населения в год; случаев АГ – 57,2 и 48,2; ИБС – 40,5 и 35,1 случаев на 1000 населения в год соответственно. Средний возраст экспонированных мужчин с впервые диагностированными АГ и ИБС на 4,7; женщин – на 2,3 лет; с инфарктом миокарда – на 6,1 и 5,0 соответственно и с ОНМК – на 5,4 и 4,5 лет соответственно был ниже, чем в контрольной группе.

Установлен достоверный вклад модифицирующего действия величины дозы облучения (8,6–13,2%), возраста на момент формирования дозы (7,8–10,2%), времени нахождения под риском (2,9–6,9) и сочетанного их действия (6,3–13,0%) на увеличение числа дополнительных случаев онкологических заболеваний, БСК и патологии щитовидной железы.

Относительные риски общей смертности мужчин через 15 лет после формирования эффективных доз облучения составляли 1,33–1,62; женщин – 1,34–1,43. Относительные риски смертности от БСК для мужчин составляли 1,73–1,95, женщин – 1,35–1,71; онкологической смертности женщин – 1,32–1,7, мужчин – 1,45–1,88.

Литература

1. Апсаликов К.Н., Мулдагалеев Т.Ж., Гусев Б.И., Белихина Т.И. Современные медико-демографические проблемы населения Казахстана, подвергавшегося радиационному воздействию в результате испытаний ядерного оружия и их

Существенное снижение средней продолжительности жизни экспонированного радиацией населения ВКО было зарегистрировано в период с 1995 по 2008 гг. В Абайском районе в целом средняя продолжительность жизни мужчин на 5,2–7,3 лет, а женщин – на 2,3–3,4 лет была ниже, чем в контрольном районе и составляла 51,3–61,8 и 67,2–70,3 лет соответственно. На всем протяжении исследования среди экспонированных мужчин и женщин I основной группы с дозой облучения 250 и более мЗв уровни болезней системы кровообращения достоверно превышали показатели контроля. Относительный риск этих заболеваний среди мужчин колебался в пределах 1,44–1,74 ($p < 0,05$); среди женщин – 1,35–1,76 ($p < 0,05$). Установлено модифицирующее влияние величины дозы облучения (> 250 мЗв), возраста и времени пребывания под риском на формирование избытков болезней системы кровообращения.

Среди мужчин в возрасте 30–59 лет вклад этих факторов риска в увеличение уровня артериальной гипертензии и ишемической болезни сердца составил 9,6% ($p = 0,0013$); возраста и времени пребывания под риском – 12,9% ($p = 0,00046$); среди женщин – 7,9% ($p = 0,0049$); 10,8% ($p = 0,0001$) соответственно. Среди лиц II поколения, рожденных от облученных родителей, уровни злокачественных новообразований ($RR = 1,6–1,8$), врожденных аномалий ($RR = 1,61–1,91$), болезней системы кровообращения ($RR = 1,6–1,75$), а также психических расстройств ($RR = 1,45–2,08$) на всем протяжении исследования достоверно превосходили показатели контроля. Среди этой группы населения относительный риск рака легких и бронхов составил 1,35–2,0, рака молочной железы среди женщин – 1,53–2,03 и лейкозов – 1,5–3,33. Среди лиц III поколения основной группы показатели распространенности общей заболеваемости ($RR = 1,38–1,42$), инфекционных и паразитарных заболеваний ($RR = 1,23–1,86$), болезней системы дыхания ($RR = 1,4–1,68$), нервной системы и органов чувств ($RR = 1,44–1,74$), а также психических расстройств ($RR = 1,73–2,52$) достоверно превосходили показатели контроля. Относительные риски лейкозов в этой группе составили 1,81–2,17, рака глаза, головного мозга и других отделов ЦНС – 1,72–1,86; злокачественных новообразований лимфоидной, кровяной ткани – 1,95–2,07.

Таким образом, наши данные не противоречат опыту других стран в области изучения негативных последствий для здоровья экспонированного радиацией населения. Анализ состояния здоровья пострадавшего населения только подчеркивает всю сложность и неопределенность проблемы влияния неблагоприятных воздействий деятельности СИАП на популяционный уровень. Полученные данные являются основой для организации и планирования долговременных эпидемиологических исследований воздействия малых доз ионизирующего излучения на здоровье населения.

преодоление // Материалы научно-практической конференции, посвященной 20-летию закрытия Семипалатинского ядерного полигона «Двадцать лет свободы от ядерного оружия», 5 октября 2011 г., г. Семей.

2. Апсаликов К.Н., Белихина Т.И. и др. Формирование здоровья населения (и их потомков) проживающего на территориях, прилегающих к Семипалатинскому ядерному полигону. // IV Международная научно-практическая конференция «Хроническое радиационное воздействие: эффекты малых доз» Россия, Челябинск, 9–11 ноября 2010 г.
3. Воробцова И.Е., Семенов А.В. Комплексная цитогенетическая характеристика лиц пострадавших в результате аварии на Чернобыльской АЭС. // Радиационная биология. Радиоэкология., 2006. – Т.46. – №2, С.140–152.
4. Гусев Б.И., Пивина Л.М., Апсаликов К.Н. Влияние ионизирующей радиации на здоровье населения вследствие проведенных ядерных испытаний в Казахстане // Медико-социальные последствия облучения населения Казахстана в результате испытаний ядерного оружия. Материалы международной научно-практической конференции. – Семипалатинск. 2002. – С.47–51.
5. Галич Б.В.. Ретроспективная оценка демографических показателей районов ВКО, прилегающих к ядерному полигону // Наука и здравоохранение, 2009. – №1. – С.63–64.
6. Заключительный отчет НИР 2005–2007 гг. «Изучение и анализ влияния радиационных и нерадикационных факторов риска на состояние здоровья населения Восточно-Казахстанской, Карагандинской и Павлодарской областей Казахстана, проживающего на экологически неблагоприятных территориях».
7. Заключительный отчет НИР 2007–2009 гг. «Разработка научно-обоснованных программ по совершенствованию Государственного научного автоматизированного медицинского регистра населения Казахстана, подвергшегося воздействию ионизирующего излучения, и медико-социальному мониторингу на этапе отдаленных последствий».
8. Заключительный отчет НИР 2003–2005 гг. «Разработка и внедрение новых технологий регистрации, анализа и преодоления медико-социальных последствий облучения населения Казахстана в результате испытаний ядерного оружия и действия объемных техногенных источников ионизирующего излучения».
9. Bernd Grosch, Daniel Lackland, Charles Land, Kazbek Apsalikov, Susanne Bauer, Ludmila Pivina, Boris Gusev Mortality from cardiovascular diseases in the Semipalatinsk historical cohort, 1960–1999, and its relation to radiation exposure // Radiation Research. 31.05.2011.
10. Chaizhunusova N., Madiyeva M., Galich B., Cykunov K., Apsalikov K., Adykanova A. Radiation Effects and Chromosome Aberrations // Journal of Radiation Research. – 2006. – P.6–9.
11. Ivanov V.K., Maksioutov M.A., Chekin S.Y., Petrov, McGale P. & Darby S.C. Low doses of ionizing radiation and circulatory diseases: a systematic review of the published epidemiological evidence // Radiat Res. – 2005. – V.163. – P.247–257.
12. Mudie N, Pivina L, Mansarina A, Gusev B, Apsalikov K. Twinning in the Offspring of Parents with Chronic Radiation Exposure from Nuclear testing in Kazakhstan // Экология. Радиация. Здоровье. Семей 28 августа, 2010 г., С.178.
13. Pivina L.M., Gusev B.I., Bauer S., Winkelmann R.A., Apsalikov K. Development of a cause-of-death registry among the population of several rayons in the East-Kazakhstan oblast exposed to radiation due to nuclear weapons testing at the Semipalatinsk test site / Final Report of Project "Health effects of nuclear weapons testing on Semipalatinsk Test Site, Kazakhstan, on the population in Semipalatinsk oblast (Semipalatinsk Follow-up)". – 2002.
14. Rakhypbekov T.K., Gusev B.I., Sekerbayev A.Kh. Nuclear weapons testing at the Semipalatinsk and Chinese polygons and their consequences for the population of the East-Kazakhstan region of Kazakhstan. – Almaty, 1999. – 59 p.

БИОЛОГИЧЕСКОЕ РАЗНООБРАЗИЕ РАСТИТЕЛЬНЫХ СООБЩЕСТВ НА АНТРОПОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЯЖЕЛЫМИ ЕСТЕСТВЕННЫМИ РАДИОНУКЛИДАМИ ТЕРРИТОРИЯХ

Е.С. Бelykh, Т.А. Майстренко, Б.И. Груздев, О.М. Вахрушева, А.В. Канева, В.Г. Зайнуллин
ФГБУН Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, daryd@rambler.ru

BIODIVERSITY OF PLANT COMMUNITIES AN TERRITORIES WITH NATURALLY OCCURRING RADIONUCLIDE CONTAMINATION

E.S. Belykh, T.A. Maystrenko, B.I. Grusdev, O.M. Vakhrusheva, A.V. Kaneva, V.G. Zainullin
Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the RAS

Abstract. Vascular plant species richness and diversity was studied on the territory contaminated by uranium mill tailings and radium production wastes. At present plant communities on the contaminated sites, started in the middle of the last century after a total destruction resulted from the radium production plant activities, number 69 and 38 vascular plant species on the former radiochemical plants and radium production wastes storage areas respectively. On the reference sites 64 species were recorded. Shannone index value for the wastes storage ($0,38 \pm 0,06$) differed significantly differ from the ones for the reference sites and radiochemical plants territory and were equal to $0,29 \pm 0,03$ and $0,30 \pm 0,05$ respectively.

Also connections the radioactive contamination level on the one hand and the agrochemical property of the soil and on the other hand – plant species composition were investigated.

В настоящее время научными исследованиями доказано, что необходимым условием нормального функционирования экосистем и биосферы в целом является достаточный уровень природного разнообразия на нашей планете [6]. Облик наземных экосистем определяют, главным об-

разом, климат, почва и растительность, при этом тип растительного сообщества формируют сосудистые растения. Наземные растения [9] и почвенные беспозвоночные [8] первыми среди представителей биоты реагируют на загрязнение почвы тяжелыми металлами, радионуклидами,

токсичными органическими соединениями, что может приводить к изменению биологического разнообразия и структуры сообществ [11].

Исследование устойчивости экосистем и их способности к самовосстановлению после антропогенного воздействия, в частности в условиях повышенного радиационного фона [10], важно для планирования мероприятий по сохранению биологического разнообразия. Понимание закономерностей процесса восстановления растительных сообществ, полностью разрушенных в результате деятельности человека, становится особенно актуальным в связи с масштабным загрязнением наземных и водных экосистем токсичными тяжелыми металлами, искусственными и естественными радионуклидами и другими поллютантами. Изучение биологического разнообразия растительных сообществ на территории с антропогенно повышенным содержанием в почве радионуклидов земного происхождения мы проводили в окрестностях пос. Водный (Республика Коми). Здесь в 30–50-х годах прошлого века функционировали предприятия по добыче радия сначала из пластовых вод, а затем из привозных отходов урановой промышленности [4].

Целью наших исследований являлись изучение флористического разнообразия сосудистых растений на участках с повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов и выявление взаимосвязи между уровнем загрязнения почвы и видовым разнообразием растительных ассоциаций.

Район исследований расположен в северной тайге, в пределах пониженной южной части восточных отрогов Тиманского кряжа, охватывает бассейн нижнего течения р. Ухты и её притоков: рр. Ярега и Чуть. Рельеф местности разнообразный, с преобладанием недостаточно хорошо дренируемых пологоувалистых и холмистых плато размыва, расчлененных реками бассейна р. Ухты. Более возвышенная южная часть территории геоботанических исследований находится на высоте 131–134 м над уровнем моря. Экспериментальные площадки в долине р. Ухты вблизи устья р. Чуть расположены в северной части изученной территории на высоте 90–95 м над уровнем моря.

Флористические исследования проводили на четырех контрольных и шести экспериментальных участках. Растительный покров последних был полностью уничтожен в результате производственной деятельности радиохимических заводов либо последующей дезактивации территории песчано-гравийной смесью [1, 2].

Выбранные для геоботанического описания уч. 1–3 расположены на территории необорудованного хранилища радиоактивных отходов, занимающего левобережный террасированный склон р. Ухты. Загрязнение местности обусловлено складированием как отходов производства радия из пластовых вод, так и вторично переработанных и непереработанных отходов урановой промышленности [3]. Мощность дозы в воздухе варьирует от 0,22 до 1,89 мкЗв/ч. Почвы участков содержат высокие концентрации тяжелых металлов и естественных радионуклидов земного происхождения, главным образом, ^{226}Ra (1,7–7,0 кБк/кг). После проведенной более 50 лет назад дезактивации территории

песчано-гравийной смесью участки постепенно заселялись травянистой и древесно-кустарниковой растительностью [1]. К настоящему времени на второй надпойменной террасе и ее склоне сформировалась злаково-разнотравная, а на заболоченной первой надпойменной террасе – осоково-разнотравная ассоциации. Северная часть территории хранилища покрыта смешанным березово-сосновым лесом. Для геоботанического описания выбраны участки, расположенные на второй надпойменной террасе (1), ее склоне (2) и первой надпойменной террасе (3).

Экспериментальные участки 4–6 расположены на территории бывших радиевых заводов. Загрязнение почвы обусловлено продуктами переработки пластовых вод с высоким содержанием ^{226}Ra [2]. Уч. 4 находится в пойме рр. Ухта и Чуть. В 1962 году во время проведения дезактивационных работ растительный покров участка был полностью уничтожен [2]. Появление растительности на территории происходило за счет семян, которые попали на участок в составе песчано-гравийной смеси, а также расширения границ соседних луговых фитоценозов. В настоящее время северо-восточная часть участка заболочена и заросла осокой и ивами, юго-восточная – более сухая – сосняком березовым. Западная часть участка представляет собой разнотравно-злаковую ассоциацию на дерново-луговых почвах. Мощность дозы γ -излучения в воздухе 0,14–5,41 мкЗв/ч, содержание ^{226}Ra в почвах участка варьирует от 0,09 до 1,03 кБк/кг. Уч. 5 расположен на окраине пос. Водный. Территория представляет собой разнотравный луг на второй надпойменной террасе левого берега р. Ухты. Почвы участка маломощные дерново-подзолистые. Уровень γ -фона составляет 0,17–4,26 мкЗв/ч, содержание ^{226}Ra в 20-сантиметровом слое почвы – 0,17–0,27 кБк/кг. Уч. 6 расположен в излучине р. Вой-Вож в 3 км на юго-восток от пос. Водный. Мощность эквивалентной дозы в воздухе 0,35–4,52 мкЗв/ч. Несмотря на то, что дезактивация этого участка не проводилась, сброс сточных вод крупнейшего на промысле радиохимического завода привел к исчезновению растительного покрова [5]. К настоящему времени здесь на дерново-подзолистых почвах сформировался фитоценоз, в котором участки смешанного леса перемежаются открытыми луговыми пространствами. Расположение уч. 4–6 в одной почвенно-климатической зоне, схожесть флористического состава, характера и длительности антропогенного воздействия, а также спектра дозообразующих радионуклидов и уровня радиоактивного загрязнения позволяет объединить данные геоботанического описания этих участков для дальнейшего анализа.

Незагрязненные радионуклидами и тяжелыми металлами участки, выбранные в качестве контрольных, расположены в той же почвенно-климатической зоне, что и экспериментальные, и близки к последним по флористическому составу и экологическим условиям. Контрольные учетные площадки были заложены на второй надпойменной террасе (7), склоне от этой террасы (8) и первой надпойменной террасе (9) правого берега р. Ухты вблизи устья р. Ярега и характеризовались уровнем внешнего γ -фона 0,09–0,13 мкЗв/ч. Уч. 10 приурочен к первой надпойменной террасе правого берега р. Ухты и расположен в двух

км выше по течению от уч. 7–9, уровень внешнего γ -фона 0,13–0,22 мкЗв/ч. Почвы уч. 7 и 8 дерново-подзолистые, 9 и 10 – дерново-луговые. Содержание ^{226}Ra в почве варьирует от 16 до 48 Бк/кг, что соответствует фоновым значениям для данного региона [7].

Описание растительности каждого из участков проводили на трех учетных площадках размером 10×10 м, учитывали видовой состав, а также проективное покрытие для отдельных видов травянистой растительности и всей площадки в целом. При анализе структуры разнотравных или разнотравно-злаковых ассоциаций отмечали принадлежность видов растений к географическим (широтным и долготным) и экологическим группам. Для оценки видового разнообразия на каждой учетной площадке рассчитывали индекс разнообразия Шеннона [6].

На исследуемой территории нами проведено геоботаническое описание 30 пробных площадок на участках с повышенным и фоновым содержанием тяжелых естественных радионуклидов в почве. Всего отмечено 105 видов растений, относящихся к 28 семействам. Наиболее богаты представителями семейства *Asteraceae* (15 видов), *Gramineae* и *Rosaceae* (по 12 видов). Семейства *Fabaceae* и *Ranunculaceae* представлены 8 и 7 видами, соответственно, остальные – 1–5 видами. На контрольных площадках зарегистрировано 64 вида сосудистых растений, на территориях бывших радиохимических заводов – 69. Наименее разнообразны по видовому составу участки в занятой луговым биоценозом южной части территории хранилища радиоактивных отходов: здесь отмечено всего 38 видов цветковых растений. Общее проективное покрытие пробных площадок в пределах уч. 1, 2, 4 и 6 составило 95–100, 3 и 5 – 70–80, контрольных – 90–95 %.

Расчет индекса относительного обилия видов подтвердил достоверное ($p < 0,05$) снижение видового разнообразия учетных площадок с территории хранилища отходов радиевого производства. Среднее значение индекса Шеннона, рассчитанное для этих площадок, составило $3,07 \pm 0,34$, тогда как для пробных площадок, расположенных на территориях бывших радиевых заводов и контрольных – $3,84 \pm 0,39$ и $3,80 \pm 0,40$, соответственно. Одинаковые значения показателя видового разнообразия для уч. 4–10 свидетельствуют о возрождении за 50 лет на исследуемых территориях исходных биоценозов, в то время как на площадках с территории хранилища радиоактивных отходов полного восстановления растительной компоненты экосистемы не произошло. Достоверной корреляционной связи ($R = -0,03$, $p > 0,1$) между мощностью дозы внешнего γ -фона на изученных участках и видовым богатством растительных ассоциаций не обнаружено. Однако показано, что одним из основных факторов, определяющих видовое разнообразие растений на исследованной территории, является ^{226}Ra ($R = 0,63$, $p < 0,001$). Учитывая высокую вариабельность мощности дозы γ -излучения в воздухе, обусловленную неоднородным распределением тяжелых естественных радионуклидов в почвах изученных участков, а также присутствие в значительных концентрациях тяжелых металлов, для выявления факторов окружающей среды, определяющих различное формирование биоцено-

зов, необходимо исследование влияния на флористическое разнообразие участков радиоактивных и химически токсичных веществ в почве, а также ее агрохимических характеристик.

Географический анализ растительных ассоциаций изученных участков по составу широтных групп показал преобладание бореальных видов растений (табл. 1) на всей исследованной территории. Так на контрольных участках к этой широтной группе относится 81,3 % встреченных растений. Присутствуют также два бореально-неморальных (*Maianthemum bifolium* и *Veronica chamaedrys*) и один неморальный (*Ajuga reptans*) вид. Менее 10 % видов составляют полизональные, такие как *Phalaroides arundinaceae* и *Urtica dioica*, однако их численность на пробных площадках незначительна.

Большинство видов, заселяющих как территорию хранилища радиоактивных отходов, так и контрольные участки, относятся к бореальным (72,5 %): например, доминирующие на большинстве описанных площадок *Achillea millefolium* и *Chamerion angustifolium*. Многочисленны также растения *Lathyrus pratensis* и *Vicia sepium*. Два вида (*Silene tatarica* и *Rhinanthus minor*) относятся к группе лесостепных. Встречаются также полизональные виды, такие как *Cirsium setosum*, *Festuca ovina*. Сходное распределение видов по широтным группам наблюдается на участках, расположенных на территории бывших заводов по производству радия: 78 % встреченных растений относится к бореальным видам, присутствуют также три лесостепных (*Rhinanthus minor*, *Centaurea jacea* и *Berteroa incana*), и два гипоарктических – *Salix phylicifolia* и *Avenella flexosa*. Доля полизональных видов составляет 7,2 %. Среди долготных групп на всех изученных участках более половины составляют виды с широким евроазиатским ареалом (табл. 1), около 20 % – голарктические. На контрольных участках и уч. 4–6 встречаются также представители европейских (*Centaurea phrygia*), азиатских (*Paeonia anomala*) и сибирских (*Atragene sibirica*, *Picea obovata*) видов.

Дерново-луговые почвы контрольных участков характеризуются средней степенью увлажнения, что отражается в преобладании в биоценозе мезофитных видов (табл. 2). К этой экологической группе относятся такие наиболее многочисленные виды как *Dactylis glomerata*, *Phleum pratense*, *Achillea millefolium* и *Cirsium setosum*. На первой надпойменной террасе (9) встречаются также гигрофитные виды *Geum rivale* и *Filipendula ulmaria*, однако их численность невысока, поскольку постоянное избыточное увлажнение территории отсутствует.

На уч. 3 с избыточным увлажнением биоценоз представлен разнотравно-осоковой ассоциацией с доминирующими гигрофитными видами *Filipendula ulmaria*, *Carex acuta* и *Carex rostrata*. Мезофитные виды *Vicia cracca*, *Poa pratensis*, *Chamerion angustifolium* и другие единичны. Расположенные выше по рельефу уч. 1 и 2 увлажнены в меньшей степени. Здесь доминируют мезофитные виды *Elytrigia repens*, *Trifolium pratense*, *Achillea millefolium* и *Cirsium setosum*, присутствуют также ксеромезофиты (*Linaria vulgaris* и *Calamagrostis epigeios*).

Большая часть произрастающих на уч. 4–6 видов отно-

Таблица 1. Параметры и результаты бурения в вечномёрзлых отложениях

Месторасположение и номера участков геоботанического описания	Доля видов растений, %						
	Широтные			Долготные			
	Бореальные	Полизо- нальные	Прочие	Евроази- атские	Голаркти- ческие	Европейские	Прочие
Хранилище радиоактивных отходов (1–3)	72,5	12,5	15,0	76,3	21,1	0	2,6
Бывшие радиевые заводы (4–6)	78,3	7,2	14,5	58,0	18,8	14,5	8,7
Контроль (7–10)	81,3	9,4	9,3	64,1	17,2	6,3	12,4

Таблица 2. Распределение видов растений по экологическим группам

Месторасположение и номера участков геоботанического описания	Доля видов растений, %				
	Мезофиты	Ксеромезофиты	Гигрофиты	Гигромезофиты	Прочие
Хранилище радиоактивных отходов (1–3)	55,0	10,0	15,0	7,5	12,5
Бывшие радиевые заводы (4–6)	66,7	11,6	7,2	8,7	5,8
Контроль (7–10)	68,8	6,3	6,3	9,4	9,2

сится к мезофитам (66,7 %). Доли предпочитающих более влажные условия обитания гидрофитов и гидромезофитов примерно равны и составляют 7,2 и 8,7 %, соответственно. Доля обитателей более засушливых территорий несколько выше – 11,6 %. В частности, на пробных площадках уч. 6 доминируют мезофитные (*Chamerion angustifolium*, *Urtica dioica*) и гигромезофитные (*Alopecurus pratense*, *Veronica longifolia*) виды, многочисленны также гидрофитные растения *Filipendula ulmaria*. Сходная картина наблюдается на уч. 4: здесь также доминируют мезофитные *Dactylus glomerata*, *Vicia cracca*, *Lathyrus pratensis*, *Achillea millefolium*, *Veronica chamaedrys*, *Geranium pratense*, гигромезофитные (*Phalaroides arundinacea*) и гидрофитные (*Geum rivale*) виды. Почвы пробных площадок уч. 5 характеризуются меньшей степенью увлажнения. Здесь также преобладают мезофитные виды *Elytrigia repens*, *Vicia cracca*, *Artemisia vulgaris*, *Hieracium umbellatum*, *Taraxacum officinale*, *Melandrium album*, но при этом многочисленны ксеромезофитные растения *Linaria vulgaris*. Напротив, гидрофитных и гигромезофитных видов на площадках не обнаружено.

Таким образом, ведущую роль в сложении травянистых фитоценозов с радиоактивно-загрязненных территорий играют бореальные виды с евроазиатским или реже

– голарктическим типом ареала распространения. Эти же виды характерны и для лугов с контрольных участков, характеризующихся фоновым содержанием радионуклидов в почве. По отношению к влажности почвы подавляющее большинство растений как контрольных, так и экспериментальных участков относятся к мезофитам. В понижениях рельефа распространены гидрофиты (*Carex acuta*, *Carex rostrata* *Filipendula ulmaria*) или гигромезофиты (*Alopecurus pratensis*, *Cirsium palustre*). Видовое разнообразие растений на наиболее нарушенной в результате техногенной деятельности и характеризующейся высоким содержанием в почвах радионуклидов и тяжелых металлов территории хранилища производственных отходов достоверно ниже, чем на контрольных и загрязненных только подземными радийсодержащими водами участках. Преобладающей жизненной формой луговых сообществ как участков с повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов в почве, так и контрольных, являются многолетние травы. При этом в настоящее время идет внедрение в растительный покров древесных видов рода *Salix*, *Betula pendula*, *Picea obovata* и *Pinus sylvestris*.

Проведение работ частично поддержано проектами № 12-И-4-2006 УрО РАН и STProject-060 EANOR.

Литература

1. Гераськин С.А., Евсеева Т.И., Таскаев А.И. и др. Биологические эффекты у растений и животных, обитающих на севере России, в районах с повышенным уровнем естественной радиоактивности. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2007. – Т.47. – №1. – С.34–53.
2. Груздев Б.И., Маслов В.И., Маслова К.И. и др. К вопросу об эффективности дезактивации радиевых загрязнений сыпучим методом. / Материалы радиозкологических исследований в природных биоценозах: Сб. статей. Отв. ред.
3. О.Н. Попова. – Сыктывкар, 1971. – С.77–90.
3. Евсеева Т.И., Белых Е.С., Майстренко Т.А. и др. Латеральное распределение радионуклидов уранового и ториевого рядов в антропогенно измененных почвах на территории складирования отходов радиевого производства. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2012. – Т.52; №1. – С.103–112.
4. Иевлев А.А. Водный промысел в Коми АССР – предтеча атомной промышленности Советского Союза. // Военно-

- исторический журнал, 2011. – №2. – С.45–47.
5. Изменчивость популяций животных и растений в районах повышенной естественной радиации: Научный отчет. / Коми научный центр УрО РАН; Рук. П.Ф. Рокицкий, П.П. Вавилов. – Сыктывкар, 1958.
 6. Лебедева Н.В., Кривоуцкий Д.А. Биоразнообразие и методы его оценки. / География и мониторинг биоразнообразия: Учебное пособие. – М.: Изд-во НУМЦ, 2002. – 432 с.
 7. Об установлении нормативов фоновых содержания химических элементов и углеводов в почвах Республики Коми. Приказ Минприроды РК от 25.11.2009 №529 (www.szfo.consultant.ru).
 8. Krivolutsky D.A. Radiation ecology of soil animals. // *Biology and fertility of soils*, 1987. – №3. – P.51–55.
 9. Mulder Ch., Breure A.M. Plant biodiversity and environmental stress. / *Bioindicators and biomonitors*. Eds. B.A. Markert, A.M. Breure, H.G. Zechmeister. – Elsevier Science Ltd., 2003. – 501 p.
 10. Richards Z.T., Beger M., Pinca S., Wallace C.C. Bikini Atoll coral biodiversity resilience five decades after nuclear testing. // *Marine Pollution Bulletin*, 2008. – V.56. – P.503–515.
 11. Sienkiewicz J. Effect of heavy-metals industry on plant communities. // *The Science of the Total Environment*, 1986. – V.55. – P.339–349.

ИССЛЕДОВАНИЕ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ КОБАЛЬТА И ДРУГИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ОКЕАНИЧЕСКИХ ЖЕЛЕЗОМАНГАНЦЕВЫХ КОНКРЕЦИЯХ ПО ДАННЫМ НЕЙТРОННО-АКТИВАЦИОННОЙ БЕТА-АВТОРАДИОГРАФИИ

Д.К. Белянин, С.М. Жмодик, И.С. Кириченко

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, bel@igm.nsc.ru

RESEARCH ON THE DISTRIBUTION OF COBALT AND OTHER ELEMENTS IN THE OCEANIC FERROMANGANESE NODULES BY NEUTRON-INDUCED BETA-AUTORADIOGRAPHY

D.K. Belyanin, S.M. Zhmodik, I.S. Kirichenko

Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, bel@igm.nsc.ru

Abstract. The report presents data on the distribution and the occurrences of cobalt and other elements in the oceanic ferromanganese nodules (Clarion-Clipperton fracture zone). The results were obtained with the use of neutron-induced beta-autoradiography, gamma-ray spectrometry and SEM.

Океанические железоманганцевые конкреции (ЖМК) и корки являются потенциальными рудами на Mn, Co, Ni и Cu. Запасы Мирового океана по этим металлам, содержащимся в конкрециях и корках, сопоставимы со всеми месторождениями континентов [1, 2, 4, 5, 9, 11, 20, 21]. Внимание ученых акцентируется на необходимости детального исследования парадоксальных минеральных ассоциаций микро- и наноминеральных фаз [8] с применением современных аналитических методов и, прежде всего, методов локального анализа, поскольку их использование позволяет получить совершенно новую информацию о формах нахождения рудных элементов и их распределении в ЖМК [2, 6, 7, 13]. Применение метода нейтронно-активационной авторадииграфии позволит дополнить существующие данные по распределению и формам нахождения в конкрециях ряда элементов.

Исследуемые ЖМК района трансформных разломов Клариян и Клиппертон были взяты из коллекции образцов океанических железоманганцевых образований, любезно предоставленной проф. В.Н. Шараповым (НГУ, ИГМ СО РАН), участвовавшим в восьмом рейсе НИС «Академик Виноградов» в 1986 году. Драгирование велось от основания до вершины узкого хребта в южном боту разлома Клариян (16° 16'–16° 20' с.ш., 136° 46'–136° 57' з.д.; глубина: 4 000–5 400 м) [17]. Железоманганцевые руды представляют собой конкреции никель-медной специализации.

Методика исследования

Образцы железоманганцевых конкреций цементировались эпоксидным компаундом в связи с их непрочностью. Затем из каждой конкреции выпиливались пластинки, из которых готовились тонкие полированные препараты, предварительно наклеенные эпоксидной смолой на подложку из кварцевого стекла с низкими концентрациями урана и других элементов, что позволяло избежать ошибок при проведении нейтронно-активационного анализа. Пластинки полировались на алмазных пастах во избежание поражения поверхности хромом, которое происходит при полировании традиционным способом, а также в связи с необходимостью приготовления безрельефных шлифов. Качественная безрельефная поверхность пластинок позволяет в дальнейшем получать авторадииграммы высокого качества, а также проводить их изучение методами сканирующей электронной микроскопии, микрозондового анализа и минераграфии и выявлять микрочастицы рудных минералов.

Для выявления пространственного распределения рудных и сопутствующих элементов в океанических железоманганцевых конкрециях нами была предпринята попытка использования метода нейтронно-активационной бета-авторадииграфии. Нейтронно-активационная бета-авторадииграфия – разновидность ядерно-физических методов исследования распределения химических элементов, в основу которого положена регистрация бета-излучения с помощью ядерных эмульсий [3, 10, 14, 15, 22].

После облучения препараты были подвергнуты гамма-спектрометрическому анализу на установке для нейтронно-активационного анализа (аналитики В.С. Пархоменко и С.Т. Шестель, ИГМ СО РАН). Причем такой анализ проводился несколько раз, по мере распада короткоживущих радиоизотопов. Таким образом, была получена информация о количественных соотношениях радионуклидов в препаратах создающих авторADIOгРАФИЧЕСКОЕ изображение (REE, As, Sc, Co, Sb, W). В серии из 15 экспозиций, первые были сделаны через 3 дня после облучения препаратов и длились от 6 часов до одних суток, последние через пол года с длительностью 2–3 суток.

Анализ авторADIOгРАММ проводился методом цифровой обработки изображений с использованием программного комплекса ENVI. Численное сравнение данных почернения авторADIOгРАФИЙ разных препаратов проводилось только в пределах одной и той же экспозиции, без предварительной обработки изображений.

Распределение Co и совместное распределение Sm, La и As

Исходя из информации о спектрах активности гамма-излучения пластинок конкреций, полученной с помощью гамма-спектрометрического анализа, известно, что в первую неделю после облучения авторADIOгРАФИЧЕСКОЕ изображение создавали главным образом самарий, лантан и мышьяк. На авторADIOгРАММАХ, полученных через месяц и позже, фиксируется в основном только кобальт. Неравномерное пространственное распределение рассеянной формы нахождения элементов в железомарганцевой оболочке можно наблюдать уже на ранних экспозициях, фиксирующих несколько элементов одновременно (Sm + La + As). Наибольший перепад активности элементов обусловлен наличием ядерной части, в которой активности элементов, по сравнению с рудной оболочкой, значительно уменьшаются. Кроме этого, плотность распределения элементов в срезе ЖМК, фиксируемая на авторADIOгРАММЕ, отражает концентрически зональную и, в некоторых случаях, радиальную структуру конкреций. Наличие точечных концентраторов в рудной оболочке не выявлено. Можно наблюдать области резкого перепада плотности почерне-

ния на авторADIOгРАФИЧЕСКИХ изображениях, фиксирующих контрастное изменение концентраций элементов (по радионуклидам) во включениях обломков пород в рудной оболочке.

Наиболее интересны поздние радиогрaфии, полученные после длительного остывания (750 суток) препарата и фиксирующие пространственное распределение одного из главных элементов железомарганцевых руд – кобальта. Картина внутренней структуры конкреции выраженная в сочетании концентрических и радиальных структур, проявлена гораздо отчетливее (рис. 1), хорошо маркируются (светлые) прослои глинистого вещества. Для некоторых конкреций фиксируется максимум в содержания кобальта в краевых частях ЖМК – на авторADIOгРАФИЯХ этих образцов выделяются области потемнения внешней части конкреции на расстоянии 3–5 мм от края (рис. 2, 3). Кроме этих широких полос, часто на самом краю присутствует тонкая двойная темная каёмка шириной 0,5–1 мм, фиксирующая зону обогащения-обеднения кобальтом краевой части железомарганцевой конкреции (см. рис. 2).

В образце с четко выраженным изменением содержания кобальта в железомарганцевой оболочке, с помощью сканирующей электронной микроскопии (SEM LEO1430VP, аналитик А.Т. Титов, ИГМ СО РАН), было определено его содержание. В краевой части содержание кобальта оказалось равным 0,6–1 мас.%, а в центральной части 0,2–0,3 мас.%. Таким образом, используя логарифмическую зависимость плотности почернения пленки от концентрации излучающего элемента, появилась возможность привязать наблюдаемую на авторADIOгРАФИЧЕСКОМ изображении плотность почернения к содержанию кобальта. Особо примечательным для данного образца является наличие тонких прослоев глинистого (алюмосиликатного) вещества между широкой внешней каемкой с повышенным содержанием металла и остальной частью (см. рис. 3).

Обсуждение результатов исследования

Согласно Х. Нап с соавторами [19], при детальном исследовании концентрической структуры железомарганцевой оболочки выделяются четыре уровня цикличности или масштабов повторяющихся слоёв. Для исследуемо-

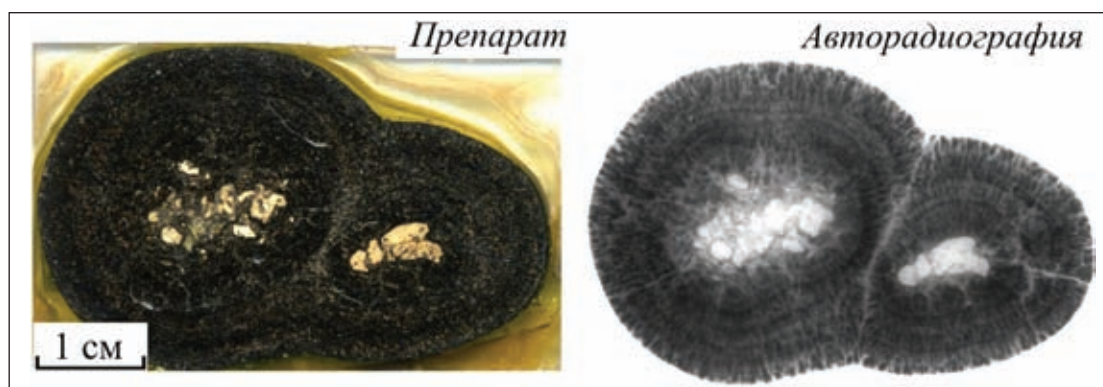


Рис. 1. Пространственное распределение Co в срезе железомарганцевой конкреции по данным бета-авторADIOгРАФИИ. На авторADIOгРАФИИ более темные участки фиксируют повышенные содержания Co. Распределение металла хорошо отображает концентрическую и радиальную структуру железомарганцевой конкреции

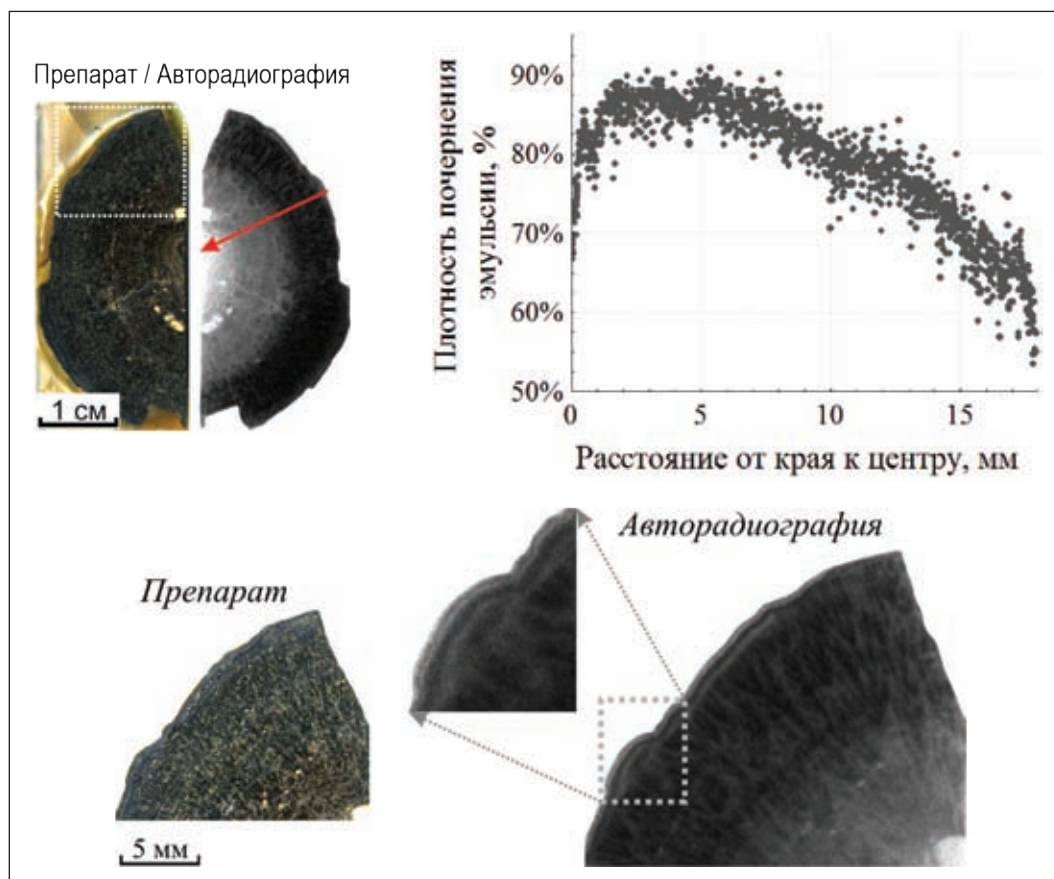


Рис. 2. Авторадиография, фиксирующая уменьшение содержаний Co от края к центру железомарганцевой конкреции. При большем увеличении выявляется двойная каемка в краевой части железомарганцевой конкреции, свидетельствующая о резких кратковременных изменениях поступления кобальта и никеля в железомарганцевые конкреции; на авторадиографии стрелкой показано положение профиля от края к центру конкреции для построения графика плотности почернения эмульсии

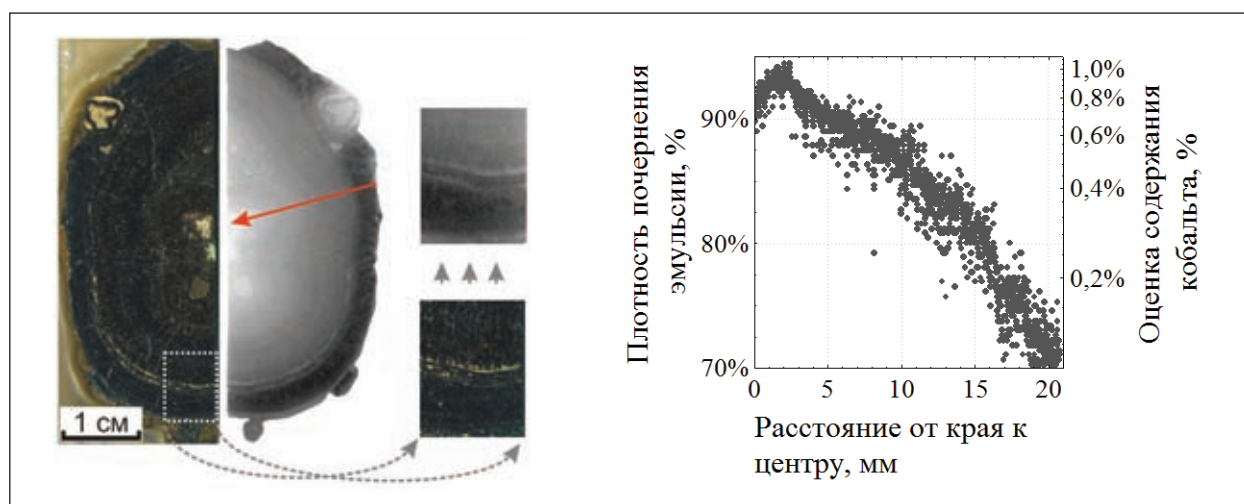


Рис. 3. На авторадиографии железомарганцевой конкреции проявляется обогащение кобальтом внешней каемки конкреции, отделенной от остальной части прослоями глинистого вещества. При большем увеличении заметно, что сами глинистые прослои обеднены кобальтом относительно железомарганцевого вещества; на авторадиографии стрелкой показано положение профиля от края к центру конкреции для построения графика плотности почернения эмульсии и. График плотности почернения эмульсии привязан к содержанию кобальта, определенному в краевой части и в центре конкреции в мас. %

го ими образца была определена слоистость масштабов 402–454, 185–206, 58–67 и 15–18 микрон. Кроме того, они показали, что в распределении главных элементов (Mn, Fe, Si, Al) наблюдаются те же уровни периодичности, что и у слоистости. Выявленные периодичности в строении и составе железомарганцевой оболочки, по мнению данных авторов практически полностью описываются теорией циклов Миланковича. Существующие три солнечно-земных орбитальных параметра: эксцентриситет, наклон земной оси и прецессия могут отвечать в железомарганцевых конкрециях первым трем периодичностям 402–454, 185–206, 58–67 микрон. Значение средней скорости роста железомарганцевой оболочки, рассчитанное по орбитальным циклам составляет 4,5 мм/млн.лет, и практически совпадает со скоростью 4,6 мм/млн.лет, определенной с помощью датирования ториевыми изотопами.

Наблюдаемое на бета-авторадиографиях существенное отличие между содержаниями Co, La, Sc (и As) в ядре и рудной оболочке конкреций является следствием способности концентрирования железомарганцевым веществом этих элементов [2, 5]. Основными механизмами концентрации микроэлементов из океанической воды является:

- 4) их соосаждение вместе с основными рудными компонентами (Mn и Fe) конкреций;
- 5) адсорбция на образовавшейся, активной (в силу своей химической природы) поверхности железомарганцевых конкреций [12, 16].

Тонкая концентрическая и радиальная структуры, проявляющиеся на совместных авторадиографиях Co, La, Sc и As и на авторадиографиях кобальта (см. рис. 1), отражают распределение в конкрециях железомарганцевого и алюмосиликатного материалов. Дело в том, что железомарганцевые образования являются по сути неравномерной, в пределах образца, смесью оксидов марганца, железа и частичек глины. В структуре конкреций наблюдается чередование прослоев более обогащенных оксидами марганца и железа и прослоев, более обогащенных глиной, а поскольку первые обладают более высокой сорбционной активностью, создается концентрическая структура распределения элементов – примесей. Кроме того, разная степень раскристаллизации минералов железа и марганца в пределах одной конкреции может влиять на изменение адсорбционной активности вещества конкреции от слоя к слою.

Литература

1. Андреев С.И. Металлогения железомарганцевых образований Тихого океана. – СПб.: Недра, 1994. – 191 с.
2. Аникеева Л.И., Андреев С.И., Казакова В.Е. и др. Кобальтбогатые руды Мирового океана. – СПб: ВНИИОкеангеология, 2002. – 167 с.
3. Бабилова Ю.Ф., Гусаков А.А., Минаев В.М., Рябова Г.Г. Аналитическая авторадиография. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 158 с.
4. Батулин Г.Н. Рудный потенциал океана // Природа. 2002. №5.– URL: http://vivovoco.rsl.ru/VV/JOURNAL/NATURE/05_02/OCEAN.HTM.
5. Батулин Г.Н. Руды океана. – М.: Наука, 1993. – 304 с.

Для распределения кобальта, кроме уже рассмотренных неоднородностей напрямую связанных с внутренним строением конкреции, были отмечены два случая обогащения в пределах рудной оболочки внешних частей относительно внутренних. В одном из образцов наблюдается постепенное уменьшение концентрации кобальта в железомарганцевой оболочке конкреции от края к центру (см. рис. 2). Вероятно, постепенное изменение придонной океанической среды при формировании конкреций обусловило плавное нарастание содержания рудного металла от центральной к краевой частям. Подобную интерпретацию можно привести и для второго образца, содержащего обогащение кобальтом на периферии (см. рис. 3). Отличием будет существование в процессе его формирования временного интервала, в течение которого, вместо железомарганцевого вещества, конкреция обрастала глинистыми частицами, после которого вновь происходило формирование железомарганцевого слоя в обстановке способствующей более интенсивному накоплению кобальта.

Ранее, в результате изучения распределения кобальта в железомарганцевых корках, поднятых в центральной части Тихого океана, в районе островов Лайн (рейс «Midpac», 1981, 1984, 1985 [18]), была установлена прямая корреляционная зависимость между концентрациями кобальта в рудных оболочках и скоростью их роста [23]. Возраст корок определялся по космогенному изотопу ^{10}Be . Установлено, что максимальное обогащение руд кобальтом происходит при минимальной скорости их роста и наоборот. Такая зависимость концентрации кобальта и скорости роста корок описывается уравнение: $G (\text{mm/Ma}) = 1,28 / [\text{Co} (\%) - 0,24]$. Если воспользоваться данным выражением, то 1 мм железомарганцевой оболочки при содержаниях кобальта 2 %, 1 %, 0,5 %, 0,3 % будет образовываться соответственно со скоростями около (в млн.лет): 1,4, 0,6, 0,2, 0,05. Таким образом, используя данную модель [23] можно прийти к выводу о резко различной скорости роста изученных нами конкреций, в различные периоды их существования. Так, в представленной на рис. 3 конкреции внутренняя зона мощностью 40 мм с концентрацией кобальта 0,3 % формировалась в течение 2 млн.лет, в то время как 10 мм внешней зоны (1 % Co) возникла за 6 млн.лет.

Работа выполнена при поддержке грантов: РФФИ 12-05-31324; 12-05-01164; Научной школы Н.Л. Добрецова; Президиума СО РАН 89, ОНЗ-5.1.

6. Батулин Г.Н., Дмитриев Л.В., Курский А.Н. Благородные металлы в железомарганцевых корках и конкрециях Атлантического океана // Геохимия, 1991. – №1. – С.142–148.
7. Батулин Г.Н., Дубинчук В.Т. Микроструктуры железо-марганцевых конкреций океана: атлас микрофотографий. – М.: Наука, 1989. – 288 с.
8. Богатиков О.А. Неорганические наночастицы в природе // Вестник РАН, 2003. – Т.73. – №5. – С.426–430.
9. Железомарганцевые конкреции центральной части Тихого океана / Под ред. И.О. Мурдмаа, Н.С. Скорнякова. – М.: Наука, 1986. – 344 с.
10. Жмодик С.М., Золотов Б.Н., Шестель С.Т. Анализ актива-

- ционных автордиограмм на Au методом цифровой обработки изображений на ЭВМ // Автордиографический метод в научных исследованиях. – М.: Наука, 1989. – С.82–87.
11. Мельников М.Е. Месторождения кобальтоносных марганцевых корок. – Геленджик: ФГУП ГНЦ «Южморгеология», 2005. – 230 с.
 12. Новиков Г.В. Сорбционные типы железомарганцевых образований Мирового океана // Минералого-технологическая оценка месторождений полезных ископаемых и проблемы раскрытия минералов. – Петрозаводск: КарНЦ РАН, 2011. – С.68–82.
 13. Рудашевский Н.С., Крецер Ю.Л., Аникиеева Л.И. и др. Минералы платины в железомарганцевых океанических корках // Докл. РАН, 2001. – Т.378. – №2. – С.246–249.
 14. Флеров Г.Н., Берзина И.Г. Радиография минералов, пород и руд. – Москва: «Атомиздат», 1979. – 224 с.
 15. Флициян Е.С. Активационно-радиографические методы многоэлементного анализа. Дис. на соиск. учен. степени доктора физ.-мат. наук. – Дубна: ОИЯИ, 1995. – 83 с.
 16. Челищев Н.Ф., Грибанова Н.К., Новиков Г.В. Сорбционные свойства океанических железомарганцевых конкреций и корок. – М.: Недра, 1992. – 318 с.
 17. Шарапов и др, 1988 43. Шарапов В.Н., Коновалов Ю.И., Третьяков Г.А., Мартынов Ю.А. Брекчии разлома Кларуон // Тихоокеанская геология, 1988. – №2. – 115–116 с.
 18. Halbach P., Manheim F.T., Otten P. Co-rich ferromanganese deposits in the marginal seamount regions of the Central Pacific basin. Result of Midpac'81. // *Erzmetall*. 1982. – Vol.35. – №9. – P.447–453.
 19. Han X., Jin X., Yang S., Fietzke J., Eisenhauer A. Rhythmic growth of Pacific ferromanganese nodules and their Milankovitch climatic origin // *Earth and Planetary Science Letters*. 2003. – V.211. – P.143–157.
 20. *Marine manganese deposits*. Ed. G.P. Glasby. – Amsterdam: Elsevier, 1977. – 523 p.
 21. Mero J.L. Economics of mining and processing deep-sea manganese nodules. Inst. Mariner Resource, Univ. – California, San Diego, 1959. – 96 p.
 22. Potts P.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 // *Economic Geology*. 1984. – Vol.79. – P.738–747.
 23. Puteanus D. Halbach P. Correlation of Co concentration and growth rare – a method for age determination of ferromanganese crust // *Chemical Geology*, 1988. – Vol.69. – P.73–85.

ПРОБЛЕМЫ РАДИАЦИОННОЙ ГЕНЕТИКИ И ЭКОЛОГИИ В КАЗАХСТАНЕ В УСЛОВИЯХ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

А.Б. Бигалиев¹, Г. Кундакбаева², Р.К. Бигалиева³, А.Н. Кожамметова⁴

¹Казахский Национальный Университет им. аль-Фараби, Алматы, Казахстан, aitkhazha@gmail.com

²Казахский Национальный Университет им. аль-Фараби, Алматы, Казахстан

³Казахско-Американский Медицинский Университет, Алматы, Казахстан

⁴Казахский Национальный Университет им. аль-Фараби, Алматы, Казахстан

Abstract. *There a necessity to access the genetic risk, diagnostic screening, health rehabilitation for the environmental assessment of an impact of products of nuclear explosions on human populations.*

К факторам, загрязняющим среду обитания человека свойственны и генетические последствия. Доказано, что в биосферу вводятся агенты, которые способны проникать в зародышевые и соматические клетки и поражать в них молекулы ДНК. Такие агенты получили название мутагенов среды. Влияние мутагенов среды на генетический аппарат человека и других организмов имеет сложный, комплексный характер. Чтобы понять характер и размеры этих влияний, нарушающих жизнедеятельность организмов и эволюцию живого, осознать их генетические последствия, необходимо всесторонне оценить роль нарушений наследственного аппарата организмов под действием мутагенов среды и значение способов защиты от повреждений ДНК, в которой записаны генетические программы организмов. Так, длительное нахождение популяции растений и животных на территориях с повышенным радиационным фоном может привести к возникновению изменений в генетическом аппарате составляющих популяции организмов. В связи с этим наблюдения за хронически облучаемыми природными популяциями живых организмов представляют особый интерес, так как именно на популяционном уровне важны микроэволюционные изменения, возникающие у

растений и животных под действием мутагенных факторов. Растения, в отличие от животных, не способны переместиться в более благоприятную среду и поэтому вынуждены находиться на загрязненной почве и под постоянным воздействием радиоизлучений. Семена растений используют как модель для многих исследований в области изучения действия излучений. Критериями радиочувствительности семян служат: 1) энергия прорастания; 2) всхожесть; 3) выживаемость растений; 4) подавление роста; 5) степень стерильности растений; 6) число aberrаций хромосом в первом митозе в клетках проростков семян. Были исследованы 1, 2 и 3 (северо-западный берег «Атомного» озера) точки с повышенным радиационным фоном и 4, 5, 6 и 7 (Оип-2, Койтас, и территория вблизи района населенного пункта Чайковка Жана-Семейского района Восточно-Казахстанской области) точки. Сбор семян проводился по мере созревания. Оценка качества семян (энергия и лабораторная всхожесть и веса 1000) проводилась по общепринятой методике [2].

Координатная привязка точек исследования проводилась с использованием навигационного прибора. На каждом участке плотность поверхности загрязне-

ния α -частицами измеряется прибором КРА-1 № М-410, β -частицами КРБ-1 №У916, а значения МЭД γ -излучения прибором Синтэкс №08736 на поверхности почвы по данным полевой радиометрии из исследуемых участков самая высокая доза излучения зафиксирована на опытно-экспериментальной площадке «Балапан» на поверхности почвы – 2437 мкР/ч.

Отбор образцов для биологических исследований житняка гребенчатого был проведен в 7 точках на территории ОЭП «Балапан». Объектами исследования были семена доминантных видов растений – *Agropyron cristatum* (L.) Gaerth. (житняк) семейства *Graminea* (злаки), произрастающих на территории опытно-экспериментальной площадки «Балапан» Семипалатинского испытательного полигона.

Результаты изучения энергии прорастания и лабораторной всхожести семян житняка гребенчатого выявили заметные различия. Энергия прорастания семян, собранных в «грязной» точке «Балапан» была равна 9,5 %, 4 %, 3 %, тогда как на относительно «чистой» точке и контроле она составила 46,5 %, 9 %, 11 %, 16 %. Схожие результаты наблюдается и в разнице показателей всхожести семян. Всхожесть семян в «грязной» точке составила 45,5 %, 4 %, 4 %, а в фоновой и контрольной точке 54,6 %, 11 %, 11 %, 39 %. Показатели энергии прорастания собранные в северо-западном берегу с каждым годом упало с 9,5 % в 2002 г. до 4 % в 2004 и до 3 % 2005 гг. Показатели лабораторной всхожести семян от 45,5 % в 2002 г. до 4 % в 2004 и 2005 гг. В 2004–2005 годах семена житняка гребенчатого имели плохую всхожесть: в выборке из 100 семян проросло 4 %. При анализе энергии прорастания и всхожести семян выявлены статистически достоверные эффекты стимуляции при дозах 2437 мкР/ч и 12 мкР/ч. При дозах 1960 мкР/ч и 789 мкР/ч наблюдалась существенное угнетение. Масса 1000 семян в грязной точке составила 1,19 %, 0,63 %, 0,83 % и в фоновой и на контрольной точке 1,96 %, 0,81 %, 0,71 %, 0,97 %. При анализе изменения массы 1000 зерен обнаружена достоверная стимуляция при дозе 12 мкР/ч и достоверное угнетение при остальных дозах. Авторы отмечают [3], что масса 1000 зерен контролируется сложной генетической системой, в которой главную роль играют гены с аддитивными действием. При изучении веса 1000 семян заметных увеличений не выявлено, в семи точках масса 1000 зерен варьируют от 0,63 % до 1,96 %.

Результаты морфофизиологического исследования семян *Agropyron cristatum* (L.) Gaerth. (житняк) показывают, что на территориях с повышенным радиационным фоном качество семян по энергии прорастания и всхожести семян с каждым годом ухудшалось. У семян с «грязной» точки, где аккумуляция искусственных радионуклидов в пробах растений и в почве (на которой растет *Agropyron cristatum*) выше, больше наблюдались отклонения в сторону меньших величин, семена оказались менее удлиненными и выпуклыми, а у семян, отобранных с фоновых и контрольных точек, где содержание искусственных радионуклидов в пробах растений и в почве (на которой растет *Agropyron cristatum*) меньше – в сторону больших. В весе 1000 семян какие-либо изменения не отмечаются. Из полученных результатов следует, что на популяционном уровне протека-

ют важные микроэволюционные изменения, возникающие у растений под действием мутагенных факторов.

Академик Н.П. Дубинин писал еще в конце прошлого века [1], что в центре всей этой проблемы стоит человек. Необходимо знать в какой мере нарушения в сфере обитания человека отразятся на здоровье живущих людей и на генетической информации будущих поколений. Из литературы известно, что основной категорией мутации служат генные изменения. Так, при спонтанных абортх 50 % случаев обязано появлению доминантных мутаций. У новорожденных в 96 % случаев наследственные дефекты обусловлены действием генных мутаций. В 4 % случаев имеет место действие хромосомных изменений в виде нарушений числа или структуры хромосом [2].

После аварии на Чернобыльской АЭС было проведено выборочное обследование детей, проживающих в регионах, вблизи Чернобыльской АЭС. Результаты указывают на статистически значимые возрастания индивидуальных и групповых частот аберрантных лимфоцитов и аберраций различного типа в детских возрастных группах населения, проживающих в регионах с повышенным радиационным фоном [3]. В результате цитогенетического обследования населения Украины, проживающего в районе выпадения радиоактивных осадков после аварии на Чернобыльской АЭС установлено, что у жителей достоверно возросла встречаемость аберраций хромосомного типа, особенно маркеров радиационного воздействия (дицентриков, кольцевых и атипичных хромосом), т.е. она почти в 8 раз превысила контрольный уровень для этих мутаций, составляя 0,4 и 0,44 на 100 метафаз (контроль 0,05 на 100 метафаз) [4].

Из факторов, ведущих к аномалиям хромосом, особое значение придается ионизирующей радиации, так как все виды облучений вызывают хромосомные аберрации в зародышевых и соматических клетках человека [5]. Японскими учеными были исследованы хромосомы в лейкоцитах крови людей, подвергшихся облучению при атомных бомбардировках Хиросимы и Нагасаки Ава и др., [6] показали, что хромосомные перестройки свойственны лейкоцитам крови людей даже спустя по меньшей мере три десятилетия после взрыва. Цитогенетический анализ лейкоцитов людей, получивших облучение был также проведен исследователем Sofuni [1997]. Оказалось, что все облученные люди имели лейкоциты, среди которых более 10 % имели хромосомные перестройки. Результаты эпидемиологических и экспериментальных исследований указывают на индукцию нестабильности генома у потомства родителей, подвергшихся воздействию ионизирующей радиации. Эта нестабильность генома, прежде всего, проявляется повышением темпов мутирования и увеличением риска возникновения опухолевых и других патологий у потомства (Худолей В.В., 1994). При этом отмечается появление разных видов хромосомных аберраций в клетках и повышении общего уровня нарушений хромосом. Антушевич А.Е. и др. (1993) выявили в эксперименте, что пролонгированное низкоинтенсивное облучение способно вызывать достоверное увеличение количества клеток с хромосомными аберрациями и реципрокными транслокациями хромосом

не только у облученных, но и у их потомков первого, а особенно – второго поколения.

Нами в период 1993–2000 гг. проведено изучение количественной зависимости и спектра структурных и числовых aberrаций хромосом у 35 человек из районов Карагандинской области, прилегающих к Семипалатинскому ядерному полигону. Также были обследованы 201 детей, из них 81 – с перинатальным поражением нервной системы, 70 детей – с врожденными пороками развития, 50 здоровых детей, которые составили контрольную группу. Частота клеток с aberrациями хромосом составляет в среднем 2,4 %, а частота aberrаций на клетку составляет 0,0246. Выявлены как структурные (93,6 %), так и числовые aberrаций (6,4 %) хромосом. Среди клеток с нарушениями структуры хромосом преобладали aberrаций хромосомного типа (67,04 %) над хроматидными (32,95 %).

Результаты проведенных нами эпидемиологических и экспериментальных исследований указывают на индукцию нестабильности генома у потомства родителей, подвергшихся воздействию ионизирующей радиации. Эта нестабильность генома, прежде всего, проявляется повышением темпов мутирования и увеличением риска возникновения опухолевых и других патологий у потомства. Так, при обследовании населения Бескарагайского района СИАП нами были также установлены эффекты малых доз радиации (хроническое воздействие) в ряду поколений, что позволило провести биологическую дозиметрию для реконструкции доз облучения у потомства, родители которых были подвержены воздействию гамма-облучения в период ядерных испытаний на полигоне.

К настоящему времени цитогенетикой изучены закономерности действия самых разнообразных генотоксических агентов и накоплен достаточно большой фактический материал по динамике выхода и разнообразия типов хромосомных aberrаций, ведущей причиной образования которых считаются трудно реparable двойные разрывы ДНК. К изучению новых молекулярных механизмов образования цитогенетических повреждений посвящены работы многих ученых [7].

Литература

1. Дубинин Н.П. *Новое в современной генетике*. – М.: Наука, 1986.
2. Бочков Н.П., Чеботарев А.И. *Наследственность человека и мутагены внешней среды*. – М.: 1989. – 272 стр.
3. Шевченко В.А., Померанцева М.Д. *Генетические последствия действия ионизирующего излучения*. – М.: Наука, 1985. – 278 с.
4. Пилинская М.А. *Химический мутагенез. Итоги науки и техники. Серия общая генетика*. ВИНТИ. 1993.
5. Померанцева М.Д., Шапиро Н.И. *Радиация и наследственность человека. Проблемы медицинской генетики*. – М.: Медицина, 1970. – С.233–278.
6. Awa A.A. et al. *J. Radiation Res.*, 1992. – V.33. – Suppl. – P.206–214.
7. Тарасов В.А. *Молекулярные механизмы репарации и мутагенеза*. – М.: Наука, 1982. – 312 с.
8. *Ядерные испытания СССР: современное радиоэкологическое состояние полигонов*. Коллектив авторов под рук. проф. В.А. Логачева. – М.: ИздАТ, 2002. – 639 с.
9. Dubinin N.P., et. al. 1990. *The human genes found and environmental mutagens*. // *J. U.S.S.R Academy of Science Report*, 1990. – №1. – P.19–31.
10. A.B. Bigaliyev, Zh. Daribaev, R.K. Bigaliyeva and other *Natural populations of the plants and animals as test objects in ecology- generic assessment of STS biota and human population. The proceedings of international conference "The Semipalatinsk Nuclear Test-Site: radiation consequences and non-propagating problems"*, Kurchatov, 2003. 6 pages.(electronic book).

У населения, проживающего в регионе Семипалатинского ядерного полигона уровень заболеваний крови и кроветворных органов при дозе облучения 90,0 сЗв в 2–2,5 раза превышает уровень контрольных районов, а в дозе 7,0–35,0 сЗв в 1,3–1,5 раза. В структуре заболеваний крови и кроветворных органов преобладает железодефицитная анемия, уровень которой среди облучившихся в дозе 90–199,0 сЗв в 1,5–2 раза выше, чем в контрольной группе.

Таким образом, наряду с широкомасштабной профилактической работой среди населения по совершенствованию питания, направленность которых рассчитана на выявление легких форм анемии, существенное значение имеет проведение скрининговых исследований, по выявлению нарушений на клеточном уровне и функциональных изменений, определяющих заболевания, а именно:

- направить усилия на предупреждение анемии среди женщин и детей до 5 лет в регионах, пострадавших от ядерных испытаний, путем усовершенствования знаний о патогенезе анемии и рационализации питания. Широкомасштабная профилактика анемии среди женского и детского населения региона СИАП, с учетом рациональной нутрицио- и – ферротерапии.
- изучить цитоморфометрические показатели периферической крови при анемии беременности для разработки ранних диагностических и прогностических критериев развития анемии и выделения групп риска.
- изучить внутриклеточные механизмы развития анемии у матери и ребенка.

Экологическая оценка влияния продуктов ядерных взрывов на состояние популяции человека и разработка методов диагностики, коррекции и реабилитации здоровья населения, является главной задачей на сегодняшний день. Для этого необходимо провести:

- оценку генетической опасности влияния многолетних ядерных испытаний на генофонд популяций человека, используя метод биологической дозиметрии у потомства;
- провести диагностический скрининг физиологического и психического состояния организма людей, подвергшихся влиянию многолетних ядерных испытаний;
- Реабилитацию здоровья населения методами детоксикации с использованием высокоэффективных антиоксидантов.

ТЕХНОГЕННАЯ (^{137}Cs , ^{241}Am) И ПРИРОДНАЯ (^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) РАДИОАКТИВНОСТИ В ТОРФЯНОЙ ЗАЛЕЖИ ДУЛИХИНСКОГО БОЛОТА ПРИ ОЦЕНКЕ АТМОСФЕРНЫХ ПОТОКОВ МИНЕРАЛЬНОГО ВЕЩЕСТВА

В.А. Бобров, В.В. Будашкина, М.С. Мельгунов, Г.А. Леонова, А.Е. Мальцев

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, bobr@igm.nsc.ru

TECHNOGENIC (^{137}Cs , ^{241}Am) AND NATURAL (^{210}Pb , ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U) COMPONENTS OF RADIOACTIVITY IN THE PEAT DEPOSIT OF DULIHINSKY BOGS IN THE EVALUATION OF THE ATMOSPHERIC FLOW OF MINERAL SUBSTANCE

V.A. Bobrov, V.V. Budashkina, M.S. Melgunov, G.A. Leonova, A.E. Maltsev

Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, bobr@igm.nsc.ru

Abstract. On the base of analysis of the distribution of ^{210}Pb (natural) and ^{137}Cs (anthropogenic) radioactivity in the peat section of Dulihinsky bog (Buryatia) there were carried out the stratification by horizons. Obtained values of on element admission on the earth surface for the second half of the XX century are comparable with values of the Western Siberia areas, subjected to the anthropogenic impact. The values remain high enough in the middle ages. It is explained by the proximity of mountain systems, in contrast to Western Siberia with a droughty environments.

Глобальное загрязнение атмосферы под воздействием антропогенных и техногенных факторов устанавливается не только на основе прямых определений потоков атмосферной взвеси (снеговая съемка), но и изучения стратифицированных отложений в донных осадках озер, полярных льдах, что позволяет установить динамику потоков в течение геологического времени.

Также, можно получить информацию по потокам вещества из атмосферы, изучая стратифицированные горизонты в торфяниках. С этой целью нами исследовался болотный массив Дулиха. Он расположен на южном побережье оз. Байкал на предгорной Танхойской равнине. Равнина, представляющая собой часть дна Байкальской впадины, ограничена береговой полосой оз. Байкал на севере и хребтом Хамар-Дабан на юге и находится в области развития влажных предгорно-подгорных таежных ландшафтов. Климат района умеренно континентальный, среднегодовое количество осадков приближается к 620 мм [1]. Болото Дулиха – около 1 км в поперечнике, плоское, его водосборный бассейн четко не оконтурен. Основное поступление влаги происходит за счет грунтовой миграции от гор вниз по наклону Танхойской равнины. Торфяная залежь болота Дулиха представлена остатками эвтрофных и мезотрофных растений, относящихся к пяти отделам: мхам, папоротникообразным, плаунообразным, голосеменным и покрытосеменным [1, 4]. Представители рода *Saxeg* (осоки) доминируют во всех торфяных слоях (среднее содержание 40–50 %), также значительна доля (в среднем 20–30 %) *Scheuchzeria palustris* (шейхцерия болотная), в отдельных слоях установлено до 20–30 % сфагновых мхов. Координаты точки отбора торфяного монолита на глубину 47 см, площадью $22 \times 13 \text{ см}^2$, составили $51^\circ 31' \text{ с.ш.}$, $105^\circ 00' \text{ в.д.}$

Было проведено препарирование отобранного материала торфяника. Монолит (47 см) был разрезан через 2 см на 23 фрагмента. Об-

разцы торфа были высушены до воздушно-сухого состояния в лабораторном помещении при $t = +20^\circ \text{C}$ и озолены при $t = +450^\circ \text{C}$ в муфельной печи. Подсчитана плотность сухого торфа (г/см^3) и зольность (%) для каждого из 23 фрагментов монолита (рис. 1).

Плотность торфа в самых верхних слоях монолита (0–3 см) составила $0,014 \text{ г/см}^3$, в горизонте 7–9 см – $0,038 \text{ г/см}^3$ (рис. 1). В более уплотненных слоях, в интервале 11–29 см, плотность торфа на уровне $0,04–0,05 \text{ г/см}^3$, в нижних слоях монолита (интервал 30–43 см) достигает $0,06 \text{ г/см}^3$.

Зольность образцов торфа в монолите имеет иной характер. В слабо уплотненных горизонтах (5–7 см) зольность максимальная и составляет 8,8 %. а в более уплотненных, средних и нижних горизонтах она снижается до величины 5 % (рис. 1). Высокую зольность в верхних горизонтах монолита можно связать с запыленностью приземной атмосферы (за счёт железной дороги и автомагистрали рядом с посёлком Дулиха).

Определены естественно-радиоактивные (^{210}Pb , ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{238}U , ^{40}K) и техногенные (^{137}Cs , ^{241}Am) элементы в образцах золы торфа на низкофономом колодезном детекто-



Рис. 1. Графики плотности сухого торфа (г/см^3) и его зольности (%) в монолите торфяника Дулиха

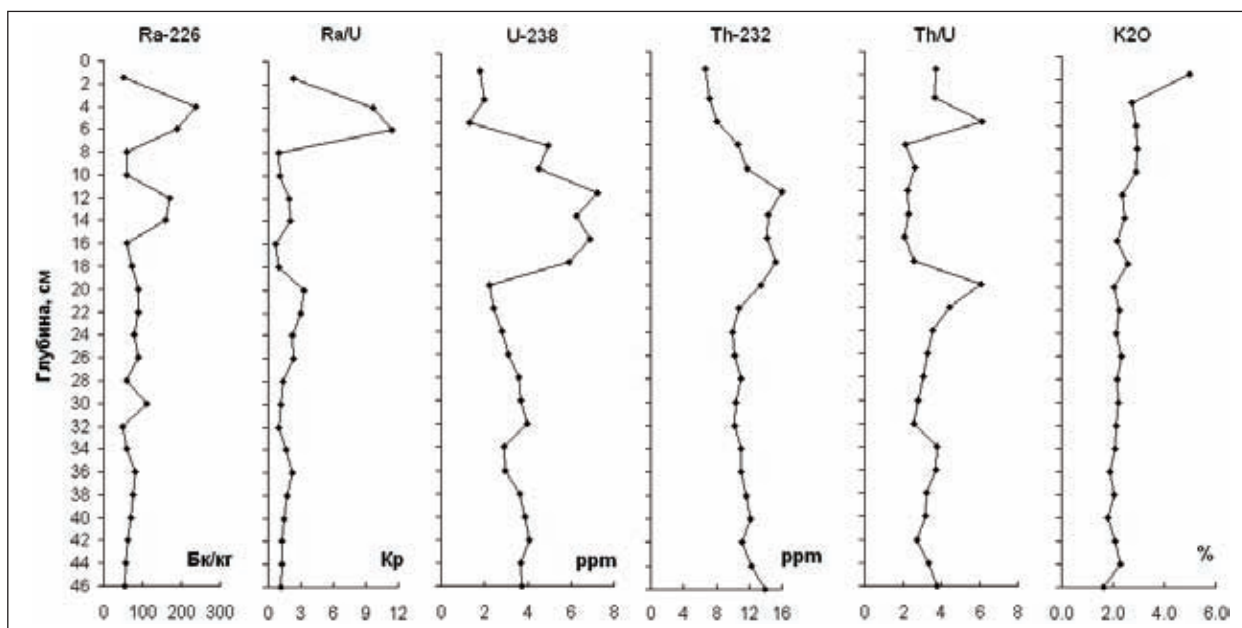


Рис. 2. Распределение естественно-радиоактивных элементов в разрезе монолита

Таблица 1. Активность слоев монолита и их возраст (по ^{210}Pb)

Интервал см	Сух. торф в слое г/см ²	Активность слоя Бк/см ²		Активность ниж. слоев Бк/см ²	Календарный возраст слоя, год	Длительность формирования слоя, год
		Cs-137	Pb-210	Pb-210		
0–3	0,042	0,00500	0,025	0,515	2009	2
3–5	0,034	0,00519	0,024	0,490	2008	1
5–7	0,063	0,01359	0,059	0,466	2003	5
7–9	0,077	0,01917	0,067	0,407	1997	6
9–11	0,081	0,01958	0,067	0,340	1990	7
11–13	0,089	0,02351	0,062	0,273	1982	8
13–15	0,114	0,02628	0,054	0,211	1972	10
15–17	0,088	0,01764	0,044	0,157	1962	10
17–19	0,087	0,01206	0,038	0,113	1948	14
19–21	0,092	0,01065	0,030	0,076	1932	16
21–23	0,083	0,00901	0,019	0,046	1915	17
23–25	0,091	0,00845	0,012	0,027	1895	20
25–27	0,097	0,00620	0,009	0,015	1863	32
27–28	0,091	0,00465	0,004	0,005	1828	35
29–31	0,116	0,00465	0,001	0,002	1805	23
31–33	0,124	0,00316	0,001	0,001		
33–35	0,109	0,00164	0,000	0,000		
35–37	0,116	0,00148	0,000	0,000		
37–39	0,122	0,00091	0,000	0,000		
39–41	0,121	0,00087	0,000	0,000		
41–43	0,120	0,00089	0,000	0,000		
43–45	0,109	0,00074	0,000			
45–47	0,083	0,00090	0,000			
сумма	2,149	0,1962	0,516			

ре фирмы EURISYS MEASURES (Франция). Распределения их значений по слоям монолита приведены на рисунке 2. Отметим достаточно выдержанные значения содержания K_2O , монотонно возрастающие от 1,6 % до 2,9 % в верхних слоях монолита, с максимальным содержанием 5,0 % в слое 0–3 см. Относительно высокое содержание радия наблюдается в слоях 3–5 см и 5–7 см, при этом коэффициенты равновесия K_r (Ra/U) составляют величины 9,7 и 11,5 соответственно, намного превосходя средние K_r ($1,7 \pm 0,7$) по всему разрезу. Радий, как и калий, проявляет биофильные свойства, возможно за счёт его способности создавать ионизирующее излучение. Средние значения концентрации тория и урана в разрезе монолита ($11,9 \pm 2,3$ и $3,7 \pm 1,6$ ppm), а также, их отношения, равные $3,6 \pm 1,4$, близки к кларкам U и Th и их отношению в глинистом сланце [5]. Следовательно, калий, торий и уран поступают в болото в составе терригенной пыли, а неравновесный радий из грунтовых и болотных вод.

Для хронологической датировки монолита важен характер распределения ^{210}Pb , постоянно поступающего из атмосферы и распадавшегося со временем в образовавшихся стратифицированных горизонтах. Полученные значения удельной активности ^{210}Pb , а также ^{137}Cs , ^{241}Am , поступающих из атмосферы в период 1953–1963 гг., были использованы для подсчета активности слоёв с учетом зольного вещества в каждом слое (рис. 3).

Спад активности ^{210}Pb в слое (акт. слоя Pb-210) начинается ниже «дневной» поверхности, в частности, от горизонта 5–7 см, а на горизонтах 29–33 см фиксируется «полный» распад ^{210}Pb и, следовательно, возраст слоев на этих горизонтах должен быть более 150 лет (6 периодов полураспада ^{210}Pb). Низкое содержание ^{210}Pb в приповерхностных слабо уплотненных слоях свидетельствует о проницаемости выпадающего из атмосферы радионуклида в более уплотненные горизонты, иными словами, на поверхность подошвы «деятельного» слоя, ниже которой начинается стратификация. Эффект проницаемости приводит к омоложению стратифицированных горизонтов на величину годов, соответствующих возрасту подошвы «деятельного» слоя.

В отличие от непрерывного поступления ^{210}Pb из атмосферы, поступление ^{137}Cs и ^{241}Am происходило только в 1953–1963 гг. [6]. За такой временной интервал сформировался, например, слой 11–13 см, содержащий в себе 0,089 г/см³ сухого торфа (табл. 1). В настоящий момент 55 % захороненного ^{137}Cs находится в 5 слоях интервала 7–17 см, содержащих в себе 0,45 г/см³ сухого торфа, который мог накопиться не менее, чем за 40 лет. Всё это свидетельствует о

том, что ^{137}Cs интенсивно мигрирует по разрезу, проявляя, по-видимому, свои биофильные свойства.

Распределение ^{241}Am имеет максимальные значения в слоях 16–18 см, что свидетельствует о слабой, в отличие от ^{137}Cs , миграции его по разрезу и дает нам основание слой 18 (17–19 см) отнести к 1953 году (табл. 2).

Расчет возраста слоев, на основе распадающегося ^{210}Pb , проведен по формуле, использованной ранее [3]:

$$t = (T / \ln 2) \cdot \ln(A_0 / A_t),$$

где $T = 22,6$ год, A_0 – активность всех слоев, содержащих ^{210}Pb , A_t – активность слоев, залегающих ниже исследуемого слоя (ниже его подошвы).

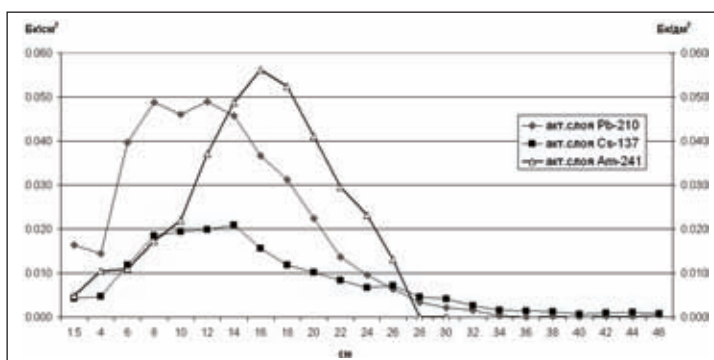


Рис. 3. Активности ^{210}Pb , ^{137}Cs (Бк/см²) и ^{241}Am (Бк/дм²) в слоях монолита

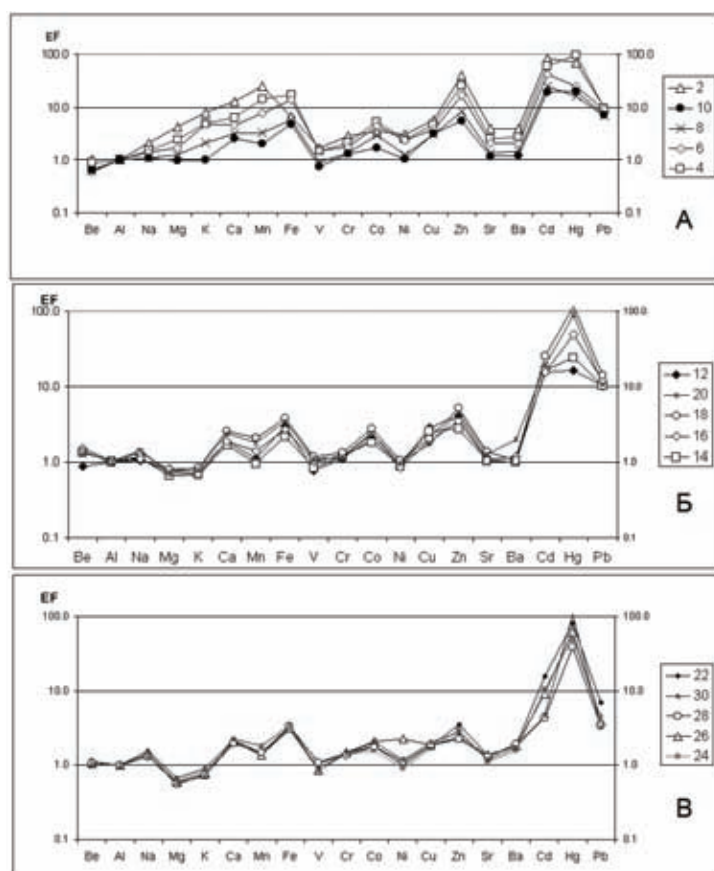


Рис. 4. Коэффициенты обогащения химическими элементами горизонтов монолита торфа в интервалах: (А) 0–11см; (Б) 11–21см; (В) 21–31см

Таблица 2. Скорости накопления торфа и зольного вещества

Середина слоя, см	Сухой торф в слое, г/см ²	Длительность слоя, год	Календарный возраст слоя, год	Накопление сухого торфа, г/дм ² /год	Накопление зольного вещ-ва, г/дм ² /год
1,5	0,042	2	2009	2,1	0,100
4	0,034	1	2008	3,35	0,204
6	0,063	5	2003	1,25	0,110
8	0,077	6	1997	1,28	0,110
10	0,081	7	1990	1,16	0,087
12	0,089	8	1982	1,12	0,086
14	0,088	10	1972	0,88	0,073
16	0,088	10	1962	0,88	0,065
18	0,0867	14	1948	0,62	0,040
20	0,092	16	1932	0,57	0,037
22	0,083	17	1915	0,49	0,033
24	0,091	20	1895	0,45	0,030
26	0,097	32	1863	0,30	0,020
28	0,091	35	1828	0,26	0,017
30	0,116	23	1805	0,51	0,032
32	0,124	55	1750	0,23	0,013
34	0,109	55	1695	0,20	0,010
36	0,116	55	1640	0,21	0,011
38	0,122	55	1585	0,22	0,012
40	0,121	55	1530	0,22	0,011
42	0,120	55	1475	0,22	0,011
44	0,109	55	1420	0,20	0,011
46	0,083	55	1365	0,15	0,009
			сумма	16,87	1,133

Таблица 3. Содержание Al (опорного элемента) в слоях монолита в расчете на сухое вещество

CM	0–3	3–5	5–7	7–9	9–11	11–13	13–15	15–17	17–19	19–21	21–23	
Al %	0,20	0,24	0,32	0,51	0,54	0,63	0,7	0,6	0,43	0,45	0,43	
CM	23–25	25–27	27–29	29–31	31–33	33–35	35–37	37–39	39–41	41–43	43–45	45–46
Al %	0,51	0,43	0,45	0,42	0,40	0,33	0,34	0,36	0,37	0,31	0,44	0,43

Результаты расчетов представлены в таблице 1, в колонке «календарный возраст слоя».

Поскольку возможности возрастных оценок по ²¹⁰Pb ограничены, для хронологии слоев монолита ниже 30 см использована датировка горизонта 300 см Дулихинского торфяника по ¹⁴C – 7 616 л.н. (NUTA-5615) [1]. Предполагая, что выдерживалась постоянная скорость накопления минеральной компоненты, в нижних слоях монолита оценены скорости накопления торфа и минеральной компоненты (табл. 2).

Химический (элементный) состав минеральной компоненты позволяет определить её источники (атмосферный, биохимический) [2]. Атомно-абсорбционное определение содержания 19 химических элементов в образцах торфа осуществлено пламенными и электротермическими методами атомизации, а Hg – методом холодного пара. Полу-

ченные значения содержаний элементов нормированы по алюминию (табл. 3) и глинистому сланцу для оценки степени фракционирования по «коэффициентам обогащения» (EF – Enrichment Factor) согласно выражению:

$$EF = (X_i / Al)_{\text{торф}} / (X_i / Al)_{\text{глина}},$$

где X_i – концентрация каждого элемента в торфе и такового же в глине [5].

Построены графики EF для верхней половины монолита, где достаточно уверенно можно выделить отложения торфа в 18, 19 и 20 веках (рис. 4). Обогащенность щелочными, щелочноземельными элементами, медью и марганцем верхних слоев 0–3 см на Дулихинском болоте (рис. 4А) также характерно и для всех ранее изученных нами болот Сибири. Перераспределение указанной группы элементов, в пределах так называемого «деятельного

Таблица 4. Средние годовые скорости накопления вещества (поток)

Временной интервал, годы	Торф, г/см ² год	Зола, мг/дм ² год
1957–2006	1,1	89
1910–1957	0,56	37
1800–1910	0,37	23

слоя» вызвано их биофильным характером и участием в процессах фотосинтеза при образовании зеленой массы сфагнового мха. В слоях ниже 17 см коэффициенты обогащения EF для многих элементов в монолите близки 1 или не превышают 2, более 2 отмечаются лишь для Ca, Fe. Явный дефицит замечен у K и Mg, имеющих значения коэффициентов обогащения (EF) на уровне 0,6–0,8. Высокие значения EF характерны для Pb, Zn, Cd, Hg. Однако, из-за их малой распространенности, они существенно не влияют на весовой объем захороненного минерального вещества. Эти элементы входят в группу «летучих» [3], характеризующих загазованность атмосферы и могут быть напрямую связаны с атмосферным аэрозолем, отражая время его поступления на земную поверхность, поскольку не вступают в биохимические процессы, являясь экологически опасными для флоры.

Литература

1. Безрукова Е.В., Кривоногов С.К., Такахара Х. и др. *Летопись позднечетвертичной и голоценовой истории юго-восточного побережья оз. Байкал по материалам скважины «Дулиха»* // Проблемы реконструкций климата и природной среды голоцена и плейстоцена Сибири, вып. 2. – Новосибирск: Изд-во Ин-та археологии и этнографии СО РАН, 2000. – С. 36–47.
2. Бобров В.А., Преис Ю.И., Будашкина В.В. Оценка потоков минерального вещества из атмосферы на основе микро-элементного состава торфяной залежи верхового болота Бакчар-1 (южная тайга Западной Сибири) // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Матер. VII Междунар. науч.-практ. конф., Семипалатинский государственный педагогический институт, 4–8 октября 2012 г. – Т.1. – Семей, 2012. – С. 82–90.
3. Гавшин В.М., Бобров В.А., Сухоруков Ф.В., Будашкина В.В., Мельгунов М.С. Свидетельства фракционирования химических элементов в атмосфере Западной Сибири по дан-

Дефицит содержаний Mg и K в разрезе свидетельствует о существовании «деятельных» слоев на всех временных этапах формирования торфяника, во всяком случае, в последние 200 лет. Преимущество атмосферного источника формирования минерального состава характерно и для большинства других элементов, что подтверждается значениями зольности, которые на 80–90% можно связать с атмосферой. Кроме атмосферного источника минерального вещества, принятого нами основным для Дулихинского болота, для объяснения «избыточных» концентрации Ca, Fe и даже Mn во всем разрезе следует признать постоянную связь с грунтовыми водами.

Итак, на основе анализа распределения радиоактивностей ²¹⁰Pb (природной) и ¹³⁷Cs (техногенной) по разрезу монолита торфяника Дулихинского болота (Бурятия) проведена стратификация его горизонтов. Получены значения поступления элементов на земную поверхность для второй половины XX века (табл. 4), соизмеримые со значениями для отдельных областей Западной Сибири [2], подверженных антропогенному воздействию. Значения остаются достаточно высокими и в средневековье, что мы объясняем близостью горных систем (Хамар-Дабан), в отличие от Западной Сибири с её аридными обстановками.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант 11-05-00655).

ным исследования верхового торфяника // Доклады Академии наук, 2004. – Т.396. – №6.

4. Krivonogov S.K., Takahara H. Late Pleistocene and Holocene environmental changes recorded in the terrestrial sediments and landforms of Eastern Siberia and Northern Mongolia // Proceedings International Symposium 21st-Century COE Program. 17–18 March, 2003. – Kanazawa, 2003. – P.30–36.
5. Li Yuan-hui. Distribution patterns of the elements in the ocean: A synthesis // Geochim. Et. Cosmochim. Acta. 1991. – V.55. – P.3223–3240.
6. Мясников А.А., Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Ткаченко И.М. и др. Радиационная обстановка особо охраняемых участков центральной экологической зоны Байкальской природной территории // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Матер. II Международной конференции, Томск: изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С.411–420.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ СОСТАВА НИЗКОУРОВНЕВЫХ ОТХОДОВ ПРЕДПРИЯТИЙ УРАНОВОГО ПРОИЗВОДСТВА

А.Е. Богуславский

Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, boguslav@igm.nsc.ru

THE STUDY OF COMPOSITION OF LOW-LEVEL WASTE FROM URANIUM PRODUCTION

A.E. Boguslavskyi

V.S.Sobolev Institute of geology and mineralogy SB of RAS, boguslav@igm.nsc.ru

Abstract. The study of mineral and elemental composition of the low-level uranium waste is presented. The forms of uranium in rocks the regularities of uranium leaching from waste, the concentrations of uranium in solution in their interaction with groundwater are defined. The percentage of uranium leaching depends on the type of waste, and varies from 1 to 20 %.

Построение долгосрочных прогнозов влияния хранилищ радиоактивных отходов (РАО) на окружающую среду невозможно без изучения процессов происходящих в хранилищах после их консервации. Это особенно актуально для РАО которые в соответствии с ФЗ №190 «об обращении с радиоактивными отходами» могут попасть в категорию «особых». Как показывает практика, хранилища этих отходов не всегда надежно изолированы от окружающей среды и в отдельных случаях могут взаимодействовать с грунтовыми водами верхних водоносных горизонтов [3]. В результате такого взаимодействия наблюдается переход радиоактивных элементов в растворы и вынос за пределы хранилища.

Целью настоящей работы было определение элементного и минерального состава, формы нахождения урана в образцах отходов трех Сибирских предприятий Росатома; определить концентрации элементов в растворах при контакте отходов с грунтовыми водами и оценить количество подвижного урана в основных типах отходов. В качестве образцов РАО были взяты отходы трех предприятий Росатома.

Определение элементного состава твердых проб проводилось методом рентгено-флуоресцентного анализа с использованием синхротронного излучения с регистрацией на Si(Li) – детекторе на станции элементного анализа ВЭПП-3 ИЯФ СО РАН. Формы содержания урана определялись с помощью электронного сканирующего микроскоп Tescan MIRA 3 LMU. Минеральный состав образцов определялся методом рентгеновской порошковой дифрактометрии на дифрактометре ДРОН-3 (излучение CuK α).

Анализ элементного состава жидких проб осуществлялся в аналитическом центре ИГМ СО РАН методами масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ICP MS) высокого разрешения на приборе фирмы FINNIGAN MAT (Germany). Концентрации анионов определялись титриметрическим, турбидиметрическим (с применением фотоколориметра ПЭ-5300 ВИ фирмы «ЭкоХим»), потенциометрическим (Мультитест ИПЛ-513) методами.

Для экспериментов были выбраны пять образцов РАО из хранилищ трех предприятий РосАтома: ОАО «НЗХК», ОАО «ПО ЭХЗ» и ОАО «АЭХК». Эти предприятия используют для нейтрализации кислотных урансодержащих хвостов

известковое молоко (Ca(OH) $_2$) и сбрасывают получающиеся пульпы в приповерхностные шламоотстойники. Среди них три образца урансодержащих карбонатных шламов которые образованы после отделения урана от дочерних элементов и два образца отходов полученных при переработке рудных концентратов: рудный концентрат после выщелачивания и гипсовые шламы. Для каждого из типов отходов в соответствии с консервативным подходом были выбраны пробы с максимальным содержанием урана.

Все пробы содержат заметную долю до (20 %) рентгено-аморфной составляющей. По результатам полученным при проведении рентгенофазового анализа дополненного данными электронной микроскопии изученные образцы имеют следующий минеральный состав:

Карбонатные шламы обр. 1 – Основные фазы – гипс, кальцит; примеси сложных сульфатов – бенторита – Ca $_6$ (AlCr) $_2$ (SO $_4$) $_3$ (OH) $_{12}$ •26H $_2$ O, этtringита Ca $_6$ Al $_2$ (SO $_4$) $_3$ (OH) $_{12}$ •26H $_2$ O, вольтаита K $_2$ (Fe $_5$ Fe $_4$)(SO $_4$) $_{12}$ •18H $_2$ O, сложные оксиды манганалюмоксид, бассанит, барит и др. Уран входит в структуру сложных солей образуя обособления микронного размера. Валовое содержание урана 0,14 %.

Карбонатные шламы обр. 2 – основные минеральные фазы твердого осадка – флюорит низкой степени кристалличности, в меньшем количестве содержится гипс, брусит, кальцит, кварц, амфибол, паралаюмогидрокальцит (CaAl $_2$ (CO $_3$) $_2$ (OH) $_4$ •6H $_2$ O), этtringит (Ca $_6$ Al $_2$ (SO $_4$) $_3$ (OH) $_{12}$ •26H $_2$ O), амфибол. Встречаются отдельные выделения карбонатов уранатов кальция. Валовое содержание урана 0,23 %.

Карбонатные шламы обр. 3 – основные минеральные фазы кальцит и гипс, Ettringite (Ca $_6$ Al $_2$ (SO $_4$) $_3$ (OH) $_{12}$ •26H $_2$ O). Малые примеси (~5–10 %) кварца, окислы и гидроокислы железа. Следы (1–5 %) Sodiumalum (NaAl(SO $_4$) $_2$ •12H $_2$ O), Бассонита CaSO $_4$ •0,5H $_2$ O, Rapidcreekite Ca $_2$ (CO $_3$)SO $_4$ •4H $_2$ O, разупорядоченные флюорит(CaF $_2$). Минеральных фаз с высоким содержанием урана не установлено. Валовое содержание урана 0,01 %.

Отходы выщелачивания песчаной размерности (рудные пески) Породообразующие: мусковит, хлорит, полевые шпаты, гипс, кальцит, доломит, сидерит, каолинит; рудные: пиролюзит, вернадит, беснесит, манганит, пирит, галенит, гематит, гетит, барит, уранинит. Соотношение между поро-

дообразующей и рудными составляющими (определенное по плотности) составляет 85,2 и 14,8 % соответственно. Валовое содержание урана 0,04 %.

Отходы выщелачивания илистой размерности (гипсовые шламы). Преобладает гипс в подчиненном количестве кварц, слюда, плагиоклаз, хлорит, доломит, стронцианит, барит, гематит, оксиды урана. Рентгеноаморфные фазы не поддаются расшифровке, однако можно предполагать сульфаты многих металлов. Валовое содержание урана 0,15 %.

Для определения форм нахождения урана, образцы отходов подвергались ступенчатому выщелачиванию. Для этого была использована схема предложенная Л.Г. Бондаревой [1] модернизированной с учетом изучаемых объектов. В дополнение к предложенной схеме мы добавили водорастворимую форму извлекаемую дистиллятом и отказались от разделения силикатов на аморфные и структурные, так как доля силикатной фракции в наших образцах, как правило, незначительная (табл. 1). Отношение твердое/жидкое в экспериментах составляло 1/50. В этой схеме водорастворимую и обменную фракции можно отнести к легкоподвижным; карбонатную форму к потенциально подвижной при изменении кислотности грунтовых вод; а фракции связанные с оксидами и гидрооксидами железа и марганца, органикой и силикатами устойчивыми.

Результаты экспериментов по ступенчатому выщелачиванию представлены на рисунке 1. Подвижные формы обусловлены преимущественно гипсом и составляют в разных пробах от 7,7 (образец известковых шламов с преобладающим содержанием флюорита (Б)) до 58,8 образец гипсовых шламов (Д). Карбонатная фракция составляет основную долю в известковых илах (А-В) и почти отсутствует в образцах рудных песков и рудных шламов. Гидрооксиды железа и марганца в заметном количестве от 14 до 22,2 % присутствуют во всех образцах (за исключением одного образца карбонатного шлама (В)). Силикатная составляющая составляет заметную долю только в двух образцах – Г и Д, в остальных она имеет следовые концентрации и появляется в карбонатных илах вследствие попадания в хранилища терригенного материала с бортов и прилегающих участков.

Совершенно иное распределение демонстрирует уран. Для всех проб максимальное содержание урана отмечается в карбонатной фракции от 40 до 92,5 %. Доля подвижного урана составляет от 5,3 (образец В) до 26 % (образец

А). В устойчивых к выщелачиванию фракциях количество урана составляет от 2 до 34,4 %, что объясняется незначительным объемом этих фракций.

Для определения выноса урана и других элементов были проведены динамические эксперименты позволяющие имитировать естественный режим протекания подземных вод через отходы и оценить интенсивность выноса и количество подвижного урана. Через колонку с исследуемым грунтом в течении 80 суток пропускались гидро-

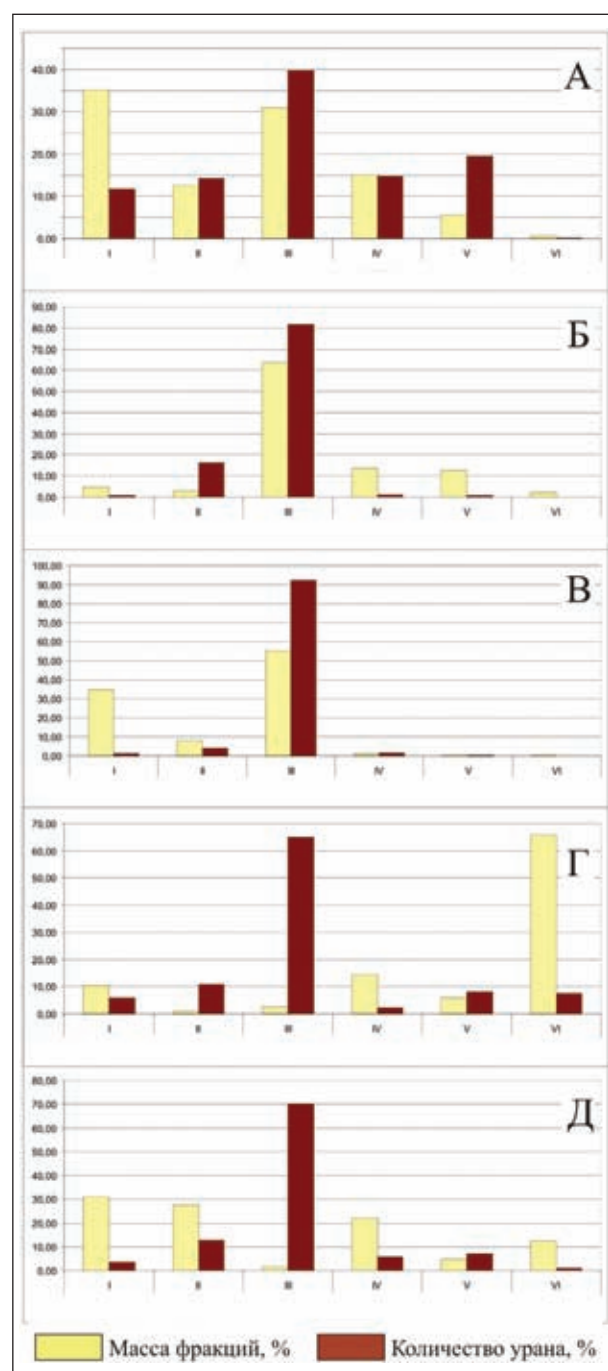


Рис. 1. Распределение массы фаций в образцах (светлое) и масса содержащегося урана (темное) в процентах. Номера фаций: I – водорастворимая, II – обменная, III – карбонатная, IV – оксиды и гидрооксиды Fe и Mn, V – органика, VI – силикаты

Таблица 1. Схема ступенчатого выщелачивания

№	Фракция	Реагент
I	Водорастворимая	Дистиллят
II	Обменная	$\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (1 М/л)
III	Карбонатная	$\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (1 М/л) + HNO_3 (1 М/л)
IV	Оксиды и гидрооксиды Fe, Mn	$\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ (0,2 М/л) + CH_3COOH (25 %)
V	Органика	H_2O_2 (35 %) + HNO_3 (1 М/л)
VI	Силикаты	Нерастворимый остаток

Таблица 2. Параметры динамического эксперимента

Образец	Ср., мл/час	Объем раствора, мл	% выщел. образца	$C_{\text{УО}}, \text{ мг/л}$	$C_{\text{Узав.}}, \text{ мкг/л}$
Карбонатный шлам 1	2,7	5 100	47,5	3	0,09
Карбонатный шлам 2	2,3	4 500	6,1	0,26	0,23
Карбонатный шлам 3	2,6	5 000	38,7	0,007	0,002
Рудный песок	2,8	5 300	12	2,6	0,03
Гипсовый шлам	3,5	6 000	64,3	1,17	0,06

карбонатные кальциевые воды аналогичные фоновым для участков размещения РАО. Средняя скорость находилась в интервале 2,3–3,5 мл/час. Ежедневно на выходе из колонок отбирали раствор для измерения химического состава и других показателей. После завершения экспериментов твердое вещество извлекалось из колонки, отбиралось образцы для определения элементного состава. Параметры эксперимента и некоторые результаты приведены в таблице 2.

Результаты динамического эксперимента приведены на рисунке 2. Максимальная концентрация урана отмечается при протекании первых порций растворов, в дальнейшем она постепенно снижается, однако остается существенно выше фоновых значений. За исключением образца рудного песка процент выщелачивания урана меньше, чем щелочных металлов (Na, Ca, Mg), кремния (в ряде образцов) и анионов. Таким образом, за счет выноса более легко растворимых соединений (гипса и других сульфатов) при промывании грунтовыми водами отмечается увеличение концентрации урана в РАО. В анионном составе растворов на первом этапе преобладают сульфаты, в первых порциях раствора их концентрация достигает первых грамм/литр. Главным источником сульфатов в анализируемых образцах является гипс, однако концентрация сульфатов регистрируемая на начальном этапе эксперимента существенно превышает концентрацию определяемую по растворимости гипса в воде – 1–1,2 г/л (в зависимости от температуры) [4]. Это свидетельствует о том, что кроме сульфата кальция в пробах присутствуют сульфаты других элементов, в том числе и сложных сульфатов урана, растворимость которых выше гипса. Растворение этих солей и обуславливает пиковые концентрации урана на начальном этапе эксперимента. Постепенно по мере вымывания сульфатов на первое место выходит гидрокарбонат ион, концентрации нитратов, хлоридов и фторидов находятся на фоновом уровне. Высокие концентрации урана на первом этапе связаны с растворением сульфатов. После их растворения дальнейшее выщелачивание выходит в результате воздействия гидрокарбонат-иона в виде уранил-карбонатных комплексов. Прочие анионы на вынос урана влияют существенно меньше [2].

Полученные результаты будут использованы в даль-

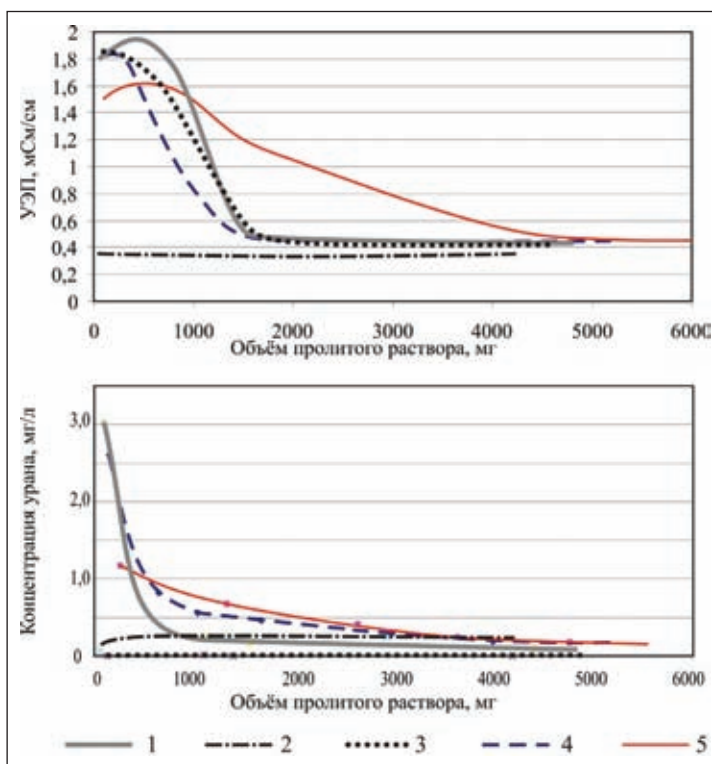


Рис. 2. Изменение удельной электрической проводимости и концентрации урана на выходе из колонок в зависимости от пролитого объема воды

нейшей работе для построения долгосрочных прогнозов воздействия хранилищ радиоактивных отходов на прилегающие участки для варианта наиболее неблагоприятного сценария – неограниченного контакта РАО с грунтовыми водами.

Выводы

Во всех пробах присутствует заметная доля (5–26%) подвижного урана, которая при контакте отложений с метеорными или грунтовыми водами будет переходить в раствор и выноситься за пределы хранилищ. Для образцов с высоким содержанием гипса вынос легко растворимых фракций приводит к концентрированию урана в отложениях.

Основная масса урана (40–92,5%) во всех изученных пробах содержится находится в карбонатной фракции, в грунтовых водах соединения урана слабо растворимы и способны мигрировать только при снижении кислотности контактирующих с ними растворов.

Ведущими компонентами выносящимися из отстойников при контакте с природными водами будут ионы кальция и сульфаты, остальные анионы и катионы находятся в подчиненном положении. Концентрации сульфат-иона в контактирующих с отложениями водах в начальный мо-

мент может достигать 2-3 г/л однако довольно быстро снижается и приходит в равновесие с гипсом содержащимся в осадке.

Исследования поддержаны грантом РФФИ № 13-05-00032.

Литература

1. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я. Изучение взаимодействия техногенных радионуклидов с частицами пойменных почв методами химического фракционирования. *Радиохимия*, 2002. – Т.44. – №6. – С.542–544.
2. Гаськова О.Л., Богуславский А.Е., Сиротенко Т.Г. Геохимический состав природных вод в районе расположения пункта хранения низкоактивных радиоактивных отходов // *Водные ресурсы*. – 2011. – №5. – С.553–563.
3. Ковалев В.П., Мельгунов С.В., Пузанков Ю.М. и др. Предотвращение неуправляемого распространения радионуклидов в окружающую среду. – Новосибирск, Изд. СО РАН, НИЦ ОИГГуМ., 1996. – 165 с.
4. Справочник по аналитической химии. 5-е изд., перераб. и доп. – М.:Химия, 1979. – 480 с.

СРАВНИТЕЛЬНАЯ ОЦЕНКА БИОДОСТУПНОСТИ УРАНА И ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ЭКОСИСТЕМЕ БАСЕЙНА РЕКИ ЕНИСЕЙ

А.Я. Болсуновский, М.Ю. Медведева, А.Д. Карпов

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, radecol@ibp.ru

COMPARISON EVALUATION OF THE BIOAVAILABILITY OF URANIUM AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN THE ECOSYSTEM OF THE YENISEI RIVER BASIN

A.Ya. Bolsunovsky, M.Yu. Medvedeva, A.D. Karpov

Institute of Biophysics SB RAS, Krasnoyarsk, Russia, radecol@ibp.ru

Abstract. The paper describes the results of the study of radionuclide concentrations in the ecosystem of the Yenisei River conducted for many years. As a result of discharges from the Mining-and-Chemical Combine of Rosatom, the Yenisei ecosystem contains a wide range of artificial radionuclides, including transuranium elements, and elevated levels of uranium. The aquatic plants are an important component of water ecosystems, which, owing to their ability to accumulate high levels of radionuclides, can be used in biomonitoring and bioremediation.

Река Енисей является одной из крупнейших рек мира, которая более 50 лет подвергается радиационному воздействию в результате деятельности Горно-химического комбината (ГХК) Росатома в г.Железногорске, производящего оружейный плутоний [3–8]. Донные отложения и пойма реки Енисей загрязнены техногенными радионуклидами, в том числе трансурановыми, не только вблизи комбината, но и на значительном расстоянии по течению реки. Наряду с техногенными радионуклидами с ГХК в Енисей поступают изотопы урана [2–3]. Таким образом, бассейн реки Енисей является уникальным объектом, где можно одновременно исследовать миграционную способность, как изотопов урана, так и техногенных радионуклидов во всех звеньях водной экосистемы.

Цель работы – сравнительный анализ биодоступности урана и техногенных радионуклидов в экосистеме бассейна реки Енисей.

В качестве объектов исследования использовали пробы воды, донных отложений и гидробионтов. Среди гидробионтов реки Енисей были погруженные водные растения, рыбы-бентофаги и зообентос. В сообществе погруженных водных растений (макрофитов) анализировали 3 вида: *Fontinalis antipyretica* (водный мох), *Potamogeton lucens* (рдест блестящий), *Myriophyllum spicatum* (уруть). Рыбы-бентофаги были представлены хариусом (*Timalus*

arcticus). Зообентос был представлен гаммарусом (*Philolimnogammarus viridis*), который является основным пищевым ресурсом хариуса. Пробы экосистемы р. Енисей отбирали во время экспедиционных исследований 2006–2011 года в ближней зоне влияния радиоактивных сбросов Горно-химического комбината (ГХК), на расстоянии до 110 км по течению реки от г. Красноярск (около сёл Атаманово, Б.Балчуг и Усть-Кан). В качестве контроля отбирали пробы выше по течению от ГХК в районе г. Красноярск и с. Есаулово (рис. 1). Для измерения радионуклидов использовали широкий спектр инструментальных методов: гамма-спектрометрия с использованием спектрометра “Canberra” (США), жидкостно-сцинтилляционная спектрометрия с использованием спектрометра “Tri-Carb 2800” (США), масс-спектрометрия с использованием спектрометра “Agilent” (США), нейтронно-активационный анализ и общая бета-альфа-радиометрия.

До остановки реактора в 2010 году в реку поступали сбросы реакторного и радиохимического заводов ГХК. Вследствие этого в воде регистрировали радионуклиды как активационного происхождения (^{24}Na , ^{32}P , ^{46}Sc , ^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{59}Fe , ^{64}Cu , ^{65}Zn , ^{95}Zr и др.), так и осколочные радионуклиды цепной реакции (^{137}Cs , ^{90}Sr , $^{239,240}\text{Pu}$ и др.) [4]. Среди бета-излучающих радионуклидов наибольшее значение для экосистемы реки Енисей имеет ^{32}P , который активно



Рис. 1. Карта-схема районов отбора проб экосистемы реки Енисей

накапливается гидробионтами. Наряду с ^{32}P в районе сброса и далее по течению реки регистрируются повышенные содержания ^{238}U в воде, что свидетельствует о поступлении изотопов урана с ГХК [2]. Из всех исследованных видов макрофитов р. Енисей, водный мох (*Fontinalis antipyretica*) накапливал максимальные активности радионуклидов в биомассе, также высокой накопительной способностью обладал рдест блестящий (*Potamogeton lucens*) – наиболее широко распространенный вид на Енисее [5–6]. В биомассах этих видов, в период работы реактора, активность радионуклидов реакторного происхождения (^{24}Na , ^{51}Cr , ^{239}Np) могла достигать нескольких тысяч Бк/кг, активность ^{32}P – до 60 000 Бк/кг сухой массы. Содержание урана было максимальным в биомассе водного мха – до 11,5 мг ^{238}U /кг. В биомассе других видов водных растений (*Potamogeton lucens*, *Myriophyllum spicatum*) также регистрировали повы-

шенные содержания урана (3,7–6,8 мг/кг), что превышало содержание урана в растениях контрольного района (0,5 мг/кг). В пробах гаммаруса (*Philolimnogammarus viridis*), отобранных вблизи ГХК, общий перечень радионуклидов и их активности были несколько ниже, чем в водных растениях. Однако активности отдельных радионуклидов (^{60}Co , ^{65}Zn , ^{51}Cr и ^{137}Cs) в биомассе гаммаруса превышали 100 Бк/кг и, следовательно, совпадали с данными для водных растений. Максимальное содержание урана в биомассе гаммаруса (0,29 мг/кг) было на порядок ниже содержания урана в биомассе водных растений. Гамма-спектрометрический анализ выявил в пробах хариуса (*Timalus arcticus*) в ближней зоне ГХК до остановки реактора следующие техногенные радионуклиды: ^{46}Sc , ^{59}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn и ^{137}Cs . Также был зарегистрирован ^{32}P и ^{238}U . Максимальное содержание в биомассе хариуса отмечено для ^{32}P , ^{65}Zn и ^{59}Fe : 118 Бк/кг, 12 Бк/кг и 11 Бк/кг, соответственно. В пробах хариуса из контрольного района (с. Есаулово) содержится только один техногенный радионуклид – ^{137}Cs с активностью не более 2 Бк/кг.

Используя полученные данные были рассчитаны коэффициенты накопления (КН) радионуклидов гидробионтами из воды. Максимальный КН ^{32}P был получен для водного мха – до 200 000 (табл. 1). Для других радионуклидов КН оставался также высоким в диапазоне значений 38 000–60 000 для водного мха и несколько ниже для других видов макрофитов (табл. 1). КН урана был максимальным для водного мха (38 000), для других видов КН урана изменялся в диапазоне значений от 10 000 до 15 000. Для гаммаруса КН ^{32}P равный 61 000 был максимальным среди КН техногенных радионуклидов и в 2–3 раза меньше такового для водных растений. Однако КН урана для гаммаруса составил всего 1 000, что более чем на порядок ниже КН урана для макрофитов. В отличие от макрофитов и гаммаруса, КН ^{32}P для хариуса (550) был значительно меньше КН других техногенных радионуклидов (3 000). КН урана для хариуса (700) был сопоставим с КН урана для гаммаруса (1 000). Из данных таблицы 1 следует, что уран активно накапливается в биомассе гидробионтов и КН урана может превышать КН некоторых техногенных радионуклидов, что не согласуется с существующими данными о низкой биоаккумулялирующей способности урана [1].

Во время экспедиционных исследований были отобраны многочисленные керны донных отложений реки Енисей. В слоях донных отложений реки после сбросов ГХК зареги-

Таблица 1. Максимальные коэффициенты накопления отдельных радионуклидов гидробионтами реки Енисей (данные 2006–2011 гг.)

Гидробионт	Радионуклиды							
	^{32}P	^{46}Sc	^{51}Cr	^{58}Co	^{59}Fe	^{65}Zn	^{239}Np	^{238}U
<i>Fontinalis antipyretica</i>	200 000	60 000	8 500	55 000	5 700	38 500	1 060	38 000
<i>Potamogeton lucens</i>	135 000	15 300	4 400	31 500	2 000	35 000	1 070	10 000
<i>Myriophyllum spicatum</i>	150 000	19 700	4 000	31 500	4 300	86 300	1 650	15 000
<i>Philolimnogammarus viridis</i>	61 000	5 300	1 100	10 000	–	21 000	500	1 000
<i>Thymallus arcticus</i> (целая рыба)	550	3 300	–	–	3 000	3 000	–	700

стрирован широкий перечень техногенных радионуклидов: изотопы европия (^{152}Eu , ^{154}Eu и ^{155}Eu), цезия (^{137}Cs и ^{134}Cs), ^{60}Co , ^{90}Sr и трансурановые элементы (изотопы плутония, америция, нептуния и юрия) [3, 5–8]. Вертикальное распределение радионуклидов в донных отложениях реки имеет сложный характер и характеризуется наличием ряда экстремумов, обусловленных разными скоростями поступления радионуклидов с ГХК (в том числе с аварийными сбросами), а также в результате глобальных выпадений. Исследования специалистов Института биофизики СО РАН и Института геологии и минералогии СО РАН в рамках интеграционных проектов СО РАН показали, что на протяжении до 250 км от ГХК по течению реки сохраняется высокий уровень радиоактивного загрязнения донных отложений. Наряду с техногенными радионуклидами в донных отложениях реки регистрируются и естественные радионуклиды, в том числе и изотопы урана. Из полученных данных следует, что в районе г. Красноярска и далее по течению реки до района сбросов ГХК содержание техногенного радионуклида ^{137}Cs в донных отложениях регистрируется на низком уровне глобальных выпадений – около 16 Бк/кг и концентрация ^{238}U составляет в среднем около 3,0 мг/кг сухой массы. Начиная с района сбросов ГХК (села Атаманово и Б.Балчуг) содержание как ^{137}Cs , так и урана в донных отложениях возрастает. Если содержание ^{137}Cs в донных отложениях возрастает более чем в 100 раз (до 2000–4000 Бк/кг), то содержание урана возрастает всего в 1,5–2 раза и достигает 4–5 мг/кг [3].

Для оценки миграционной способности урана и других радионуклидов в пробах донных отложений рек Енисей использовали методику последовательного химического фракционирования Tessier в модификации немецких ученых [8]. В результате химического фракционирования мы получаем 5 жидких фракций и неразложившийся остаток. Принято, что чем меньше радионуклида в неразложившемся остатке, тем более этот радионуклид миграционный в донных отложениях и, следовательно, биодоступен. По результатам проведенных ранее исследований миграционной способности техногенных радионуклидов в пробах

донных отложений р. Енисей была получена следующая последовательность: $^{90}\text{Sr} \approx ^{241}\text{Am} \approx ^{152}\text{Eu} > ^{60}\text{Co} > ^{239/240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$ [7]. При этом, радионуклид ^{137}Cs находился во всех пробах донных отложений, в основном в неразложившемся остатке (от 88 до 95 %), доля изотопов $^{239/240}\text{Pu}$ в неразложившемся остатке была несколько меньше – от 75 до 84 %, доля ^{60}Co была 68–85 %, доля изотопов ^{152}Eu и ^{241}Am в неразложившемся остатке – 40–50 %. Из вновь полученных данных по фракционированию донных отложений реки Енисей следует, что доля изотопов урана в неразложившемся остатке может варьировать в диапазоне значений от 66 до 80 %. Таким образом, в ряду миграционной способности радионуклидов в донных отложениях реки Енисей уран больше соответствует поведению изотопов ^{60}Co и займет место рядом с этим радионуклидом: $^{90}\text{Sr} \approx ^{241}\text{Am} \approx ^{152}\text{Eu} > ^{238}\text{U} \geq ^{60}\text{Co} \approx ^{239/240}\text{Pu} > ^{137}\text{Cs}$ [3]. В этом ряду ранжирования уран находится в середине ряда и может быть более подвижным (биодоступным) в слоях донных отложений, чем некоторые техногенные радионуклиды.

Полученные данные свидетельствуют, что в экосистеме реки Енисей в зоне влияния сбросов ГХК наряду с техногенными радионуклидами регистрируются и повышенные концентрации урана. Из всех исследованных видов гидробионтов, погруженные макрофиты накапливали в биомассе максимальные активности не только техногенных радионуклидов, но и урана. Наиболее интенсивно уран накапливался в биомассе водного мха (*Fontinalis antipyretica*) и при этом максимальный коэффициент накопления урана мог превышать коэффициенты накопления некоторых техногенных радионуклидов. Миграционная способность урана в донных отложениях р. Енисей по данным химического фракционирования превышала миграционную способность таких радионуклидов как ^{137}Cs и ^{60}Co . Все это свидетельствует о высокой миграционной способности и биодоступности урана, по сравнению с другими радионуклидами, в экосистеме реки.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта РФФИ №12-05-00078.

Литература

1. Болсуновский А.Я., Бондарева Л.Г., Казбанов В.И. Изучение механизмов биосорбции изотопов урана на примере одного из видов водных растений (*Elodea canadensis*) реки Енисей // Вестник Красноярского университета, Неорганическая химия, 2005. – №2. – С.70–72.
2. Болсуновский А.Я., Жижаев А.М., Сапрыкин А.И. и др. Первые данные по содержанию урана в воде бассейна реки Енисей в зоне влияния предприятий Росатома // ДАН, 2011. – Т.439. – №3. – С.383–388.
3. Болсуновский А.Я., Дегерменджи А.Г. Сравнение миграционной способности урана и техногенных радионуклидов в донных отложениях реки Енисей // ДАН, 2013. – Т.448. – №5. – С.571–575.
4. Бондарева Л.Г., Болсуновский А.Я., Трапезников А.В., Дегерменджи А.Г. Использование новой методики концентрирования трансурановых элементов в пробах воды реки Енисей // ДАН, 2008. – Т.423. – №4. – С.479–482.
5. Сухоруков Ф.В., Дегерменджи А.Г., Болсуновский А.Я. и др. Закономерности распределения и миграции радионуклидов в долине реки Енисей. – Новосибирск, Изд-во СО РАН. Филиал «Гео». 2004. – 287 с.
6. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // Journal of Alloys and Compounds, 2007. – V.444–445. – P.495–499.
7. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chemistry and Ecology. 2010. – №26(6). – P.401–409.
8. Klemt E., Spasova Y., Zibold G., Bolsunovsky A. In: Per Strand, Torun Jolle and Ase Sand (eds) Environmental Radioactivity in the Arctic & Antarctic. Norwegian Radiation Protection Authority, Norway. 2002. – P.67–70.

СОДЕРЖАНИЕ ЕСТЕСТВЕННЫХ И ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ДОННЫХ ОСАДКАХ зал. НАХОДКА (зал. ПЕТРА ВЕЛИКОГО, ЯПОНСКОЕ МОРЕ)

Г.С. Борисенко

Тихоокеанский научно-исследовательский рыбохозяйственный центр,
Владивосток, Россия, vera_borisenko@mail.ru

CONTAMINATION OF NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN BOTTOM SEDIMENTS OF NAKHODKA BAY (BAY OF PETER THE GREAT, JAPAN SEA)

G.S. Borisenko

Pacific Fishery Research Center (TINRO), Vladivostok, Russia

Abstract. The artificial radioactive isotope Cs-137 and natural radioactive elements Ra-226, Th-232, K-40 content in the bottom sediments samples from Nakhodka Bay were determined.

It was shown that under the conditions of global radioactive contamination of Nakhodka Bay, the radiocesium concentration depended on the bottom diversities and did not exceed the permissible concentrations.

Залив Находка расположен в восточной части залива Петра Великого (Японское море). В берега зал. Находка вдаются несколько бухт: Попова, Находка и Новицкого – в западный берег, Врангеля и Козьмино – в восточный, в кутовую часть залива впадает относительно крупная река Партизанская [2]. На побережье зал. Находка находятся порты, станции бункеровки, а также промышленные предприятия. На акватории залива расположены рыбопромысловые участки, на которых осуществляется добыча биоресурсов [4].

В связи со строительством нефтеналивного комплекса в зал. Находка по проекту проводной системы «Восточная Сибирь-Тихий океан» были исследованы радиологические параметры донных осадков до начала строительства терминала.

При строительных работах в морской шельфовой зоне может произойти загрязнение окружающей среды естественными радионуклидами (ЕРН) уран-радиевого и ториевого рядов и калием-40, содержащимися в грунте. Крупномасштабные дноуглубительные работы, прокладка траншей сопровождаются подъемом грунта, распространением и рассеиванием взвеси в толще воды, что неизбежно повлечет увеличение природного радиоактивного фона морской среды за счет концентрирования радиоактивных элементов в местах локализации грунта.

Изучение поведения естественных и искусственных радионуклидов в таких районах представляет несомненный интерес для оценки поступления радиоактивных элементов в бентосные организмы, являющиеся кормом рыб, и далее – по пищевым цепям в организм человека и связанного с этим увеличения дозовых нагрузок.

В связи с этим для оценки радиационной обстановки в районе строительства и для обеспечения радиационной безопасности при обращении с материалами, содержащими радионуклиды, необходимо проводить радиационный контроль (измерение уровня гамма-фона, альфа-, бета-, гамма-активности компонентов морской среды). До начала дноуглубительных работ в зал. Находка нами был исследован гамма-фон донных осадков за счет естественных радиоактивных элементов Ra-226, Th-232, K-40 и искус-

ственного радионуклида (р/н) Cs-137. На рисунке показаны станции отбора проб донных осадков.

Поверхностный слой донных осадков (0–5 см) отбирали водолажным способом. После пробоподготовки их анализировали на сцинтилляционном гамма-спектрометре с программным обеспечением «Прогресс», используемом в системе радиационного контроля [3]. Полученные результаты спектрометрического анализа проб представлены в таблице.

Отбор проб показал, что наиболее характерными для рассматриваемых бухт зал. Находка являются песчано-илистые и илисто-песчаные грунты.

На основании полученных данных по содержанию ЕРН в исследованных донных осадках бухт был проведен расчет удельной эффективной активности ($A_{эфф}$) – величины, учитывающей различия в биологическом действии основных естественных радионуклидов на живой организм. Из таблицы видно, что из обследованных донных участков зал. Находка наибольшие дозовые нагрузки обуславливают песчаные илы бух. Козьмино за счет присутствия в них несколько повышенного содержания Th-232. Однако, даже верхняя граница удельной эффективной активности их (170 Бк/кг) в 2 раза ниже величины, регламентированной нормами радиационной безопасности (< 370 Бк/кг), оказывающей отрицательное воздействие на живой организм [5].

Анализируя данные таблицы, видим, что на станциях в пределах одной бухты содержание радионуклида Cs-137 в пробах различается. Это можно объяснить различной степенью дисперсности морских донных осадков, когда увели-



Рис. 1. Карта-схема отбора проб донных осадков в зал. Находка

Таблица 1. Содержание радионуклидов в донных осадках зал. Находка, Бк/кг в.-с

Район отбора проб	Тип донных осадков	K-40	Ra-226	Th-232	A _{эфф}	Cs-137
Бух. Врангеля	Песок илистый, галька	640–700	19–27	17–24	110	2,5±0,7
	Ил песчаный	770–870	14–27	27–37	140	4,5±0,7
Бух. Козьмино	Песок илистый	630–980	14–28	14–28	120	2,9±0,8
	Песок илистый	580–900	26–41	18–32	130	3,0±1,1
	Ил песчаный	460–750	22–37	39–60	140	7,2±1,2
	Ил песчаный	520–830	24–42	49–72	170	8,5±2,4
Бух. Новицкого	Песок илистый	590–710	16–20	15–29	80	2,1±0,6
	Ил песчаный, галька, ракуша	460–540	13–19	13–23	110	4,1±2,1
Бух. Попова	Песок илистый средний	620–670	15–2	22–34	110	1,3±0,8
	Песок илистый мелкий	620–700	15–28	16–25	100	1,3±0,6
Бух. Находка	Песок илистый мелкий	560–620	10–17	12–20	100	1,4±0,8
	Ил песчаный	510–550	15–18	16–23	110	3,7±0,7

чение показателей активности при переходе от песчаных к илистым осадкам связано с увеличением содержания в них тонких частиц. Наибольшее содержание антропогенного радионуклида Cs-137 зарегистрировано в илистых осадках бух. Козьмино (7,2–8,5 Бк/кг) и обусловлено загрязнением гидросферы за счет атмосферных выпадений, речного и терригенного стока. Полученные максимальные величины удельной активности искусственного радионуклида на порядок ниже допустимого уровня Cs-137 в донных осадках (150 Бк/кг) [1], и при условии неограниченного использова-

ния населением продуктов морского промысла, обитающих на дне, не превысит доз облучения, регламентированных нормами радиационной безопасности – 1 мЗв [5].

В целом, проведенные радиологические исследования показали, что изымание и перемещение грунтов при гидростроительных работах в зал. Находка создадут минимальную дозовую нагрузку на биоту и человека даже в бух. Козьмино, где в последующем был построен нефтеналивной терминал.

Литература

1. Временные методические указания по организации и проведению государственного надзора за соблюдением требований к составу вод над шельфом и донных отложений, в т.ч. и показателям их химического и радиоактивного загрязнения при работах на континентальном шельфе. – М.: Гидрометеиздат, 1981. – 25 с.
2. Лоция Японского моря. – Ч.1. – Л.: МОСССР; Главное управление навигации и океанографии, 1972. – 288 с.
3. Методика измерения активности радионуклидов в счет-

ных образцах на сцинтилляционном гамма-спектрометре с использованием программного обеспечения «Прогресс». – М.: ГП «ВНИИФТРИ», 1999. – 27 с.

4. Наумов Ю.А., Найдено Т.Х. Экологическое состояние зал. Находка // Изв. ТИНРО, 1997. – Т.122. – С.524–537.
5. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Сан-ПиН 2.6.1.2523-09. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.

О РЕАЛИЗАЦИИ ПРОЕКТА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ОБЬ-ИРТЫШСКОГО БАСЕЙНА (ЕВРОСОЮЗ-РОССИЯ)

В.И. Булатов

Югорский государственный университет, Ханты-Мансийск, Россия, vibul@rambler.ru

REALIZATION OF THE RADIOECOLOGICAL MONITORING PROJECT IN THE OB-IRTYSH BASIN (EU-RUSSIA)

V.I. Bulatov

Yugor State University, Russia

Abstract. The article summarized the results of the project EuropeAid 121579/C/SV/RU: «Monitoring and Warning System for the Ob/Irtysh River Basin», Service Contract 99310, funded by the European Union. The project was implemented from 2006 to 2009 and was aimed at creating a comprehensive system of the radiation and chemical monitoring in the territory of Western Siberia.

На третьей Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания че-

ловека (Томск, 2009 г.) в авторском докладе «Геоэкология Обь-Иртышского бассейна» [1] была показана специфика

этой территории как объекта радиозологических исследований. Её уникальность в том, что она первая в бывшем СССР по времени начала ядерных испытаний и промышленного получения делящихся материалов, лидер по накоплению техногенных радионуклидов, имевших место ядерных аварий и инцидентов. Можно констатировать, что самое устойчивое и долговременное из того, что создано человеком в Обь-Иртышском бассейне, который можно называть и радиозоологическим регионом, это масштабное радиоактивное загрязнение. В заключительной части доклада говорилось о разработке концепции и возможности реализации проекта международной системы мониторинга радиационной обстановки и раннего предупреждения чрезвычайных ситуаций для этой территории.

Суть проекта заключалась в создании международного консорциума в составе: учредители проекта – Европейский Союз (ЕС/EuropeAid), представители германских фирм Л. Шнайдер (Stoller, Drezden) (руководитель проекта), Ф. Нойберт, Х. Калька (UIT, Drezden), П. Шмидт (Wismut, Kemnitz), М. Хаасе (Wisutec, Kemnitz). В качестве бенефициария рассматривалась Российская Академия Наук, главного подрядчика и пользователя – Росгидромет, заинтересованными сторонами являлись также МЧС России, Росатом, Ростехнадзор, Росприроднадзор, Россанэпиднадзор, конечные пользователи – НПО «Тайфун», региональные и межрегиональные отделения Росгидромета, администрации и природоохранные учреждения регионов и крупных городов Западной Сибири.

В рамках проекта Европейского Союза, некоторые элементы которого показаны на рис. 1, предполагалось создание уникальной системы экологического контроля рек, протекающих через всю Западно-Сибирскую равнину, с охватом Северного Казахстана, восточных склонов Урала, Горного Алтая и Кузбасса.

С помощью системы мониторинга Обь-Иртышского речного бассейна могла быть реализована возможность наблюдения за распространением радионуклидов, сбрасываемых Белоярской атомной электростанцией, комбинатом «Маяк» и крупным ядерным комплексом в Томске-7, выявления ранее не контролируемых сбросов промежуточных хранилищ радиоактивных веществ предприятий Екатеринбург, Новосибирска, Челябинска, а также миграции радионуклидов из районов проведения подземных ядерных взрывов в Западной Сибири и Северном Казахстане.

Проектом были охвачены Томская, Омская, Курганская, Челябинская, Тюменская и Свердловская области, Ханты-Мансийский и Ямало-Ненецкий автономные округа. Успешное внедрение столь масштабной системы мониторинга и раннего оповещения о распространения радионуклидов было бы уникальным событием. Кроме того, это был бы первый пример совместной работы Европейского Союза и партнеров из Российской Федерации в области радиозоологического мониторинга.

Реализация проекта возлагалась на консорциум немецких фирм – Визутек Кемниц, Штоллер Дрезден, Висмут Кемниц и УИТ Дрезден. Консорциум располагает обширным опытом разработки комплексных систем мониторинга «исторических» загрязнений, включая моделирование

распространения радионуклидов в водоемах, обработку данных и управление качеством автоматических систем контроля.

По итогам выполнения первого, начавшегося в 2006 г., этапа совместной работы можно отметить следующее.

Первая фаза создания системы мониторинга – проект TACIS «Мониторинг и система предупреждения в речном бассейне Обь-Иртыш» (EuropeAid 121579/C/SV/RU) – длилась с марта 2006 по февраль 2008 года. В ходе её осуществления удалось решить ряд важных задач, таких как:

- систематизация и анализ данных по радиационным и химико-токсическим загрязнениям бассейна рек Обь-Иртыш и источникам таких загрязнений;
- обобщение и структурирование информации по гидрометеорологии общей речной системы региона;
- создание перечня существующих систем наблюдения и структур региональных лабораторий;
- совершенствование моделей переноса радионуклидов в речной системе, разработка сценариев аварийных ситуаций;
- согласование данных и отработка формата предоставления информации местным властям и региональным организациям, а также Росатому, Ростехнадзору, Росгидромету, Роспотребнадзору, МЧС России, Федеральной медико-биологической службе и РАН;
- разработка архитектуры системы мониторинга и предупреждения;
- согласование с местными властями и вышестоящими органами технических условий, которые станут основой для подачи конкурсных документов на участие в проекте поставки оборудования;
- планирование технического обеспечения системы мониторинга и оповещения.

Помимо немецких фирм в работах участвовали и российские партнеры – крупные НИИ (Радиовый институт им. В.Г. Хлопина, Курчатовский институт), другие исследовательские организации, Югорский государственный университет. Это дало возможность учесть огромное количество научных данных, собранных при исследованиях последствий аварий на «Маяке» и в Томске-7 (Северске).

Без сомнения, успех выполнения первой части проекта определило и эффективное сотрудничество консорциума с местными властями и представителями Росгидромета, МЧС, Роспотребнадзора, Ростехнадзора и Росприроднадзора, проведение многочисленных встреч, рабочих совещаний, научных семинаров (Обнинск, март 2007 г.; Ханты-Мансийск, июнь 2008 г.).

Сейчас с уверенностью можно говорить, что проект EuropeAid имел государственное значение. Предлагаемая



Рис. 1. Временные рамки проекта

система мониторинга могла бы стать важным звеном создаваемой Единой Государственной Автоматизированной Системы Контроля Радиационной Обстановки (ЕГАСКРО), которая реализуется в рамках ФЦП «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности Российской Федерации на период до 2015 г». В реализации этой федеральной программы задействованы 18 центров Росгидромета, Росатом, Росэнергоатом, Минздрав, Экоцентр Минобороны. Об этом, в частности, шла речь на семинаре в Обнинске, в ведущем центре Росгидромета НПО «Тайфун».

В России вызвала интерес, но не нашла поддержки идея распространения предлагаемой системы наблюдений на другие регионы и/или сферу химических загрязнений. Наиболее актуальной представлялась организация долгосрочного мониторинга «исторических» загрязнений (особенно возникших при реализации военных программ), на территориях вокруг промышленных центров, в местах строительства новых энергетических реакторов. Очевидно, что быстрый рост промышленности и распространение трансграничных загрязнений в Обь-Иртышском бассейне требует постоянного контроля качества речной воды. Для обнаружения вреда, наносимого окружающей среде, необходимо создание современной системы химико-токсичного мониторинга водоемов. Для этого немецкие фирмы предложили разработать, совместно с заинтересованными российскими учреждениями и фирмами, основы технической спецификации наблюдений.

Обь-Иртышский проект Европейского союза осуществлялся до сентября 2009 года. На втором этапе систему радиологического мониторинга предполагалось расширить путем организации наблюдений за содержанием в воде химико-токсичных веществ. Кроме того, планировалось моделирование распространения загрязнений, а также передача ноу-хау российским специалистам, что способствовало бы улучшению охраны окружающей среды при интенсивном использовании водоемов и стало бы существенным актом поддержки и модернизации экологической политики России.

Следует сказать о предполагавшихся перспективах развития системы мониторинга. В максимальном варианте в проекте было намечено создание 8 станций в трех региональных управлениях Росгидромета: Уральском, Омском и Новосибирском. Эти станции более или менее равномерно охватывают как регионы с предприятиями ядерного топливного цикла, так и Обь-Иртышский бассейн в целом. Места их размещения – в Челябинской, Свердловской, Тюменской, Омской, Новосибирской и Томской областях и в автономных округах Ханты-Мансийском и Ямало-Ненецком (рис. 2). На этом рисунке показаны места возможного создания станций мониторинга (цифры 1–8 в кружочках) на фоне расположения основных объектов ЯТЦ и радиозоологического воздействия. Планировалось также создание региональных центров мониторинга в Новосибирске, Омске, Екатеринбургe, информационно-аналитического центра в Обнинске.

В процессе реализации проекта EuropeAid выявилась необходимость создания экспериментальной станции мониторинга [3]. Основанием для этого послужили:

Разрыв во времени реализации основного проекта

- потеря одного года на проведение тендера;
- задержка в техническом воплощении;
- отставание от высоких темпов изменений в России.

Отсутствие практического опыта реализации основного проекта

- недостаток практического опыта для передачи новых знаний и технической поддержки;
- слабость позиции в процессе вхождения в «Единую государственную автоматизированную систему контроля радиационной обстановки» (ЕГАСКРО), которая в России еще только разрабатывается.

Необходимость проведения дальнейшей научной, технической, образовательной и методической работы

- методология, определение и сертификация проведения измерений;
- оптимизация и детализация технических решений;
- проведение научной работы, в частности по вопросам β -детектирования и техники отчистки и т.д.;
- обеспечение образовательной и просветительской деятельности.

По временным параметрам процесс создания станции разделился на три части, включая важнейшую из них – демонстрацию мини-станции участникам саммита Евросоюз-Россия, проходившего в городе Ханты-Мансийске в июне 2008 г.

1. Проектирование станции 04/2008

- документация: разработка технического проекта
- принципиальные технические решения, разрешения и допуск
- финансирование: определение бюджета.

2. Создание демонстрационной станции («мини-станция») 09/2008

- первая реальная станция: реализация в модулях;
- параметры измерения: уровень, температура и электропроводимость воды, гамма-излучение;
- информационный доступ пользователей;
- маркетинг: саммит Евросоюз – Россия: презентация, публикации, привлечение спонсоров.

3. Создание экспериментальной станции 06/2009

- реально работающая станция: реализация в контейнере;
- параметры измерения: полный набор параметров;
- использование банка данных, информационный доступ пользователей;
- научно-исследовательская работа: апробация, сертификация, отработка методик измерения основных параметров;
- образование и просветительская деятельность.

Техническое сопровождение сооружения первой опытной автоматизированной станции, которая была создана в контейнерном варианте и летом 2008 года установлена на мосту через Иртыш в г. Ханты-Мансийске, к моменту проведения здесь саммита Россия-Евросоюз, консорциум германских фирм осуществил вне программы TACIS. Эта станция была в работе несколько месяцев. Вторая, более мощная комплексная станция, должна была быть создана в 2009 году при содействии измерительной станции города Вормса и Министерства по охране водных ресурсов Германии и установлена также в городе Ханты-Мансийске. Однако этот план реализован не был, как и вся намеченная

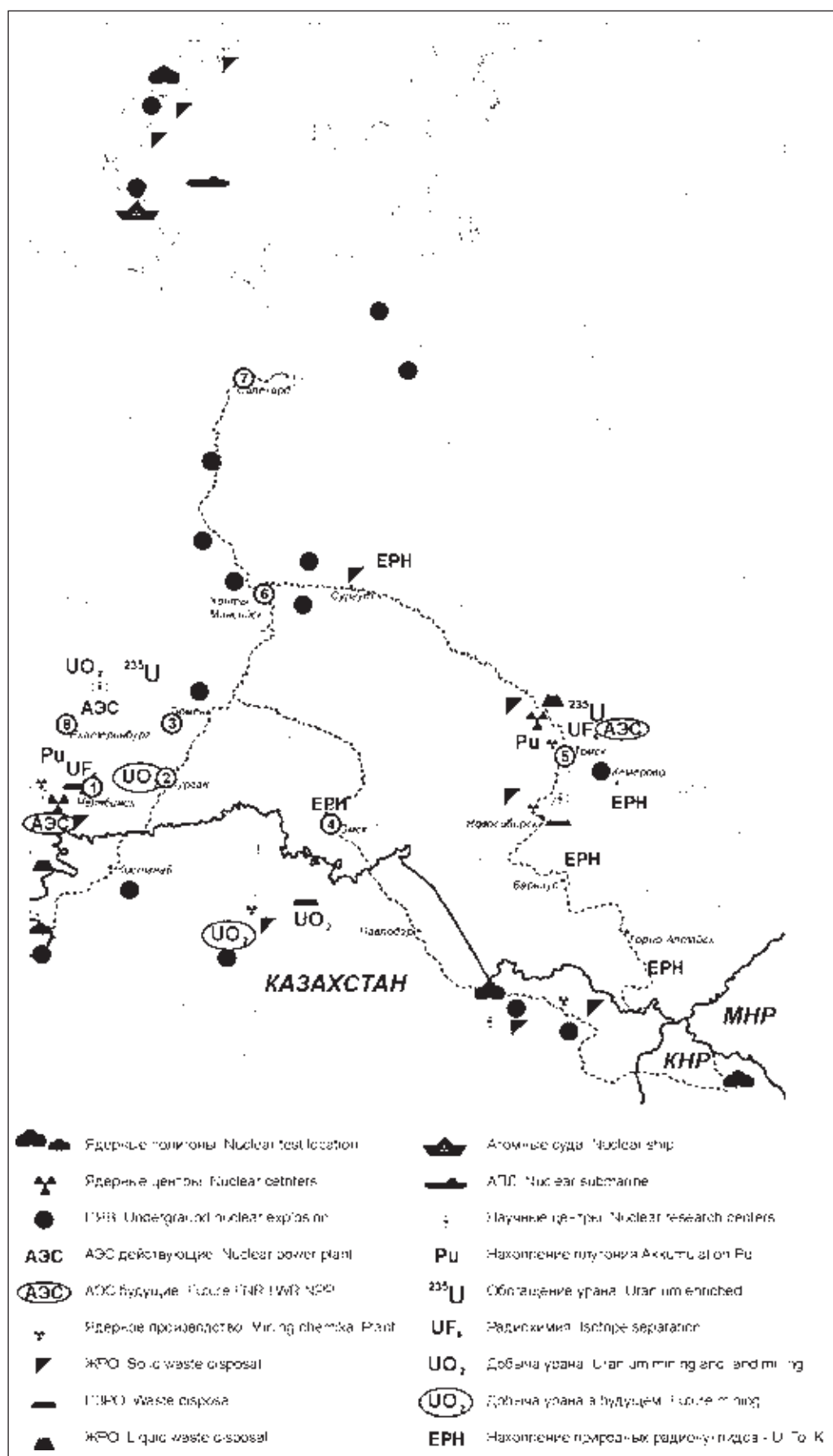


Рис. 2. Размещение основных объектов ЯТЦ и станций мониторинга

программа создания системы радиационного мониторинга бассейна.

Сейчас можно оценить причины, говоря мягко, остановки этого интересного проекта, о котором его руководитель, Лутц Р. Шнейдер, сказал: «Успешное внедрение такой системы мониторинга и раннего предупреждения стало бы единственным и уникальным во всем мире». При этом он подчеркивал, что успешное осуществление планов определяется активной поддержкой российских партнеров. Её отсутствие, во многом обусловленное несовершенством существующей в России системой поддержки принятия решений, одна из главных причин неудачи. Ведомственная и региональная разобщенность в решении задач радиационной безопасности, нежелание брать на себя ответственность даже у Росгидромета, которому должны были передать в пользование эту достаточно дорогую, высокотехнологичную и технически сложную систему, лишний раз показали нашу отсталость от Европы и неготовность существующих институтов управления природопользованием и охраной окружающей природной среды к восприятию инновационных подходов и идей модернизации, о которых так много говорилось последнее время. Для прекращения организационной работы в этом направлении и объяснения

причин остановки проекта был использован объективный фактор – мировой финансовый кризис.

На Общественных Форумах-Диалогах по ядерной безопасности, других совещаниях подчеркивается необходимость включения радиационной составляющей атомного природопользования во все региональные российские и североказахстанские природоохранные программы и бассейновые соглашения по защите водных ресурсов Западной Сибири, Северного и Центрального Казахстана. Необходимость Межгосударственного Обь-Иртышского бассейнового радиозэкологического соглашения с мощным блоком радиационного мониторинга все более актуальна. Многие атомщики стараются не вспоминать Кыштым, Чернобыль, но есть примеры и совсем недавние – Фукусима [2].

Символом успеха в начальной стадии разработки проекта, именованной «Система мониторинга и предупреждения чрезвычайных ситуаций для Обь-Иртышского бассейна» стало, как говорилось выше, создание министанции на мосту через Иртыш в Ханты-Мансийске. Она и сейчас стоит там немой укором. Было немало разговоров про «мосты сотрудничества». А в итоге можно констатировать, что мосты – есть, сотрудничества – нет.

Литература

1. Булатов В.И. Георадиозкология Обь-Иртышского бассейна. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания. Материалы III Международной конференции. – Томск: STT, 2009. – С.102–105.
2. Булатов В.И. Проблемы радиационной географии России. Материалы XIV Совещания географов Сибири и Дальнего Востока. – Владивосток: Тихоокеанский институт геогра-

фии ДВО РАН, Дальнаука, 2011. – С.459–463.

3. 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. Сб. матер. научно-практ. семинара. – Ханты-Мансийск, 2008. – С.64–69.

ИССЛЕДОВАНИЕ ПЕРЕНОСА ^{137}Cs И ^{90}Sr ИЗ ПОЧВЫ В СОСНУ ОБЫКНОВЕННУЮ (*Pinus sylvestris* L.)

Д. Буткус¹, И. Плөпайте Батайтене²

^{1,2}Вильнюсский технический университет имени Гедиминаса, кафедра охраны окружающей среды, Вильнюс, Литва, ¹butkus@vgtu.lt; ²ingrida.pl@gmail.com

INVESTIGATION OF ^{137}Cs , ^{90}Sr TRANSFER FROM SOIL TO PINE (*Pinus sylvestris* L.)

Donatas Butkus¹, Ingrida Pliopaitė Bataitienė²

Department of Environmental Sciences, Vilnius Gediminas Technical University, Saulėtekio av. 11, LT 10223, Vilnius, Lithuania, ¹aak@vgtu.lt, ²ingrida.pl@gmail.com

Abstract. One of the main sources of ionizing radiation pollution is a radioactive fallout after the nuclear tests, accidents at the nuclear facilities, processing of nuclear fuel and operating nuclear power plants. Part of radionuclides goes directly into the plant, the other part – the soil and water. Radionuclides in the ground segment with the soil solution get in to the plants by the root system and the fall are distributed in the plants. In this paper is investigated the transfer of artificial radionuclides (^{137}Cs and ^{90}Sr) from the soil components of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). The discrimination of ^{40}K and total Ca in the transport lignified plants, respectively ^{137}Cs , ^{90}Sr is analyzed.

Введение

Характер накопления радионуклидов в растениях зависит от степени загрязнения, типа преобладающей почвы, физических и химических свойств радионуклида, химиче-

ской формы радионуклидов, вида растения, климатических условий.

Подвижность ^{137}Cs в системе «почва-дерево» зависит от его физико-химической формы в почве. Растения усва-

ивают ^{137}Cs , который растворим в воде, кислотах и имеет переменную форму, находится близко к корневой системе растения [10]. Большинство исследователей замечают, что, попав в ствол дерева, ^{137}Cs мигрирует к сердцевине (радиальная миграция).

^{90}Sr в глобальных выпадениях в большинстве случаев есть растворимой в воде и подвижной формы. ^{90}Sr участвует в обмене веществ растения как аналог Са. На миграцию ^{90}Sr оказывает влияние тип почвы, среда pH, влажность, а также количество Са и органических веществ. В [6, 8] и др. работах отмечается, что скопившееся количество ^{90}Sr в годичных кольцах деревьев отражает как локальные, так и глобальные выпадения этого радионуклида, зависит от его количества в почве, а радиальная миграция незначительная.

Основные процессы миграции содержащихся в атмосфере радионуклидов в системе «почва-дерево» представлены на рис. 1 [12, 20, 21]. ^{137}Cs и ^{90}Sr , осевшие из атмосферы на почву, под воздействием природных биогенных факторов участвуют в процессе миграции веществ: мигрируют в вертикальном и горизонтальном направлении, а попав в дерево, распределяются по всем его компонентам (рис. 1).

Изменения удельных активностей радионуклидов и переноса из почвы в древесину может быть связано не только с радиоактивным загрязнением, но и с изменением индекса годового радиального прироста (рис. 2).

Распределение радионуклидов в дендрохронологической последовательности анализировали ученые: Рихванов [18], Щеглов и Цветнова [21], Мажейка и др. [11], Бузины и др. [3], Хигира и др. [4], Кагава и др. [6], Малек и др. [8], Моношима и Бондети [9] и др. Радиометрические и дозиметрические исследования растений проводили: Марчюлёнене и Кипонас [10], Гараськин и др. [5], Сухова и Фесенко [16], Сазыкина [14] и др.

Для оценки изменения облученности деревьев необходимо определить особенности распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr в растениях.

Методика

При анализе радиоактивного загрязнения растений важно прогнозировать долгосрочное перераспределение радионуклидов в системе «почва-дерево», оценивая вместе с тем риск для растения, возникающий из-за воздействия облучения ионизирующим излучением.

Калий является важным для растений микроэлемен-

том, который обуславливает рост растения. При недостатке калия растения усваивают другие одновалентные ионы, такие как цезий. Это дискриминация калия в отношении переноса цезия. Дискриминация ^{40}K в отношении ^{137}Cs выражается коэффициентом дискриминации [15]:

$$K_d = \frac{TF_{^{137}\text{Cs}}}{TF_{^{40}\text{K}}}, (1)$$

где $TF_{^{137}\text{Cs}}$ и $TF_{^{40}\text{K}}$ – коэффициенты переноса ^{137}Cs и ^{40}K из почвы в растение.

По формуле (1) может быть рассчитан коэффициент дискриминации Са в отношении ^{90}Sr .

Годичные кольца деревьев были отделены коваными колунами (спец. долотами) Образцы ствола (цилиндры высотой 3 или 5 см) были высечены по касательной вокруг годичных колец колунами шириной 6, 10 и 16 мм. Образцы веток и корней были измельчены на маленькие цилиндры одинакового размера. Сформированные образцы ствола,

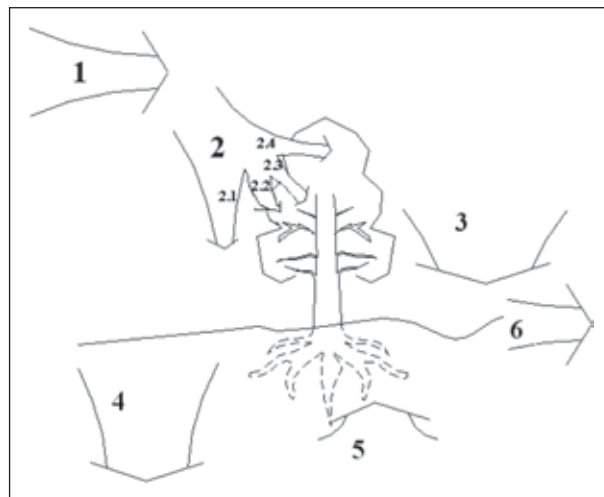


Рис. 1. Миграция радионуклидов в биосфере: 1 – радиоактивные вещества в атмосфере; 2 – осадение радионуклидов; 2.1 – осадение на ветви; 2.2 – осадение на ствол; 2.3 – осадение на листья; 2.4 – осадение на почву; 3 – продукты дефолиации, дождевая вода, загрязненная радионуклидами; 4 – миграция радионуклидов в почве; 5 – доступ радионуклидов в растения через корни; 6 – эрозия почвы

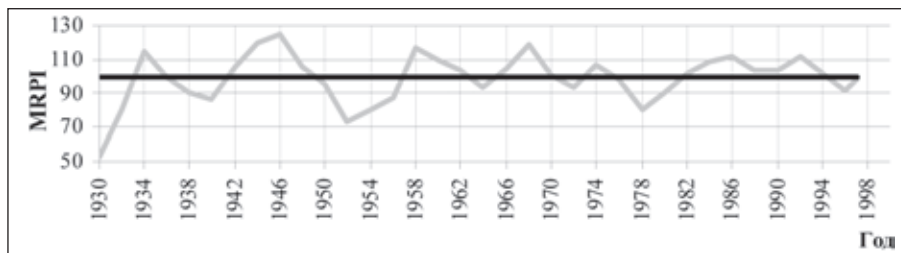


Рис. 2. Изменения индексов ежегодного радиального прироста сосны (*Pinus sylvestris* L.) в черничных – сфагновых сосновом лесу 1930–1997 год. [17] MRPI – индекс ежегодного радиального прироста сосны, %

веток, корней после взвешивания были высушены. Высушенные образцы были сожжены в муфельной печи при температуре 450 °С. Уголь измельчается и формируется испытательный образец, в котором определяется активность ^{137}Cs .

После выполнения спектрометрического анализа уголь всех образцов снова сжигается при температуре 450 °С до образования золы. После взвешивания полученной золы выполняется радиохимическая концентрация – образцы готовятся для исследования на ^{90}Sr .

Активность ^{137}Cs в образце определена полупроводниковым гамма-спектрометром Ge(Li) по энергии излучения 662 кеВ. На основании активности радионуклида в образце и массы образца рассчитывается удельная активность радионуклида [1]:

$$A = \frac{S / t_b - S_f / t_f}{\eta \cdot \varepsilon \cdot m}, \quad (2)$$

где A – удельная активность радионуклида в образце, Бк·кг⁻¹; S – площадь пика радионуклида, имп.; S_f – площадь пика, полученная при измерения активности фонового излучения радионуклида, имп.; t_b – время измерения активности радионуклида в образце, с; t_f – время измерения фонового излучения радионуклида, с; η – энергетический квантовый выход излучения радионуклида; ε – эффективность спектрометра; m – масса образца, кг.

Удельная активность радионуклида в угле пересчитывается для натуральной массы древесины.

В древесине удельная активность ^{137}Cs в год формирования годичного кольца ствола определяется по формуле:

$$A_0 = A \cdot e^{\lambda t}, \quad (3)$$

где A_0 – удельная активность радионуклида в период формирования годичного кольца, Бк·кг⁻¹; A – удельная активность радионуклида после времени t , Бк·кг⁻¹; λ – константа радиоактивного распада, с⁻¹.

Активность ^{90}Sr в образце угля была измерена радиометром с малым фоном UMF-1500M, а удельная активность в образце рассчитана по формуле [13]:

$$A_{90\text{Sr}} = \frac{A}{Y \cdot m}, \quad (4)$$

где A – активность в образце, Вк; Y – ^{90}Y химический выход, %; m – масса образца, кг.

Для описанных в данной работе исследований переноса радионуклидов из почвы в древесину сосны обыкновенной было выбрано место роста растений в региональном парке Нериса в Вильнюсском уезде [13].

Для исследования почвы был выполнен прокоп глубиной до 30 см, т.е. до расположения основной массы корней сосны. Это лесистая местность. Почва в том месте состоит из 85 % песка и 2 % глины, значение pH – 4,7. Особенности радиоактивного загрязнения почвы в Литве после катастрофы на Чернобыльской АЭС представлены в работе [2].

Результаты исследований

На рис. 3 представлены данные об удельных активностях ^{137}Cs и ^{40}K в почве на разной глубине в местах роста сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.). По данным рис. 3, удельная активность ^{137}Cs в почве на глубине 0–30 см колеблется от 156 ± 1 Бк·кг⁻¹ до 1 ± 1 Бк·кг⁻¹. Больше всего загрязнены верхние слои почвы. Их загрязнение обусловили не только выпадения из атмосферы, но и вторичное загрязнение после опадения листьев, хвои и остатков веток. Попадание в более глубокие слои почвы обусловлено вертикальной миграцией. Средняя удельная активность ^{40}K в слое почвы 0–30 см составила 456 ± 26 Бк·кг⁻¹, более интенсивные удельные активности были в верхних слоях почвы.

На рис. 4 представлено изменение удельной активности ^{90}Sr и концентрации общего Ca в почве.

Из данных рис. 4 можно заметить, что самая большая удельная активность ^{90}Sr наблюдается на глубине почвы 4–6 см, а начиная с глубины 8 см, значительно уменьшается (в ~1,7 раза). Распределение ^{90}Sr в почве по данным графика рис. 4 свидетельствует и о том, что после катастрофы на Чернобыльской АЭС почва в исследуемом месте была загрязнена данным радионуклидом незначительно.

Изменение удельной активности радионуклидов в древесине растущего дерева зависит от возраста дерева, условий, в которых растет дерево (изменения биомассы), и характера загрязнения почвы. На рис. 5 представлены данные об изменении удельной активности ^{137}Cs в древесине сосны. Можно заметить, что усвоение ^{137}Cs в

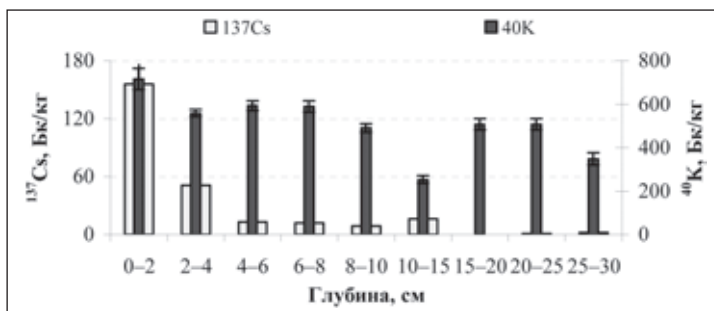


Рис. 3. ^{137}Cs и ^{40}K удельная активность в почве на разной глубине в местах роста сосны обыкновенной (*Pinus sylvestris* L.)

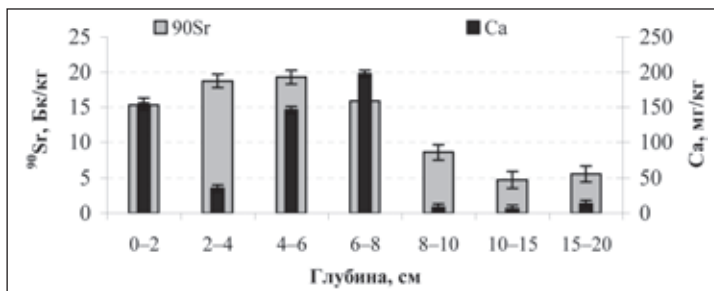


Рис. 4. Изменение удельной активности ^{90}Sr и концентрации общего Ca в почве

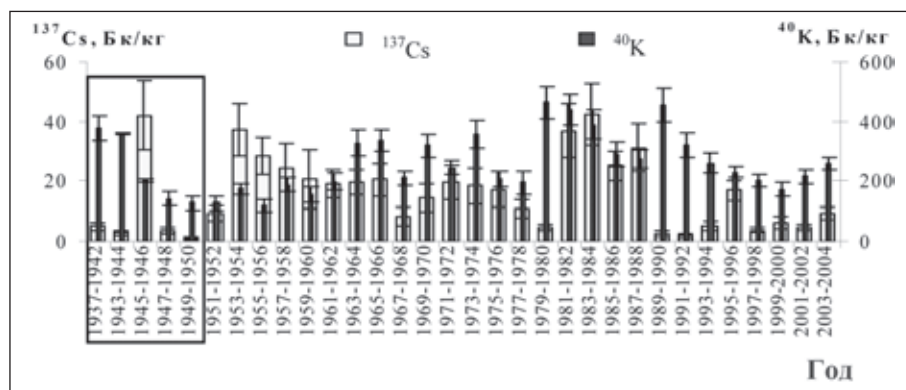


Рис. 5. Изменение удельной активности ^{137}Cs и ^{40}K в древесине сосны; – результат радиальной мобильности радионуклидов

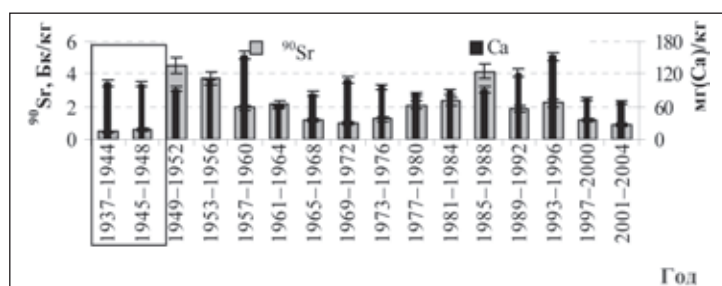


Рис. 6. Изменение удельной активности ^{90}Sr и концентрация общего Ca в древесине сосны; – результат радиальной мобильности радионуклидов

древесине сосны неравномерное. Значения удельной активности колеблются от $(0,5 \pm 0,1) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ до $(32,8 \pm 7,8) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$, а среднее значение составляет $(7,2 \pm 1,0) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$. Проявляются периоды времени, когда удельная активность ^{137}Cs в древесине сосны увеличена: в 1953–1960 г. (первичное загрязнение после ядерных испытаний), в 1965–1966 г. и 1971–1976 г. (вторичное загрязнение после испытаний ядерного оружия), в 1981–1988 г. (вторичное загрязнение после испытаний ядерного оружия и первичное загрязнение после катастрофы на ЧАЭС), в 1995–1996 г. и 2003–2004 г. (вторичное загрязнение после катастрофы на ЧАЭС). Удельная активность ^{137}Cs , установленная в годичных кольцах, сформировавшихся до 1945 г., является последствием радиального движения радионуклида между годичными кольцами.

На рис. 6 представлены данные об удельной активности в древесине сосны ^{90}Sr и концентрации его аналога Ca.

Удельная активность ^{90}Sr в годичных кольцах сосны обыкновенной в период роста дерева (1937–2004 г.) изменилась от $(0,45 \pm 0,04) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$ до $(4,53 \pm 0,47) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$. Среднее значение удельной активности этого радионуклида в древесине составило $(1,97 \pm 0,20) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1}$. Выделяются два периода, когда удельная активность ^{90}Sr в годичных кольцах сосны была больше среднего значения, это 1949–1964 г. и 1977–1996 г. Это два периода, когда удельная активность ^{90}Sr приближается к среднему значению или превышает его. Кроме того, в первом случае сказывается влияние загрязнения в результате испытаний ядерного оружия,

а во втором – эффект от вторичного попадания радионуклида через корневую систему.

При исследовании распределения радионуклидов в компонентах древесины сосны установлено, что самая большая удельная активность ^{137}Cs сконцентрирована в коре $((22,6 \pm 2,8) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$, а самая маленькая – в очищающихся ветвях $((2,6 \pm 1,0) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$.

Самая маленькая удельная активность ^{90}Sr установлена в древесине $((1,5 \pm 0,2) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$, а самая большая – в коре $((5,0 \pm 0,2) \text{ Бк} \cdot \text{кг}^{-1})$.

По данным рис. 5, 6 также можно заметить и дискриминирующее воздействие ^{40}K на ^{137}Cs , а общего Ca – на попадание ^{90}Sr в компоненты сосны обыкновенной.

Необходимо заметить, что переносы радионуклидов из почвы в годичные кольца дерева являются продолжительным и сложным процессом: нужно срубить дерево, подготовить испытуемые образцы-цилиндры, составить из них образцы годичных колец, высушить их, взвесить (перед высушиванием и после него), сжечь, подготовить образцы золы и определить в них активность радионуклидов и, в конце концов, – пересчитать удельную активность радионуклида для натуральной массы дерева. Кроме того, дерево безвозвратно удаляется с существующего ландшафта, прерывается прирост древесины. Поэтому ведется поиск способов для определения переноса радионуклидов из почвы в дерево, не срубая его.

Выводы

1. Изменения удельной активности радионуклидов искусственного происхождения в почве по ее глубине происходят по закономерности вертикальной миграции радионуклидов, но выделяется второй максимум: для ^{137}Cs – на глубине 10–15 см. Это связывается с загрязнением во время испытаний ядерного оружия.
2. Изменения удельной активности радионуклидов искусственного происхождения в древесине отражают бывшее в прошлом радиоактивное загрязнение: в период испытаний ядерного оружия, во время катастрофы на Чернобыльской АЭС, а также попадание через корневую систему.

3. Попадание радионуклидов искусственного происхождения в древесину сосны обусловлено не только радиоактивным загрязнением почвы, но и возрастом дерева, а также условиями роста.
4. Самый большой перенос ^{137}Cs и ^{90}Sr из почвы в сосну установлен в коре и корнях.
5. Сравнения коэффициенты переноса ^{137}Cs , ^{90}Sr и

^{40}K из почвы в древесину сосны, установлено, что самый большой перенос ^{40}K ($0,017 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$), самый маленький – ^{90}Sr ($0,006 \text{ м}^2 \cdot \text{кг}^{-1}$).

6. Установлено, что дискриминация ^{40}K в отношении попадания ^{137}Cs из почвы в древесину сосны в два раза больше, чем общего Ca в отношении попадания ^{90}Sr .

Литература

1. Butkus D., Beinaravičius R., Narmontas A. 2002. Radionuklidų migracija sistemoje "Dirva-medis" [Миграция радионуклидов в системе "Почва-дерево"]. *Aplinkos inžinerija* 10: 116–120.
2. Butkus D., Lebedytė M., Lubyte D., Matusevičius K., Mažeika J. ^{137}Cs and ^{90}Sr in soils of Lithuania. // *Geochemistry international*, 2001. – №59(7). – P.719–724.
3. Buziny M., Los L., Shepelevch K. The distribution of ^{137}Cs and ^{90}Sr in the biomass of pine trees planted in 1987–1988 in the near zone of Chernobyl nuclear power plant. // *Radiation and Isotopes*, 2000. – №52. – P.905–910.
4. Chigira M., Saito Y., Kimura K. Distribution of ^{90}Sr in annual tree rings of Japanese cedar. *Cryptomeria Japonica*. D. Don. // *Journal of Radiation Research*, 1988. – №29(2). – P.152–160.
5. Geras'kin S., Kim J., Evseeva T., Oudalova A., Dikarev V. Plants ecotoxicology. A case of low doses and multipollutant exposure. // *Radioprotection*, 2005. – №40 (Supl.1). – P.157–162.
6. Kagawa, A.; Aoki, T.; Okada, N.; Katayama, Y. 2002. Tree Ring Strontium-90 and Cesium-137 as Potential Indicators of Radioactive Pollution. // *Journal of Environmental Quality* 31: 2002–2007.
7. Katayama, Y.; Aoki, T.; Nagai, M.; Nagatomo, T.; Okada, N. Distribution of ^{90}Sr in the tree rings of a Japanese cedar exposed to the black rain from the Nagasaki atomic bomb. // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2006. – №267(2). – P.279–286.
8. Malek M.A., Hinton T.G., Webb S.B. A comparison of ^{90}Sr and ^{137}Cs uptake in plants via three pathways at two Chernobyl – contaminated site. // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2000. – №58. – P.129–141.
9. Mamoshima N., Bondietti E. A. The radial distribution of Sr-90 and Cs-137 in tree. // *Journal of Environmental Radioactivity*, 1994. – №22. – P.1141–1149.
10. Marčiulionienė D., Kiponas D. Peculiarities of ^{137}Cs accumulation in plants from atmosphere and soil. The 4th Conference on Environmental Radioactivity in the Arctic, 1999. – P.253–255.
11. Mažeika J., Petrošius R., Pukienė R. Carbon-14 in tree rings and other terrestrial samples in the vicinity of Nuclear Power Plant, Lithuania. // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2008. – №99. – P.238–247.
12. Nedveckaitė T. Radiacinė sauga Lietuvoje [Радиационная охрана в Литве]. – Vilnius: Kriventa, 2004. – 239 p.
13. Pliopaitė Bataitienė I. ^{137}Cs ir ^{90}Sr pernašos iš dirvožemio į spygliuočius medžius tyrimas ir įvertinimas [Изучение и оценка переноса и из почвы в хвойные деревья]. *Daktaro disertacija*, 2011. – 137 p.
14. Sazykina T. G. Systeme of dose-effects relationships for the northern wildlife: radiation protection criteria. // *Radioprotection*, 2005. – №40 (Supl.). – P.889–892.
15. Solecki J., Chibowski S. Determination of transfer factor for ^{137}Cs and ^{90}Sr isotopes in soil-plant system. // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2002. – №252(1). – P.89–93.
16. Soukhova N.V., Fesenko S.V., Klein D., Spiridonov S.I., Sanzharova N.I., Badot P.M. ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2003. – №65. – P.19–28.
17. Stravinskienė V. Klimato veiksnių ir antropogeninių aplinkos rokių dendrochronologinė indikacija [Дендрохронологическая индикация факторов климата и антропогенных изменений окружающей среды]. – Kaunas: Lututė, 2002. – 172 p.
18. Рихванов Л.П., Замятина Ю.Л., Межибор А.М., Архангельская Т.А., Иванов А.Ю. Реконструкция радиационной обстановки на территории Томской области по стратифицированным природным образованиям. // *Известия Томского политехнического университета*, 2011. – №319(1).
19. Савченко В.К. Экология Чернобыльской катастрофы: научные основы Международной программы исследований. Пер. с англ. – Минск: Беларуская навука, 1997. – 224 с.
20. Цыбулька Н.Н., Черныш А.Ф., Тишук Л.А., Жукова И.И. Горизонтальная миграция ^{137}Cs при водной эрозии почв. // *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2004. – №44(4). – С.473–477.
21. Щеглов А.И. Цветнова О.Б. Основные закономерности сезонной и многолетней динамики накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в древесине. // *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2004. – №44(6). – С.113–117.

ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ДОЗЫ ОБЛУЧЕНИЯ ПРЭСНОВОДНЫХ РЫБ НА ЭМБРИОНАЛЬНОЙ СТАДИИ РАЗВИТИЯ

Е.Н. Волкова, В.В. Беляев, А.А. Пархоменко, С.П. Пришляк

Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина, volkovaen@rambler.ru; belyaevvv@rambler.ru

CHARACTERISTIC OF THE RADIATION DOSE FORMATION OF FRESHWATER FISH IN THE EMBRYONIC STAGE OF THE DEVELOPMENT

E.H. Volkova, V.V. Belyaev, A.A. Parhomenko, S.P. Prishlyak

Institute of hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine, Kyiv, Ukraine

Abstract. The peculiarities of the radiation dose formation of freshwater fish on the embryonic stage of the development were studied. β , γ -radiation of ^{137}Cs and β -radiation ^{90}Sr concentrated in water, sediments and higher aquatic plants, β -radiation incorporated radionuclides were taken into account. The calculations were performed for embryos, that are developed on different substrates and at different temperatures. Dose rate fish embryos of the Kiev reservoir is from 183 to 8000 nGrey/day.

В естественных водоемах доза облучения гидробионтов формируется в результате излучения радионуклидов, сосредоточенных в абиотических и биотических компонентах экосистемы, однако до настоящего времени не разработаны методологические подходы, позволяющие при расчетах учесть все возможные источники, составляющие суммарную дозу облучения организмов. Особенно это актуально для подвижных форм гидробионтов, в частности для рыб, которым характерны изменения отношений с окружающей средой на разных стадиях онтогенеза. Необходимо отметить важность определения особенностей формирования дозовых нагрузок на рыб на ранних стадиях онтогенеза, поскольку в течение именно этих периодов организмы наиболее чувствительны к воздействию ионизирующего излучения. Однако в работах, посвященных методам оценки дозовых нагрузок на рыб [6, 8, 9], рассмотрены далеко не все пути формирования облучения организмов на эмбриональной стадии развития. Поэтому целью нашей работы была разработка подходов к оценке дозовых нагрузок на организм пресноводных рыб в течение эмбриональной стадии развития.

Материалы и методы исследований

В работе использованы данные, полученные в 2010–2012 гг., на территории Припятского отрога Киевского водохранилища. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в водных массах, донных отложениях, высших водных растениях и рыбах определяли стандартными гамма-спектрометрическими и радиохимическими методами [4]. Для расчета дозовых нагрузок на икру рыб содержание радионуклидов приводили в Бк/кг естественной влажности. Выражение «содержание радионуклидов в вегетирующей мягкой растительности» означает усредненные показатели активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в нескольких видах погруженных высших водных растений (рдесте гребенчатом – *Potamogeton pectinatus* L.; рдесте пронзеннолистом – *P. Perfoliatus* L., урути колосистой – *Myriophyllum spicatum* L., элодее канадской – *Eloдея canadensis* Michx., роголистнике погруженном – *Ceratophyllum demersum* L.). Выражение «содержание радионуклидов в мирных рыбах» означает усредненную ак-

тивность ^{90}Sr и ^{137}Cs в плотве обыкновенной – *Rutilus rutilus* L.; лине озерном – *Tinca tinca* L.; густере – *Blicca bjoerkna* L.; леще обыкновенном – *Abramis brama* L.; карасе серебряном – *Carassius auratus gibelio* (Bloch), красноперке – *Scardinius erythrophthalmus* L., чехони – *Pelecus cultratus* L. Выражение «содержание радионуклидов в хищных рыбах» означает усредненные показатели для щуки – *Esox lucius* L.; судака обыкновенного – *Stizostedion lucioperca* L.; окуня речного – *Perca fluviatilis fluviatilis* L.; сома обыкновенного – *Silurus glanis* L.; жереха – *Aspius aspius* L.; голавля – *Leuciscus cephalus* L. Принадлежность рыб к экологическим группам по характеру размножения и развития, особенности поведения рыб и диаметр икринок приводили по литературным данным [1]. При разработке методики расчета дозовых нагрузок на эмбрионов рыб использовали справочные данные [2, 5]. Для расчета дозовых нагрузок на развивающуюся икру от внешнего гамма-излучения в приближении бесконечной геометрии использовались дозовые коэффициенты по [7].

Результаты исследований и их обсуждение

В работе рассмотрены особенности формирования дозы облучения эмбрионов рыб, относящихся по характеру размножения и развития к пелагофильной, литофильной, псаммофильной и фитофильной группам [1]. Выметанная икра пелагофильных рыб находится в водных массах в плавучем состоянии, литофильных и псаммофильных – на песчаном и каменистом дне мелководий, фитофильных – на вегетирующей и отмершей растительности. Не все рыбы могут быть строго отнесены к той или иной экологической группе. Есть виды, сочетающие свойства литофильных и фитофильных рыб или относящиеся к субстрату индифферентно.

При расчетах дозы облучения икры от радионуклидов, сосредоточенных в водных массах, приняли, что поглощенная энергия равна дозе, формирующейся в водных массах за счет β - и γ -излучения. Расчеты проводили по формуле:

$$D = \sum C_{w(i)} K_{d(i)(\beta, \gamma)} t, i = 1, k (1)$$

где $C_{w(i)}$ – концентрация; i – радионуклида в водных массах, Бк/л; $K_{d(i)(\beta, \gamma)}$ – дозовый коэффициент i -того радионуклида (β, γ -

излучение), (Гр/сут)/(Бк/кг); k – количество β, γ -излучающих радионуклидов.

При расчетах дозы облучения эмбрионов рыб от радионуклидов, сосредоточенных в субстрате, необходимо учитывать особенности распространения β, γ -излучения в разных средах (воде, донных отложениях, растениях и икринках). Поэтому сначала рассмотрим особенности формирования дозы γ -излучением субстрата.

Для случая, когда послойную стратификацию радионуклидного загрязнения дна можно представить в приближении бесконечной геометрии, мощность дозы γ -излучения донных отложений (P_{γ} , Гр/сут) рассчитывается по формуле:

$$P_{\gamma} = g_k \sum C_{sed(i)} K_{d(i)(\gamma)}, i=1, n \quad (2)$$

где g_k – геометрический фактор, на поверхности донных отложений равен 0,5; $C_{sed(i)}$ – концентрация i -го радионуклида в донных отложениях, Бк/кг естественной влажности; $K_{d(i)(\gamma)}$ – дозовый коэффициент γ -излучения i -го радионуклида, (Гр/сут)/(Бк/кг), n – количество γ -излучающих радионуклидов.

Гамма-составляющую излучения от растений определяли путем расчета активности i -го радионуклида субстрата в объеме воды:

$$P = \sum C_{plan(i)} K_{d(i)(\gamma)}, i=1, k \quad (3)$$

$$C_{plan(i)} = A_{s_{plan(i)}} / m_{wat}$$

где $C_{plan(i)}$ – объемная активность субстрата Бк/л; $A_{s_{plan(i)}}$ – активность растений на единице площади (эквивалент плотности загрязнения поверхности), Бк/м²; m_{wat} – масса (объем) воды на единице площади нерестилищ, л/м².

При расчете дозы, создаваемой β -излучением субстрата, учитывали ослабление потока энергии в икринке и энергию, излучаемую субстратом. При этом рассчитывали энергию, которая поглощается слоем, равным диаметру икринки:

$$E = E_0 \exp(-\mu_x x) \quad (4)$$

где: E – плотность энергии β -частиц на поверхности слоя вещества с толщиной x ; E_0 – плотность энергии β -частиц без поглощающего слоя; μ_x – линейный коэффициент ослабления в веществе.

Растительный субстрат представляли бесконечной поверхностью в двух вариантах: толстой и тонкой поверхностью. В качестве толстой поверхности приняли субстрат, превышающий толщиной максимальный пробег β -частиц, тонкой – толщиной меньше этого пробега. Расчет энергии, излучаемой бета-частицами субстрата, проводили интегрированием энергии, излучаемой бесконечно тонкой поверхностью в пределах от нуля до толщины поверхности (y). С учетом ослабления потока β -излучения в субстрате и икринке, а также ее массы, формула для расчета мощности дозы от β -излучения субстрата имеет следующий вид:

$$P_{\beta} = 0,5 \cdot 86400 A_{mi} <E_i> \rho_y / \mu_{yi} \times \\ \times [1 - \exp(-\mu_{yi} y)] \cdot [1 - \exp(-\mu_{xi} x)] \cdot (\rho_x x) - 1 \quad (5)$$

где 86400 – коэффициент, учитывающий количество секунд в сутках; P_{β} – мощность дозы, Гр/сут; A_{mi} – концентрация i -го радионуклида в субстрате, Бк/кг естественной влажности; $<E_i>$ – средняя энергия β -излучения i -го радионуклида, Дж/распад; $\rho_y(\rho_x)$ – плотность субстрата (икры), кг/см³; $\mu_{yi}(\mu_{xi})$ – коэффициент линейного

ослабления β -излучения i -го радионуклида в субстрате (икре), см⁻¹; y – толщина листа (для донных отложений величина y стремится к бесконечности, т.е. рассматривается вариант «толстой» поверхности), см; x – диаметр икринки, см.

Доза внутреннего облучения эмбрионов рыб (P_{int}) рассчитывается по формуле:

$$P_{int} = \sum C_{fi} K_{d(i)(\beta)} f_{(i)(\beta)}(x), i=1, k \quad (6)$$

где C_{fi} – концентрация i – радионуклида в икре рыбы, Бк/кг; $K_{d(i)(\beta)}$ – дозовый коэффициент i -го радионуклида (β -излучение), (Гр/сут)/(Бк/кг); k – количество радионуклидов, $f_{(i)(\beta)}(x)$ – коэффициент, учитывающий долю энергии β -излучения i -го радионуклида, реализующуюся в икринке диаметром x .

Коэффициент $f_{(i)(\beta)}(x)$ рассчитывали, исходя из консервативного предположения о том, что вся активность i -го радионуклида сосредоточена в центре икринки.

На основании описанных выше подходов мы определили мощность сформированной излучением ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs дозы внешнего и внутреннего облучения эмбрионов рыб на нерестилищах Киевского водохранилища. При расчетах было принято: 1) пелагическая икра находится вне зоны влияния донных отложений; 2) икра щуки, жереха и голавля располагается на дне; 3) икра леща, густеры, синца и плотвы находится на расстоянии 20 см от дна; 4) икра линя, красноперки и карася – на расстоянии 50 см от дна; 5) икра сома и судака находится в гнездах из отмершей растительности, расположенных на дне; 6) удельное содержание радионуклидов в грунте на местах нереста сома и судака соответствует радиоактивности заиленных песков, остальных видов – промытых песков; 7) вертикальная стратификация ¹³⁷Cs в донных отложениях мест нереста позволяет проводить расчет дозы γ -излучения в предположении «бесконечной» геометрии; 8) удельная активность радионуклидов оплодотворенной икры рыб находится на уровне, зарегистрированном в гонадах и мышечных тканях взрослых особей. Принятые нами условия расположения икры фитофильных видов основаны на том, что рыбы мечут икру при разной температуре воды и, соответственно, при разном уровне развития высших водных растений.

Из формулы (5) следует, что доза облучения эмбрионов зависит от толщины субстрата. При расчетах мы исходили из того, что толщина листовых пластинок погруженных растений составляет 0,05–0,2 мм (в среднем 0,1 мм) [3], отмерших стеблей рогоза и тростника – более 8 мм. Максимальный пробег β -частиц ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y составляет около 10 мм, ¹³⁷Cs – около 1 мм и, исходя из этого, толщину субстрата, на котором расположена икра, отождествляли с тонкой или толстой поверхностью.

Мы объединили исследованные виды рыб в несколько групп, характеризующихся схожими условиями облучения на эмбриональной стадии развития. Группа I – чехонь, эмбрионы развиваются в водных массах, диаметр икринок 6 мм; II – красноперка, карась, линь – развитие эмбрионов на тонкой поверхности, при $g_k=0,1$, диаметр икринок 1,0–1,5 мм; III – лещ, густера, плотва, синец, окунь – развитие эмбрионов на тонкой поверхности, $g_k=0,33$, диаметр икринок 1,4–1,8 мм; IV – щука, жерех, голавль – развитие эмбрионов на толстой поверхности (песок), $g_k=0,5$, диаметр

икринок 2,0–2,6 мм; V – судак, сом – развитие эмбрионов на толстой поверхности (песок заиленный + отмершие растения), $g_k = 0,5$, диаметр икринок 1,5–3,0 мм.

На период исследований концентрация ^{90}Sr в водных массах верхней части Киевского водохранилища составляла 150, ^{137}Cs – 50 Бк/м³, содержание в песке нерестилищ – 50 и 500 Бк/кг, в песке заиленном – 100 и 2000 Бк/кг, соответственно. Удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs в мягкой вегетирующей растительности составляла 1,4 и 50, в отмершей растительности – 1,8 и 50 Бк/кг, соответственно. Активность ^{90}Sr в гонадах и других мягких тканях мирных и хищных рыб в среднем составляла 1 Бк/кг, ^{137}Cs – 15 и 50 Бк/кг.

Таким образом, были обозначены основные параметры, необходимые для определения суммарной мощности дозы внешнего и внутреннего облучения эмбрионов по формулам (1)–(6). Расчеты показали, что на нерестилищах Припятского отрога Киевского водохранилища развивающаяся икра облучается с мощностью от 183 до 8000 нГр/сут (рис. 1).

Расчеты показали, что доза облучения эмбрионов представителя группы I – чехони сформирована в основном инкорпорированными радионуклидами. Вклад излучения ^{90}Sr и ^{137}Cs , сосредоточенных в водных массах, составляет менее 1 % от суммарной дозы. К представителям группы II относятся фитофильные виды, нерестящиеся порционно, при температуре воды 20–26 °С. Нерест этих видов совпадает с периодом активного увеличения биомассы высших водных растений, т.е. икра может располагаться на значительном (около 50 см) расстоянии от дна. Однако даже в таком случае радионуклиды, депонированные в донных отложениях, вносят 73 % в суммарную мощность дозы облучения эмбрионов, 19 % приходится на излучение инкорпорированных радионуклидов, около 7 % – на излучение растительного субстрата.

Фитофильные виды, отнесенные к группе III, нерестятся при температуре воды от 7 до 20 °С, т.е. в период начала вегетации водной растительности. Поэтому эмбрионы этих рыб развиваются на расстоянии около 20 см от донных отложений. Следовательно, их облучение в основном обусловлено радионуклидами, депонированными в дне. Вклад других источников излучения составляет менее 1 %, а мощность суммарной дозы облучения эмбрионов значительно выше, чем у представителей первых двух групп.

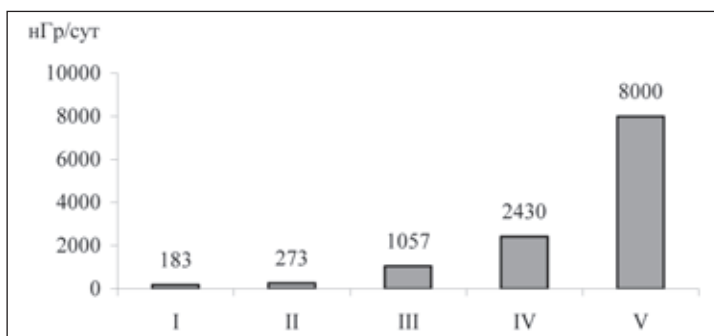


Рис. 1. Мощность дозы облучения эмбрионов рыб на нерестилищах Киевского водохранилища, I – чехонь; II – красноперка, карась, линь; III – лещ, густера, плотва, синец, окунь; IV – щука, голавль, жерех; V – сом, судак

Еще выше мощность дозы облучения эмбрионов IV-ой группы, частично или полностью выметывающих икру на промытые пески. Представители V-й группы мечут икру в гнезда, построенные на дне из отмершей растительности. При этом, как правило, гнезда сома и судака расположены на заиленных участках дна. Содержание ^{90}Sr и ^{137}Cs в заиленных песках значительно выше, чем в промытых, что приводит к формированию высокой дозы облучения развивающихся эмбрионов этих видов.

Проведенные исследования показывают, что в загрязненных ^{90}Sr и ^{137}Cs водных экосистемах, а именно к таким относится верхняя часть Киевского водохранилища, относительно благоприятные условия развития эмбрионов складываются для пелагофильных рыб и поздненерестящихся фитофильных видов. Наиболее высокие дозы облучения на нерестилищах Припятского отрога Киевского водохранилища формируются в результате воздействия на эмбрионов некоторых видов рыб излучения радионуклидов, депонированных в заиленных песках.

Разработанный нами подход для расчета мощности дозы облучения эмбрионов пресноводных рыб позволяет рассчитать экологически безопасные уровни содержания радионуклидов в донных отложениях нерестилищ. Для критической группы рыб удельная активность ^{90}Sr или ^{137}Cs в донных отложениях нерестилищ не должна превышать 2000 или 2500 Бк/кг, соответственно. Такие условия обеспечат развитие рыб в зоне, согласно шкале разработанной Г.Г. Поликарповым [10], радиационного благополучия.

Литература

- Коблицкая А.Ф. Изучение нереста пресноводных рыб. Методическое пособие. – М.: Пищевая промышленность, 1966. – 110 с.
- Козлов В.Ф. Справочник по радиационной. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Атомиздат, 1977. – 384 с.
- Лукина Л.Ф., Смирнова Н.Н. Физиология высших водных растений. – К.: Наук. думка, 1988. – 188 с.
- Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.; за ред. В.Д. Романенка. – НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – С.408.
- Немец О.Ф., Гофман Ю.В. Справочник по ядерной физике. К.: Наукова думка, 1975. – 416 с.
- Питкянен Г.Б., Зайцев Ю.А. Особенности радиационных условий развития икры пресноводных рыб, относящихся к различным экологическим группам // Экология. 1977. – №6. – С.73–75.
- Савинский А.К., Попов В.И., Кулямин В.А. Спектры ЛПЭ и коэффициент качества инкорпорированных радионуклидов: Справочник. – М.: Энергоатомиздат, 1986. – 144 с.
- Шеханова И.А. Радиоэкология рыб. – М.: Легк. и пищ. пром., 1983. – 208 с.

9. Handbook for assessment of the exposure of biota to ionising radiation from radionuclides in the environment / Ed. by J. Brown, P. Strand, Al. Hosseini. – Project within the EC 5th Framework Programme, Contract № FIGE-CT-2000-00102. – Framework for Assessment of Environmental Impact, 2003.

10. Polikarpov G.G. Conceptual model of organisms, populations and ecosystems to all possible dose rates of ionising radiation in the environment // Radiation Protection Dosimetry. 1998. – 75 №1–4. – P.181–185.

СВЯЗЬ СРЕДНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ОТНОШЕНИЙ ЕРЭ С ГЛУБИННЫМ СТРОЕНИЕМ ДАЛЬНЕВОСТОЧНОГО РЕГИОНА РОССИИ

Т.В. Володькова

Институт Тектоники и Геофизики им. Ю.А. Косыгина ДВО РАН, Хабаровск, Россия, tat-volodkova@yandex.ru, volodkova@itig.as.khb.ru

CONNECTIONS OF AVERAGE CHARACTERISTICS OF NRE RATIOS WITH A DEEP STRUCTURE OF THE FAR EASTERN REGION OF RUSSIA

T.V. Volodkova

Yu.A. Kosygin Institute of Tectonics and Geophysics, FEB RAS, Khabarovsk, Russia

Abstract. The trend of ore types and magmatism is revealed for magmatogenic deposits and magmatic complexes attributed to volcano-plutonic belts. It displays the distribution of average values of the natural radioactive element (NRE) ratios. The trend may be explained by the tectonic origin of magmatic ore sources and, also, by their paragenetic link with enriched HIMU, EM II and EM I mantle reservoirs. The complexes with anomalous NRE ratio values have been considered that do not adhere to the regional distribution (trend). They are related to the anomalies of the deep structure.

Большая часть юга Дальневосточного региона России покрыта крупномасштабными аэрогеофизическими съемками разных лет (аэромагниторазведка, аэрогаммаспектрометрия, частично аэроэлектроразведка). Ретросъемки обычно не компьютеризованы и не обобщены, не увязаны между собой и имеют невысокую точность. В настоящее время на площадях с высокими перспективами НПО «Аэрогеофизика» проводит повторные съемки с использованием аппаратуры 5 поколения. Ретросъемки, в связи с их массовостью – идеальный объект для научных обобщений, разработки новых принципов интерпретации, поисков и прогноза полезных ископаемых. Решение последней задачи особенно существенно, так как прежде интерпретация аэрогеофизических материалов была направлена чаще на решение геокартировочных задач. В последние годы получены важные доказательства мантийного источника многих металлов и связи рудообразования с глубинным строением региона; на основе данных сейсмогравитационного, гравитационного моделирования, МТЗ, измерений теплового поля разработаны новые концепции или плюм-модели [1, 3].

При построении глубинных моделей велико значение аэрогаммаспектрометрии; при решении геокартировочных задач этот метод считался поверхностным (отражающим глубины до первых метров и даже долей метра). С новых позиций он считается геохимическим и глубинным; данные АГСМ-съемки могут коррелироваться с глубинными моделями региона. При решении таких задач автором используются средние значения отношений естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ), которые могут характеризовать магматические (МК) и структурно-вещественные (СВК) комплексы, а также рудные поля площадью до

100–200 км². Использование этих показателей позволяет резко снизить требования к точности съемки; характеристики воздушной и наземной съемки 3–5 поколения соизмеримы. С использованием статистической обработки данных аэрогаммаспектрометрии, автором разработаны принципы постоянства отношений ЕРЭ, основы моделирования горячих точек (плюм-модели) и получены тренды рудных типов и магматизма. Эти принципы могут служить основой современного прогноза, они достаточно подробно изложены ранее [1, 2, 3].

Тренды рудных типов построены на основе статистических данных по рудным полям магматогенных месторождений в мезозойско-кайнозойских вулканоплутонических поясах [2]. Тренды магматизма описывают распределения средних характеристик магматических комплексов в этих структурах. Магматогенные месторождения генетически либо парагенетически связаны с магматическими источниками – не удивительно, что тренды рудных типов и магматизма совпадают. Использование этих трендов на региональном этапе исследований позволяет выделять ареалы (рудные районы, узлы) определенных рудных типов в структурно-формационных зонах (СФЗ). В дальнейшем было показано, что тренды магматизма могут характеризовать также осадочно-вулканогенные и многие метаморфические СВК. Существование трендов рудных типов и магматизма определяется тектонической природой магматических рудных источников (рис. 1).

Среднее значение уран-калиевого отношения МК и рудных типов играет роль геодинамического критерия: для образований субдукционного I-этапа характерны значения $U/K \geq 1,50$; для коллизионного S – $1,0 \leq U/K \leq 1,5$; для анорогенного A(M) – $\leq 1,0$. Тренд U/K-критерия в пределах

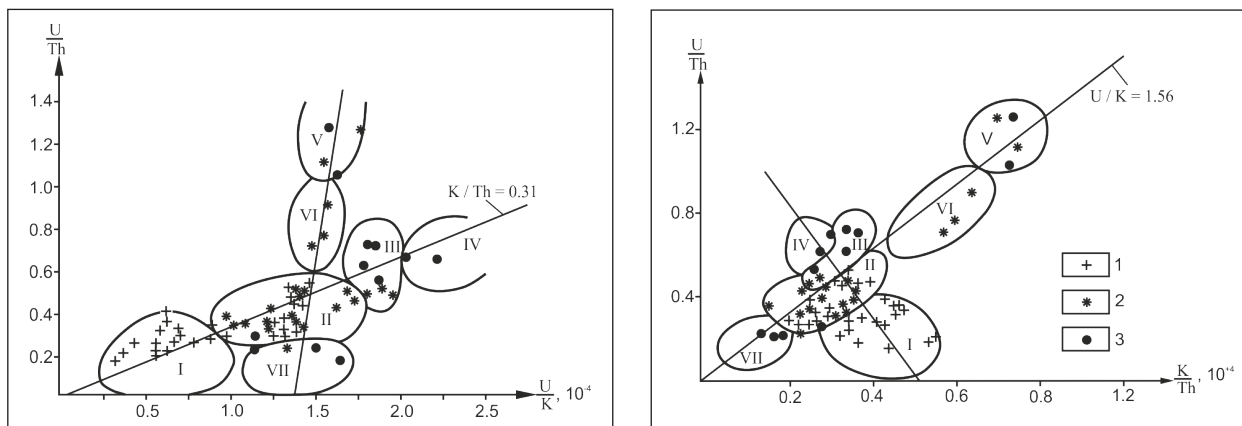


Рис. 1. Характеристики отношений ЕРЭ: 1 – проявлений золота, 2 – проявлений олова, 3 – эталонных месторождений

от 0,3 до 2,5 и более типичен только для золотосодержащих руд, связанных с мантийными источниками; для месторождений олова, коровых либо корово-мантийных, U/K -критерий близок к константе. Эти данные подтверждены множеством статистических примеров, в том числе, по магматическим породам Курильской дуги, Дальневосточного региона, Забайкалья и Урала, а также классическими примерами магматизма I-S-A(M) тип; классические тренды характеризуют гранитоиды Австралии и положены в основу всех геодинамических (тектонических) классификаций [4]. Природа анорогенных источников (А-тип) обычно считается плюмовой; есть расхождения во мнениях – вносить ли в число плюмовых производных не только щелочные, но также субщелочные породы? По мнению автора, в Приамурье широко распространены именно анорогенные субщелочные комплексы, которые также связаны с влиянием плюмов (табл. 1).

Существование тренда, по крайней мере, для Дальневосточного региона России, можно считать доказанным. Тем не менее, некоторые спорные моменты требуют специального рассмотрения.

1. Сопоставление с ним характеристик магматических комплексов других регионов мира, а также Дальнего Востока, выявляет многочисленные несоответствия. Тренд достаточно близок к классическому распределению для нормальных гранитоидов Австралии; тем не менее, у гранитоидов А-типа значение U/K -критерия завышено до 1,31. В Забайкалье и на Дальнем Востоке многие анорогенные магматические комплексы описываются значениями $U/K \ll 1$, но достаточно часто – значениями $1 \ll U/K \ll 1,5$. По-видимому, часть анорогенных МК щелочного состава формируется под суммарным влиянием мантийных и коровых источников. С другой стороны, состав мантийных плюмовых источников также может варьировать.
2. До сих пор не ясно, как соотносятся анорогенные (внутриплитные А-типа) и мантийные (М-типа) источники, по уран-калийевому критерию они совпадают. Ранее источники М-типа определялись как мантийные (не обязательно анорогенные); классический М-источник выделен с использованием

характеристик U/K -критерия островодужных вулканитов западно-тихоокеанского типа (Курил). Здесь автором выделялись МК двух стадий (условно субдукционной и островодужной), их характеристики отношений ЕРЭ создают классический тренд I-A(M) типа. С учетом новых данных и состава вулканитов, многостадийность вулканитов Камчатки и Курил (более сложная) отмечается и другими авторами; конкретно, выделяются предсубдукционный, субдукционный, анорогенный этапы. Кроме того, авторский тренд U/K -критерия вулканитов Курил прямо противоположен среднему по островным дугам мира, выделенному О.Н. Николаевой (табл. 1). По мнению автора, причина несоответствия – более сложное тектоническое строение Курил, наличие и влияние двух дуг – Большой и Малой, за счет чего состав верхней мантии и значения отношений ЕРЭ вулканитов меняются.

3. Тренд U/K -критерия выдерживается для характеристик обогащенных мантийных резервуаров HIMU – EM II – EM I; предполагалось, что между обогащенными мантийными резервуарами и тектоникой существует парагенетическая либо генетическая связь [2]. Характеристики отношений ЕРЭ обогащенных мантийных источников аномальны по отношению к тренду золота: резервуары HIMU, EM II создают аномалию 1 типа (не попадают ни в один из кластеров), резервуар EM I – дает аномалию 2 типа (характеристики попадают в разные кластеры). Если тектоника, в основном, описывает процессы в тектоносфере или литосфере (верхней мантии), магматические источники плюмов связаны как минимум с влиянием астеносферы. Следует предположить: наличие трендов магматических источников руд объясняется связью характеристик отношений ЕРЭ с глубинными процессами – литосферными (верхнемантийными) либо астеносферными (необходимо уточнение – какими именно).

По региональному профилю Джалинда-Томмот, пересекающему основные тектонические структуры Дальневосточного региона России, с использованием комплекса

Таблица 1. Значения средних отношений ЕРЭ магматических пород и слоев Земли [1, 3]

Наименование пород, слоев и источников Земли	Значения отношений ЕРЭ			Автор (год)
	U/Th	K/Th, 10 ⁻⁴	U/K, 10 ⁻⁴	
Континентальная кора, СС	0,23	0,26	0,85	Николаева(1997); Рябчиков (1997)
Гранитно-метаморфический слой	0,25	0,20	1,28	Смыслов (1974)
Гранулитно-базитовый слой	0,33	0,50	0,66	Смыслов (1974)
Деплетированная мантия, DM	0,40	0,53	0,80	Рябчиков (1997); Хаин (2002)
Обогащенный источник, HIMU	0,24	0,13	1,92–2,5	Chauvel et al. (1992)
Обогащенный источник, EM I	0,08	0,17	0,45	Wilson et al. (2001)
Обогащенный источник, EM II	0,49	0,49	1,00	Woodhead et al. (1989)
Ультраосновные породы	0,37	1,87	0,20	Базилевский (1985)
Щелочные породы (ийолиты-мельтейгиты, нефелиновые сиениты и др.)	0,27–0,50	0,18–0,28	1,45–2,04	Базилевский (1985)
Гранитоиды нормальной щелочности, I-типа	0,25	0,14	1,73	Chappel et al. (1992)
Гранитоиды нормальной щелочности, S-типа	0,26	0,18	1,47	Chappel et al. (1992)
Гранитоиды нормальной щелочности, A-типа	0,21	0,16	1,31	Chappel et al. (1992)
Средние характеристики по островным дугам мира				
Толеитовая серия, AWPB	0,44	0,68	0,65	Николаева (1997)
Известково-щелочная серия, AWPB	0,43	0,76	0,56	Николаева (1997)
Высококальциевая известково-щелочная серия, AWPB	0,44	0,36	1,24	Николаева (1997)

геофизических методов (сейсмометрия, гравиметрия, МТЗ, тепловое поле) построены модели глубинного строения. По данным моделирования, максимальная глубина заложения крупных разломов составляет до 90–100 и более км, а глубина кровли астеносферы обычно составляет 120–180 км. Таким образом, разломы как правило не достигают астеносферы и имеют верхнемантийное заложение. Эти разломы являются основными каналами для подъема магм и ювенильных флюидов, именно их глубиной определяется влияние мантийных процессов на средние характеристики отношений ЕРЭ магматических и структурно-вещественных комплексов. Тем не менее, верхняя мантия подвергается переработке под влиянием продуктов плюмового магматизма, поступающих из астеносферы; степень влияния плюмовых процессов на состав верхней мантии точно оценить трудно. Заключение: тренды объясняются влиянием тектонических корово-мантийных и верхнемантийных процессов, а с обогащенными мантийными резервуарами связаны только парагенетически. В целом, в континентальной части Дальневосточного региона России (возможно, в пределах всей Сибирской платформы) преобладает деплетированная мантия; именно она является основным источником субщелочного анорогенного магматизма (точнее, для него характерны источники DM+EM I, DM+EM II). Деплетированный тип верхней мантии отмечается и под Курильской дугой; именно поэтому для всего региона характерен общий тренд магматизма; образования А-типа и М-типа имеют общие (близкие) характеристики. По-видимому, такой тренд характерен для магматических комплексов, сформированных в процессе нормальной бо-

узовской кристаллизационной дифференциации. Принципы формирования пород щелочного состава намного сложнее (возможно влияние более глубоких источников, ювенильных флюидов и континентальной коры). Многие отмеченные выше несоответствия определяются региональными вариациями состава верхней мантии в различных регионах мира. Поэтому, в других регионах мира тренд может не сохраняться или иметь другие параметры. Тем не менее, и на Дальнем Востоке возможны вариации состава магм и отклонения от тренда.

Такие случаи и их причины анализировались по субмеридиональному профилю Джалинда – Томмот, с использованием комплекса геофизических методов. С юга на север профиль пересекает Центрально – Азиатскую складчатую область (ЦАСП), Монголо-Охотский орогенный пояс, Селенга-Становой орогенный пояс, Становую гранит-зеленокаменную область, Холодниканский зеленокаменный пояс, Пристановую складчато-надвиговую область, Алдано-Становой щит. Анализируются средние величины отношений ЕРЭ метаморфических нижнеархейских (mCA_1) и верхнеархейских (mCA_2) комплексов, а также постколлизийные (pcP_1 , pcP_1^1), комплексы активных (amM_1 , amM_2) и пассивных (pmM_1) континентальных окраин, осадочных бассейнов платформ (pbC_1) и аккреционные (awH_2) комплексы. Для совместного анализа используются двухмерные сейсмогравитационные и тепловые модели литосферы (на основе измерения гравитационного поля, МОВЗ и теплового потока по профилю Джалинда-Томмот), а также предварительные модели, построенные на основании данных ГСЗ и МТЗ. Все магматические и структурно-вещественные ком-

плексы (МК и СВК) на профиле описывались не средне-статистическими, рассчитанными по авторской методике, а среднеаномальными значениями отношений ЕРЭ. Среднеаномальные значения рассчитываются по точкам перегиба кривых отношений ЕРЭ, они позволяют только весьма грубо оценить характеристики; тем не менее, автором показана возможность их использования для полноценного анализа. Кроме того, методика расчета среднестатистических характеристик предполагает использование только вторично слабоизмененных комплексов; среднеаномальные значения, напротив, описывают только максимально измененные породы.

Среди древних метаморфических комплексов преобладают алюмо-силикатные кристаллические сланцы, гнейсы, гранитогнейсы; характеристики всех них, как и более молодых СВК, подчиняются тренду магматизма. По аналогии с мезозойско-кайнозойскими вулканоплутоническими поясами, можно предположить, что большинство этих комплексов образовалось в обстановке коллизии, гораздо реже – анорогенной и субдукционной. Следовательно, для древних метаморфических комплексов алюмо-силикатного состава, в целом, типично значение уран-калиевого критерия $1,0 \leq U/K \leq 1,5$, величины отношений U/Th и U/K приближаются к характеристикам гранитно-метаморфического слоя. При этом большинство нижнепротерозойских пород и все более молодые породы среди них являются постколлизийными (анорогенными) с соответствующими изменениями характеристик отношений ЕРЭ (снижением значений критерия $U/K \leq 1,0$). Анализ распределений отношений ЕРЭ по профилю показал полное соответствие этой модели. Действительно, большинство МК и СВК на профиле Джалинда-Томмот по характеристикам отношений ЕРЭ приближаются к коллизийному типу; для более молодых комплексов типично резкое устойчивое снижение значений U/K -критерия. Анализ комплексов с аномальными характеристиками показывает: большинство из них коррелируется с ореолами интенсивных региональных изменений. В зонах глубинных разломов, реже – на контактах с крупными интрузивными телами распространены региональные гидротермально-метасоматические и контактово-метаморфические изменения, за счет значения отношений ЕРЭ соответствующих МК и СВК резко варьируют; для таких пород типичны очень высокие значения отношений U/Th , K/Th (до 0,8 и выше). Комплексы с такими характеристиками в зонах глубинных разломов, иногда скрытых, от-

мечаются в осадочных бассейнах (Чульманская впадина, Сибирская платформа). Предполагается, что резкий рост значений U/Th , K/Th приразломных комплексов в таких случаях объясняется влиянием глубинных (ювенильных) флюидов. Среди метаморфических пород в приразломных и контактовых зонах под воздействием ювенильных флюидов и регионального метасоматоза возникают комплексы специфического состава (мрамор-двупироксеновые кристаллические сланцы, биотит-горнблендитовые гнейсы, кристаллосланцы) с аномальными характеристиками отношений ЕРЭ. С учетом глубинных моделей МТЗ, области интенсивных региональных изменений связаны с зонами разломов, глубина заложения которых достигала более 100 км. Эти факты свидетельствуют: формирование таких зон вероятно под влиянием флюидов, связанных с обогащенными мантийными резервуарами, с соответствующим изменением величин отношений ЕРЭ. Особенно интенсивно значения отношений ЕРЭ МК и СВК меняются в интервалах профиля Джалинда – Томмот, где по данным глубинного моделирования отмечается аномальное глубинное строение (резкий подъем или заглабление кровли астеносферы, иногда границы Мохо, наличие литосферного корня и других признаков плюмовой активности). Чаще всего такие аномалии связаны именно с проявлением плюмового магматизма, реже мантийного магматизма вулканоплутонических зон. Лучше всего интервалы профиля с аномальными характеристиками отношений ЕРЭ связаны с аномалиями глубинного строения на профилях глубинного моделирования МТЗ, а также сейсмо-гравитационного моделирования.

Общий вывод: комплексы с аномальными характеристиками отношений ЕРЭ, не соответствующие тренду магматизма и рудных типов, коррелируются с областями аномальных глубинных процессов (часто – плюмового магматизма) в литосферной части мантии и на ее границе с астеносферой. Именно в таких областях выделяются крупные рудные районы. Аномалии отношений ЕРЭ могут быть двух типов:

1. фигуративные точки существенно отклоняются от трендов магматизма;
2. фигуративные точки на двух графиках (рис. 1) попадают в разные кластеры.

Оба типа чаще всего связаны с обогащенными мантийными резервуарами.

Литература

1. Володькова Т.В. Аномалии отношений радиоактивных элементов и природа рудной минерализации Приамурья // *Тихоокеан. геология*, 2006. – №4. – С.54–68.
2. Володькова Т.В. Тренды отношений радиоактивных элементов и природа магматогенных месторождений Приамурья // *Литосфера*, 2012. – №2. – С.67–89.
3. Глубинное строение и металлогения Восточной Азии / отв. Ред. А.Н. Диденко, Ю.Ф. Малышев, Б.Г. Саксин. – Владивосток: Дальнаука, 2010. – 332 с.
4. Chappell B.W., White A.J.R. I – and S – type granites in the Lachlan Fold Belt // *Earth Sciences / Transactions of the Royal Society of Edinburgh*, 1992. – V.83. – P.1–26.

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ УРАНА И ТОРИЯ В УГЛЯХ СЕВЕРНОЙ АЗИИ

А.В. Волостнов, С.И. Арбузов, С.С. Ильенок, С.Г. Маслов

Томский политехнический университет, volostnov@list.ru

MODES OF U AND TH OCCURRENCE IN COALS OF NORTHERN ASIA

A.V. Volostnov, S.I. Arbuzov, S.S. Ilenok, S.G. Maslov

Tomsk Polytechnic University

Abstract. *The study of different deposits of Northern Asia, as examples, showed that the scattered mode of occurrence is predominant for uranium and thorium. Uranium and thorium minerals (uraninite, coffinite, monazite, and minerals including U and Th as isomorphous admixtures – zircon, xenotime etc.) were determined along with the scattered mode of occurrence connected with the organic matter. The authors have received new data of the ratio of mineral and organic modes of U and Th occurrence in coals and showed the alteration of the modes of U and Th occurrence in the course of metamorphism.*

Введение

Изучением форм нахождения радиоактивных элементов в углях занимаются уже достаточно продолжительное время. Наиболее активный период изучения пришёлся на 40–50 годы XX века, в этот время интерес представляли только угли с промышленными содержаниями урана. В более поздних исследованиях продолжающихся и в настоящее время уклон сделан в основном на потенциальную радиологическую опасность связанную непосредственным сжиганием углей на ТЭС.

При изучении форм находений радиоактивных элементов решаются три основные задачи. Во-первых, изучение форм нахождения элементов имеет большое значение для определения условий углеобразования. Во-вторых, дает возможность разрабатывать модели поведения радиоактивных элементов при сжигании угля на ТЭС и прогнозировать потенциальную эмиссию этих элементов в окружающую среду. И в третьих, мы получаем новые возможности для создания технологии комплексной переработки углей и большого объема формирующихся золошлаковых отходов.

Необходимо отметить, что в отличие от урана, формы нахождения и геохимия тория в углях в целом изучены значительно хуже. Это обусловлено в первую очередь его невысокими концентрациями и полным отсутствием спроса.

Однако проведенные в последние годы исследования показали, что при сжигании углей на ТЭС значительная доля металла может выноситься с дымовыми газами в атмосферу и оказывать негативное влияние на окружающую среду [5, 6]. Установлено, что его концентрация в дымовых газах зависит от термохимической устойчивости органических и минеральных компонентов угля – носителей Th.

Несмотря на большое количество разнообразных и зачастую противоречивых публикаций, посвящённых этой проблеме, существуют устоявшиеся представления. В первую очередь это связи U в углях с органическим веществом [15, 16, 17, 18, 21, 22]. Также согласно обобщению [11], основанному на анализе обширной мировой литературы, для углей с нижекларковым содержанием U характерна преимущественно минеральная форма нахождения, а для углей, обогащенных ураном – органическая. Кроме того в

соответствии с общими представлениями о геохимии Th в зоне гипергенеза, укоренилось представление о минеральной форме нахождения тория в углях. При этом мнения разделились относительно того какие минералы являются носителями и концентраторами тория в углях. По одним данным монацит [11, 17], по другим – силикаты и алюмосиликаты [6, 13, 19]. В то же время, имеются сведения, позволяющие предполагать возможность концентрирования значительного количества Th и в органическом веществе [6, 8, 12, 13, 14].

Наиболее сложной и не решённой задачей является оценка баланса форм нахождения радиоактивных элементов в углях с различным их содержанием в разных типах угля. Также актуальной и не решенной задачей на сегодняшний день является поведение и изменение форм нахождения радиоактивных элементов в процессе диагенеза и угольного метаморфизма.

Методика исследований

Для изучения формы нахождения U и Th использовался комплекс методов. Для исследования роли органического и минерального вещества в концентрировании урана использованы стандартные методики разделения бурого угля на групповые составляющие.

С этой же целью проведены эксперименты по химической деминерализации угля по двум стандартным методикам с применением ацетата аммония, разбавленных и концентрированных кислот (HCl, HF и HNO₃) [17, 20].

Выделенные фракции и продукты изучались методом инструментального нейтронно-активационного анализа (ИНАА) в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ (аналитик А.Ф. Судыко).

Для изучения форм нахождения и характера распределения радиоактивных элементов выполнен большой объем исследований методом f-радиографии. Для этого использовались угольные петрографические шлифы. В качестве детектора осколков индуцированного деления урана применялся полиэтилентерефталат (ПЭТ). Облучение проводилось потоком нейтронов 10^{14} – 10^{16} н/см²·с. в зависимости от концентрации делящихся элементов. В качестве эталона использовался специальный состав на

основе клея с известным содержанием U [9].

Минеральные формы нахождения урана в отдельных пробах угля и золы угля изучались в МИНОЦ «Урановая геология» кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ на сканирующем электронном микроскопе «Hitachi S-3400N» с энергодисперсионным спектрометром «Bruker XFlash 4010».

Выбранный комплекс аналитических методов позволяет с высокой надежностью оценить формы нахождения и условия концентрирования урана и тория в углях.

Результаты исследований

Приблизительно оценить тип минерального вещества и его роль в накоплении урана можно с использованием методов изучения группового состава, химической деминерализации угля и с помощью радиографических методов.

Изучение группового состава бурого угля показало, что U в нем сконцентрирован преимущественно в органическом веществе. На гуминовые и фульвокислоты приходится около 70 % металла, тогда как на остаточную фракцию – только 30 %.

Деминерализация бурых углей показала, что в них велика роль сорбированных форм U, простых и комплексных гуматов, извлекаемых из угля уксусной кислотой и концентрированной соляной кислотой. Иногда значительные количества U связаны с растворимыми в HF алюмосиликатами и силикатами.

Деминерализация каменного угля путем его обработки концентрированной HCl и HF, не привела к полному извлечению урана. В золе остаточного угля зольностью менее 1 % во всех случаях концентрация U превысила 100 г/т при его содержании в золе исходных проб от 1,7 до 3,2 г/т. В остаточной фракции сохраняется около 3/4 от валового количества U в пробе. Необходимо отметить, что из угля марки Д соляной кислотой выщелачивается существенно большее количество U (35,1 г/т в сухом остатке), чем из высокометаморфизованного угля марки ОС (20,6 г/т), несмотря на то, что в первом случае его содержание в исходном угле почти вдвое ниже, чем во втором. Вероятно, в результате метаморфизма угля уменьшилась доля сорбированных форм U за счет изменения структуры органического вещества, снижения его сорбционной способности и формирования аутигенных минералов.

Полученные результаты указывают также на то, что глинистые и другие алюмосиликатные минералы не являются основными носителями U в зрелом каменном угле, так как обработка пробы плавиковой кислотой, растворяющей эти минералы, привела к выходу в раствор лишь около 9 % металла. Обработка угля соляной кислотой обусловила переход в растворенное состояние в среднем менее 20 % от общего количества U. Это указывает на небольшой процент сорбированного на органическом и минеральном веществе урана и на незначительную роль в его накоплении карбонатов и неустойчивых в воздействию концентрированной HCl силикатов. В остаточном деминерализованном угле U может концентрироваться либо в устойчивых к действию кислот акцессорных минералах, либо в металлоорганических соединениях. Кроме того, в угольной матрице

могли сохраниться и неустойчивые аутигенные минералы не вскрытые и не доступные для кислот из-за слишком малых размеров. Исследование зольного остатка этих проб на электронном микроскопе показало наличие в нем многочисленных зерен циркона, монацита и ксенотима. Причем, если циркон нередко имеет вид аллотигенных обломков, то монацит и ксенотим отличаются отчетливо выраженным аутигенным характером выделений.

Одним из наиболее надежных и наглядных методов оценки форм нахождения урана в углях является метод f-радиографии, широко применяемый для изучения характера распределения и уровней накопления U в горных породах и минералах. Этот метод не получил широкого распространения в практике изучения углей в связи с определенными техническими сложностями его осуществления [4].

Радиографические исследования показали, что основная масса U в углях с низкими (околокарбовыми) его содержаниями представлена рассеянной формой. Наиболее типичны равномерно рассеянные треки, но встречается и иное распределение. В углях с рядовым содержанием U преобладает равномерное рассеяние треков, но встречаются и одиночные скопления («звезды»), свидетельствующие о наличии в угле урансодержащих акцессориев. Кроме того, отмечаются одиночные участки неравномерного скопления треков, реже – микропрожилковые, указывающие на постдиагенетическое перераспределение U в угольной матрице. В прикровельной части пласта встречаются скопления треков в виде линейных зон. Над отдельными участками иногда отмечаются скопления высокой плотности.

В углях с аномальным содержанием U также преобладает форма рассеяния. При этом характерно неравномерное распределение U, но основная его масса сосредоточена не в собственных минералах и даже не в виде изоморфной примеси в акцессориях, а в виде скоплений в органическом веществе.

Следовательно, радиографические исследования свидетельствуют о преимущественно рассеянном распределении U в угле как с околокарбовым, так и с аномальным его содержанием. Скопления урана в виде «звезд» распространены ограничено и играют второстепенную роль в общем балансе U в угле.

Исследования на сканирующем электронном микроскопе установлено, что даже при рядовом содержании U в углях могут образовываться его собственные минералы. Этот факт установлен впервые и требует детальной теоретической проработки. До сих пор существовала точка зрения, высказанная еще в середине прошлого века, что при низких содержаниях урана до 0,1 % в углях, его собственные минералы не образуются [1]. В более поздних работах уранинит и коффеинит установлены в углях с более низкими, но все-таки аномально повышенными содержаниями U (> 10 г/т) [19].

Обычно размер минеральных включений оксидов и силикатов U в изученных образцах не превышает 1,5 мкм, лишь иногда достигает 3 мкм. Форма минеральных выделений различная, но чаще встречаются неправильные изометричные, иногда скорлуповатые образования [3].

Для тория также установлена важная роль органического вещества при его концентрировании в процессе угленакпления.

Групповой состав бурого угля изучен из различных месторождений Сибири и Монголии. В изученных пробах с гумусовыми кислотами (ГК+ФК) связано 63 % Th, а с остаточным углем – лишь 36 %. При этом роль битумов в концентрировании металла ничтожна и составляет лишь 1,0 % от его массы в пробе. Учитывая, что исходные пробы имели разную зольность (от 6 до 30 %) и различные содержания металла (от 0,9 до 7 г/т), можно сделать вывод, что органическое вещество и на буроугольной стадии может быть основным концентратором и носителем тория. Эти данные показывают, что Th может быть преимущественно связан с органическим веществом не только в малозольных [6], но и в средnezольных углях. При этом и в торфе и в буром угле Th не просто физически сорбируется на органическом веществе, а образует прочные комплексные соединения. На это указывает незначительный выход тория во фракцию легкогидролизуемых веществ торфа, получаемую при обработке пробы 4–5 % раствором HCl. При такой обработке ионообменные формы металлов переходят в раствор.

Роль гумусовых кислот в концентрировании Th сохраняется вплоть до окончательного их превращения в нерастворимые в NaOH гуматы. Об этом свидетельствует необычайно высокое его содержание в остаточных гумусовых кислотах, извлеченных из каменного угля марки Д. Выход гуминовых веществ (ГК+ФК) здесь составляет лишь 0,6 %, но содержание Th в них достигает 30,8 г/т, что при их зольности около 1 % превышает 3000 г/т золы. Поэтому, несмотря на низкий выход гуминовых веществ, на них приходится 28,5 % от суммарного содержания Th в пробе.

Таким образом, полученные нами данные по распределению Th в групповом составе торфов и бурых углей показывают, что гуминовые вещества являются его основным концентратором и носителем вплоть до полного их исчезновения в связи с конденсацией и вхождением в структуру угля.

Дальнейшая история преобразования органического вещества сопровождается потерей активных функциональных групп, высвобождением связанных с ними металлов и формированием самостоятельных минеральных фаз. Изучение форм нахождения Th в каменных углях затруднено малыми размерами минеральных фаз, сложностью их выделения из угольной матрицы и невозможностью объективной количественной оценки доли органических комплексов в его накоплении. Для решения этой задачи использованы различные как косвенные (селективное растворение, выделение плотностных фракций, корреляционный анализ), так и прямые методы (электронная микроскопия).

Для приближенной оценки форм нахождения тория в каменном угле проведена ступенчатая деминерализация проб углей марки Д, К и ОС.

Содержание Th в исследованных пробах изменяется от 1,1 до 11,5 г/т, следовательно, они представляют угли с нижекларковыми, кларковыми и надкларковыми уровнями его накопления.

В первом случае уголь марки Д пласта XXXнп Кузбасса

при обработке его концентрированной HCl потерял около 40 % от массы содержавшегося в нем Th. В солянокислом экстракте содержание Th достигло 32 г/т сухой массы. Последующая обработка пробы угля плавиковой кислотой не привела к переходу металла в раствор. Содержание Th в золе деминерализованного угля при зольности остаточной фракции около 1 % составило 136 г/т. Значительное его выщелачивание из угля при обработке проб концентрированной HCl может быть связано с нахождением Th в карбонатах редких земель, в сорбированном виде в органическом и минеральном веществе, а также в хелатной форме в составе органических комплексов.

Во втором случае, обработка относительно малозольного бедного Th угля марки К (пласт I Кузнецкого бассейна) концентрированными HCl и HF не привела к выщелачиванию этого металла вместе с другими золообразующими компонентами и в остаточном малозольном продукте ($A^d=0,4\%$) его содержание превысило 300 г/т золы. Это свидетельствует о том, что Th в данной пробе содержится в устойчивых к воздействию сильных кислот соединениях. Такими соединениями могут быть фосфаты редких земель и иттрия и циркон, установленные при электронно-микроскопическом изучении золы остаточной фракции, а также металлоорганические комплексы.

Обработка угля марки ОС (пласт IV–V) концентрированной HCl обусловила извлечение лишь 8 % Th, а последующая обработка HF – еще 3 %. Незначительный выход металла здесь, как и в предыдущем случае, объясняется нахождением Th в кислотоустойчивых минералах (фосфатах редких земель, цирконе) и, отчасти, возможно, в металлоорганических комплексах.

Электронно-микроскопические исследования подтверждают эти выводы. В золе деминерализованного угля установлены многочисленные фосфаты редких земель: монацит, ксенотим, краудаллит и другие [11, 16].

Наиболее многочисленные мелкие минеральные включения торийсодержащих фосфатов установлены в золах углей, аномально обогащенных Th. Чаще всего такие угли встречаются на контакте с тонштейнами. Размер минеральных выделений обычно не превышает 10 мкм, а чаще составляет 1–5 мкм. Содержание Th в фосфатах существенно варьирует, изменяясь от долей процента до 17 %. Преобладает минерал, по составу идентифицированный как монацит. Редко встречаются высокоторийевые фосфаты из группы монацита, близкие по составу к чералиту.

Обоснование преимущественно минеральной формы нахождения Th в каменных углях требует объяснения фактов отчетливого обогащения им золы малозольных углей и золы легких фракций угля. Анализ плотностных фракций обычно используется для обоснования связи элемента с органическим или минеральным веществом угля [10]. Его накопление в легких фракциях рассматривается как указание на связь с органическим веществом, а в тяжелых – с минеральным.

Золы легких фракций угля существенно обогащены металлом на фоне золы тяжелых фракций. Содержание Th в золе легких фракций во всех без исключения пробах значительно, в 2–4 раза, выше, чем в золе тяжелых. Это ука-

зывает на избирательное его накопление в органическом веществе угля. Расчеты показывают, что легкие фракции ($< 1,5 \text{ г/см}^3$) содержат от 10 до 93 % от массы Th в угле. При этом максимум приходится на бедные Th зольные низкосольные бурые угли марки Б1 и низкосольные угли марки К, а минимум – на высокосольные угли марки ОС. Но в целом отсутствует зависимость содержания Th во фракциях от марочного состава угля.

Приуроченность Th к легким фракциям угля и одновременно преимущественно минеральная форма его нахождения в каменном угле не противоречат друг другу, а отражают эволюцию изменения форм концентрирования тория. На ранних этапах углеобразования основная масса Th в низко-среднезольных торфах накапливалась в гуминовых веществах, в связи с чем приуроченность основного количества металла к органическому веществу угля вполне естественна. В процессе созревания угля происходило высвобождение Th из органической массы. Соответственно, изменялась и его форма нахождения, но из-за низкой миграционной способности Th формирование минералов происходило непосредственно на месте. Малые размеры минералов и их нахождение в порах и микротрещинах не позволяют отделить их от органической массы в процессе традиционного гравитационного разделения угля на фракции.

На такой механизм накопления Th в углях указывают и результаты корреляционного анализа. В целом для него характерна высокая значимая положительная корреляционная связь с зольностью. Для золы угля отмечается либо слабо выраженная отрицательная связь Th с зольностью [1], либо отсутствие значимых связей [2]. Такой характер связей позволяет предположить, что его накопление в органическом веществе происходило в значительной степени благодаря разложению в агрессивной среде торфяника кластогенного материала. В процессе разложения минералов более подвижные в кислой среде золообразующие элементы выносились за пределы залежи, либо были использованы растениями-торфообразователями, а малоподвижные в кислой среде элементы-гидролизаты накапливались. Миграция элементов происходила и на стадии диагенеза и катагенеза, о чем свидетельствует формирование поздних карбонатных и кремнистых конкреций, ми-

кропрожилков карбонатов, сидеритовых кластических даек и т.п. Этим можно объяснить приуроченность повышенных содержаний Th в золе преимущественно к среднезольным углям. В малозольных углях недостаточно исходного минерального вещества для накопления высоких концентраций Th, а в высокосольных из-за повышенной щелочности снижается интенсивность разложения кластогенного материала. Заметим, что этот механизм не исключает поступления Th в торфяник в растворенном состоянии или в виде коллоидов с поверхностными и грунтовыми водами. Возможность аквагенного поступления элемента в угольный пласт подтверждается наличием на территории Западно-Сибирской плиты низкосольных торфов с содержанием в золе до 300 г/т Th при отсутствии иных источников его поступления в торфяник. Аномальная ториеносность может быть связана с наличием в подстилающих отложениях мел-палеогенового возраста циркон-ильменитовых и монацитовых россыпей [7].

Заключение

Исследования форм нахождения U и Th в углях показали, что во всех типах углей органическое вещество играет важную роль в их концентрировании. На ранних стадиях углеобразования основная масса U и Th накапливается в органическом веществе в сорбированном виде и в форме прочных гуматных комплексов. В процессе углефикации в связи с изменением структуры органического вещества происходит изменение соотношения форм нахождения этих элементов. Возрастает роль минеральных форм их нахождения, главным образом за счет новообразованных акцессорных минералов (уранинит, коффинит, циркон, монацит, апатит, ксенотим и др.). В каменных углях основными минералами-концентраторами тория являются редкоземельные фосфаты и другие акцессорные минералы. Уран в каменных углях находится как в минеральной форме, так и в рассеянной форме. В определенных условиях в углях даже с кларковыми содержаниями U могут формироваться его собственные минералы (окислы и силикаты). Главные золообразующие алюмосиликатные, силикатные и карбонатные минералы (каолинит, гидрослюда, сидерит и др.) играют второстепенную роль в концентрировании U и Th в углях.

Литература

1. Арбузов С.И., Ершов В.В., Поцелуев А.А., Рихванов Л.П. Редкие элементы в углях Кузнецкого бассейна. – Кемерово, 2000. – 248 с.
2. Арбузов С.И., Ершов В.В., Рихванов Л.П., Кяргин В.В., Булатов А.А., Дубовик Н.Е. Редкометалльный потенциал углей Минусинского бассейна. – Новосибирск: Изд-во СО РАН Филиал «ГЕО», 2003. – 300 с.
3. Арбузов С.И., Маслов С.Г., Волостнов А.В., Ильенко С.С., Архипов В.С. Соединения урана и тория в углях и торфах Северной Азии // Химия твердого топлива. – 2012. – №1. – С.55–68.
4. Волостнов А.В., Арбузов С.И. Новые данные по формам нахождения урана в углях Центральной Сибири, полученные методами f-радиографии // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Матер. II

Междунар. конф. Томск, 18–22 октября 2002 г. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С.119–122.

5. Кизильштейн Л.Я. Экогеохимия элементов-примесей в углях. – Ростов-н/Д: Изд-во СКНЦ ВШ, 2002. – 296 с.
6. Кизильштейн Л.Я., Левченко С.В. Геохимия тория в углях: Экологический аспект // Геохимия. 1995. – №6. – С.874–880.
7. Рихванов Л.П., Кропанин С.С., Бабенко С.А. и др. Циркон-ильменитовые россыпные месторождения как потенциальный источник развития Западно-Сибирского региона. – Кемерово: ООО «Сарс», 2001. – 214 с.
8. Рязанов И.В., Капатулин Г.Г. Сравнительно-геохимический анализ редкометальной минерализации двух угольных пластов воркутинской серии // Материалы по геологии и полезным ископаемым Северо-Востока европейской части СССР. – Сб. 8. – Сыктывкар: Коми книжн. изд-во, 1976. –

- С.409–416.
9. Сарнаев С.И., Рихванов Л.П. Опыт по созданию эталона для определения урана методом f-радиографии // Радиационно-химические методы исследования в радиогеохимии и смежных областях. Тез. докл 3-го Всес. радиогеохимического совещ., г. Томск, 11–15 июня 1991. – Новосибирск, 1991. – С.75–77.
10. Шпирт М.Я., Клер В.Р., Перциков И.З. Неорганические компоненты твердых топлив. – М.: Химия, 1990. – 240 с.
11. Юдович Я.Э., Кетрис М.П. Неорганическое вещество углей. Екатеринбург: УрО РАН, 2002. – 422 с.
12. Dai S., Ren D., Chou C.L., Li S., Jeang Y. Mineralogy and geochemistry of the №6 Coal (Pensylvanian) in Jungar Coalfield, Ordos Basin, China // *Int. J. Coal Geol.*, 2006. – Vol.66. – №4. – P.253–270.
13. Dai S., Li D., Chou C.L., Zhao L., Zhang Y. Ren D., Ma Y., Sun Y. Mineralogy and geochemistry of boehmite-rich coals: New insights from the Haerwusu Surface Mine, Jungar Coalfield, Inner Mongolia, China // *Int. J. Coal Geol.*, 2008. – Vol.74. – №3–4. – P.253–270.
14. Ескенази Г. Геохимия на торий и уран в български възлища // Годишник на Софийски университет «Св. Климент Орхидски». Геолого-географски факултет. Кн.1. – Геоология. 1992. – Т.1. – С.43–70.
15. Finkelman R.B. Modes of occurrence of trace elements in coal // *U.S. Geol. Surv. Open-File Rep.* 1981. – №81–99. – 322 p.
16. Finkelman R.B., Palmer C.A., Krasnow M.R. et. al. Combustion and leaching behaviour of elements in the Argonne Premium coal samples // *Energy Fuels*. 1990. – V.4. – №6. – P.755–767.
17. Finkelman, R.B. Trace and minor elements in coal. Organic geochemistry. Chapter 28. M.H. Engel, S.A. Masco (Eds). N.Y., 1993. – P.593–607.
18. Finkelman R.B. Modes of occurrence of environmentally – sensitive trace elements in coal // *Environmental aspects of trace elements in coal*. Eds. Swaine D.J.; Goodarzi F. – Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 1995. – P.24–50.
19. Queral X, Fernandez-Turiel J.L., Lopez-Soler A. Trace elements in coal and their behavior during combustion in a large power station // *Fuel*. 1995. – V.74. – №3. – P.331–343.
20. Radmacher W, Mohrhauer P. Die direkte Bestimmung des Mineralstoff – gehalt von steinkohlen // *Brennstoff – Chemie*, 1955. – V.36. – №15–16. – P.236–239.
21. Swine D.J. Trace elements in coal. – London: Butterworths & Co, 1990. – 278 p.
22. Vassilev S.V., Eskenszky G.M., Tarassov M.P., Dimov V.I. Mineralogy and geochemistry of a vitrain lens with unique trace element content from Vuche Pole coal deposit, Bulgaria // *Geologica Balcanica*. 1995. – V.25. – №3–4. – P.111–124.

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ УРАНА В ОЗЕРНЫХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РАЗНОГО ТИПА. БАЙКАЛЬСКИЙ РЕГИОН

Ю.С. Восель, В.Д. Страховенко, И.В. Макарова

Институт Геологии и Минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, vosel@yandex.ru

FORMS OF URANIUM OCCURRENCE IN VARIOUS TYPES LAKE SEDIMENTS. THE BAIKAL REGION

Y.S. Vosel, V.D. Strakhovenko, I.V. Makarova

Sobolev Institute of Geology and Mineralogy Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, vosel@yandex.ru

Abstract. Our work was aimed at studying the uranium distribution in sediments of freshwater and saline lakes in the Baikal region. The sediments of these lakes can be divided into two types: organogenic and carbonate with different percentage of terrigenous component. The specific task of our research was the clarification of the geochemical processes responsible for accumulation of U isotopes in different fractions of bottom sediments. To do this, the separation of sediments and soils to lithogenic and autogenous fraction by sequential extraction based on the method of Tessier was done. According to our research, uranium accumulates in lake sediments mainly through chemogenic processes, but the forms may be different. This may be related to or adsorbed from with oxides and hydroxides, organic, amorphous silicates or isomorphic impurities in carbonates. In addition, during the diagenetic processes in some lakes in the oxidation of organic matter uranium can be accumulated through the precipitation of insoluble oxides.

Открытие, что в океане уран накапливается более высокими темпами в осадках с восстановительной средой чем с окислительной, вызвало значительный научный интерес в надежде его использования в качестве летописца прошлых экологических изменений на планете [7, 11]. Наиболее часто встречающееся объяснение накопления аутигенного U в осадках с восстановительной средой – это снижение степени его окисления с помощью бактерий от U (VI), который существует в виде растворимого комплекса карбоната уранила в морской воде богатой кислородом, до менее растворимого U (IV) в окислительно-восстановительных условиях донных осадков, достаточных для восстановления Fe (III) или SO₄. Причем в диагенетической последовательности восстановление урана начинается

только после полного восстановления Fe(III) до Fe(II) [6]. Предполагается, что уран поступает в более глубокие горизонты осадка путем миграции по поровым водам растворенного в океанической воде карбонатного комплекса уранила [8].

Тем не менее, использование U как палеоокеанографического трассера по-прежнему затруднено отсутствием прямого доказательства справедливости описанного механизма фиксации U в донных отложениях [8, 3]. Как и для других элементов, чувствительных к окислительно-восстановительным условиям, знание водной геохимии урана вытекает в основном из исследования океанической среды. Можно предположить, однако, что для всех водоемов механизм накопления урана в осадке должен быть

подобным. Недавно были проведены достаточно подробные исследования расположенных в Канаде малых озер с органомным осадком. Однако прямых доказательств восстановления урана с образованием в осадках его мало-растворимых оксидов получить не удалось и необходимы дальнейшие исследования этой проблемы [3].

Наша работа направлена на изучение распределения урана в донных осадках пресных и соленых озер Байкальского региона. Осадки этих озер можно разделить на два типа: органомные и карбонатные с тем или иным процентом терригенной составляющей. Конкретной целью

нашей работы было прояснение геохимических процессов, ответственных за накопление изотопов урана в различных фракциях донных осадков. Для этого проводилось разделение осадков и почв на литогенную и аутогенные фракции методом последовательного выщелачивания, основанном на методике Тесье [10].

Для этой работы были выбраны малые озера с разной минерализацией воды и разными способами питания водоемов (табл. 2). Всего было изучено семь озер, четыре из которых расположены в Приольхонье. Это засушливый регион с аридным климатом (средний уровень осадков 200

Таблица 1. Схема последовательного выщелачивания

Фракции	Реагенты	Разрушаемая фаза
I	1 MCH ₃ COONH ₄	Ионообменная
II	1 MCH ₃ COONH ₄ , HNO ₃ до pH 5	Карбонатная
III	0,1 MNH ₂ (OH)•HCl в 25 % CH ₃ COOH	оксидов и гидроксидов Fe и Mn
IV	H ₂ O ₂ + HNO ₃ до pH 1,5 (T=80 °C)	Органическая
V	0,1 MNaOH (T=80 °C)	аморфных силикатов
VI		не раствор. Остаток

Таблица 2. Основные физико-химические параметры проб воды изучаемых озер, концентрации в них урана и полученные отношения активностей его изотопов. В таблице даны концентрации урана в воде и отношения активностей его изотопов (²³⁴U/²³⁸U) с абсолютными неопределенностями их значений (в приведенных интервалах с вероятностью P=0,95 находятся истинные значения величин)

	pH	HCO ₃ ⁻ мг/л	SO ₄ ²⁻ мг/л	Cl ⁻ мг/л	Mg ²⁺ мг/л	Ca ²⁺ мг/л	Na ⁺ мг/л	K ⁺ мг/л	Сумм мг/л	U × 10 ⁻⁶ (г/л)	²³⁴ U/ ²³⁸ U
Намши-Нур	9,6	408	670	284	183	15	375	76	2000	35±3	1,75±0,09
Цаган-тырм	9,7	616	5154	7100	815	43	4650	751	19000	25±4	2,35±0,12
Мелкое	9,3	927	2265	548	554	23	497	185	5000	24±3	2,65±0,13
Придорож.	10,2	1504	4163	674	338	18	2747	369	9800	89±11	2,24±0,13
Аляты	8,3	170	24	17	17	31	10	8	280	1,3±0,3	1,66±0,27
Ордынское	7,6	378	316	48	83	58	81	14	980	6,7±1,2	2,36±0,21
Сказка	5,3	4,9	1,2	0,2	0,1	0,4	0,3	0,1	7,0	0,07±0,04	2,3±1,91
Очковое	5,6	3,4	0,9	0,2	0,2	0,6	0,2	0,1	5,6	0,13±0,05	2,4±0,74
Духовое	9,6	49	11	5	3	9,3	9,1	3,1	90	6±2	3,0±0,94

Таблица 3. Отношение активностей изотопов урана в разных фракциях донных осадков (усредненных по разрезу) изучаемых озер. В таблице даны отношения активностей изотопов урана (²³⁴U/²³⁸U) с абсолютными неопределенностями их значений (в приведенных интервалах с вероятностью P=0,95 находятся истинные значения величин)

Фракции	Намши-Нур	Цаган-тырм	Мелкое	Придорож.	Аляты	Ордынское	Сказка	Очковое	Духовое
I	1,79±0,10	2,54±0,25	2,62±0,03	2,47±0,06	2,34±0,66	2,13±0,34	2,09±1,53	3,57±3,05	1,45±0,08
II	1,81±0,15	2,68±0,08	2,59±0,04	2,80±0,12	2,03±0,18	2,32±0,18	1,63±0,80	2,00±0,46	1,56±0,21
III	1,83±0,09	2,80±0,22	2,39±0,22	2,28±0,26	2,13±0,60	2,32±0,18	1,13±0,63	1,59±0,38	1,54±0,10
IV	1,46±0,05	2,79±0,33	2,27±0,17	2,38±0,07	1,66±0,46	2,50±0,33	1,38±0,27	1,32±0,07	1,62±0,15
V	1,51±0,40	2,35±0,82	2,25±0,08	2,96±0,50	1,64±0,57	1,54±0,28	1,27±0,62	1,81±0,18	1,57±0,08
VI	0,99±0,04	1,95±0,31	1,70±0,08	1,12±0,06	1,00±0,11	0,94±0,13	1,13±0,28		1,01±0,14

мм/г). Данные озера (Намши-Нур, Цаган-Тырма, Мелкое, Придорожное) имеют тектоническое происхождение котловин и приурочены к структуре растяжения «пулл-апарт разрыв», дренирующей глубокие горизонты циркуляции подземных вод [2]. Осадки этих четырех озер относятся к карбонатному и терригенно-карбонатному типам. Два органических озера (Сказка, Очковое) ультрапресные, расположены в юго-восточной части побережья Байкала на западном склоне Хамар-Дабанского хребта. Климат этой местности гумидный, с очень высоким уровнем осадков до 1000 мм/г. Еще одно органическое озеро Духовое находится в центральной части восточного побережья Байкала. Последнее озеро – Аляты находится в пределах Иркутско-Черемховской впадины. Оно является пресным, слабопроточным, питается как грунтовыми, так и поверхностными водами и имеет речное происхождение. Осадки озера Аляты относятся к карбонатному типу.

Донные отложения опробованы на участке, исключая перемешивание в результате антропогенной деятельности. Полученные керны донных осадков и почв водосборных площадей были послойно разделены и высушены, после чего с помощью метода гамма-спектрометрии во всех образцах были определены естественные радионуклиды (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K). Проведен рентгенофазовый анализ на минеральное вещество, силикатный анализ, анализ усредненных проб на С-орг. С помощью рентгенофазового анализа донные отложения всех озер были разделены

на разные типы (карбонатный, терригенно-карбонатный и терригенный). Эти данные были подтверждены исследованием образцов донных осадков на электронном микроскопе. С помощью электронного микроскопа во многих озерах (Аляты, Духовое, Очковое, Сказка), было обнаружено достаточно много биогенного пирита, количество которого увеличивается с глубиной. В озере Цаган-Тырма пирита не было обнаружено, хотя при отборе проб чувствовался явный запах H_2S , что говорит о восстановительной обстановке в осадке. Отбор водных проб осуществлялся по стандартным методикам в летние месяцы. Непосредственно на месте измерялись неустойчивые физико-химические параметры воды (рН, Eh). Отбор водных проб осуществлялся по стандартным методикам в летние месяцы. Непосредственно на месте измерялись неустойчивые физико-химические параметры воды (рН, Eh). В пробах воды определяли основные анионы методом титрования и фотометрии, катионы методом атомной абсорбции.

Для понимания процессов накопления урана, были изучены формы его нахождения в донных отложениях. Эта задача решалась методом ступенчатого выщелачивания, разработанным на основе методики Тесье [10] (табл. 2).

После проведения необходимых экспериментов по адаптации методики последовательного выщелачивания было проведено выщелачивание усредненных разрезов донных осадков изучаемых озер. Ступенчатое выщелачивание усредненных разрезов почв их водосборных площа-

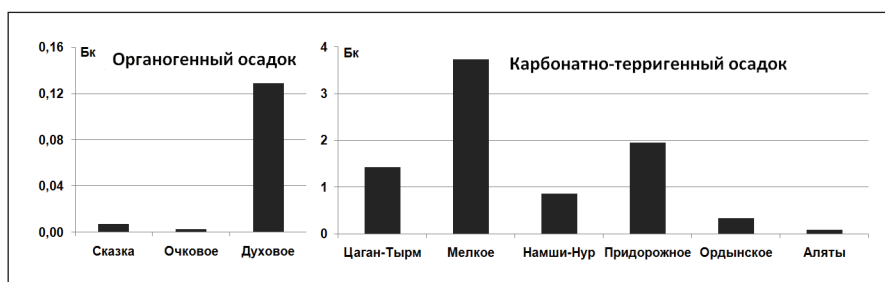


Рис. 1. Абсолютные содержания урана в обменной фракции донных отложений изучаемых озер

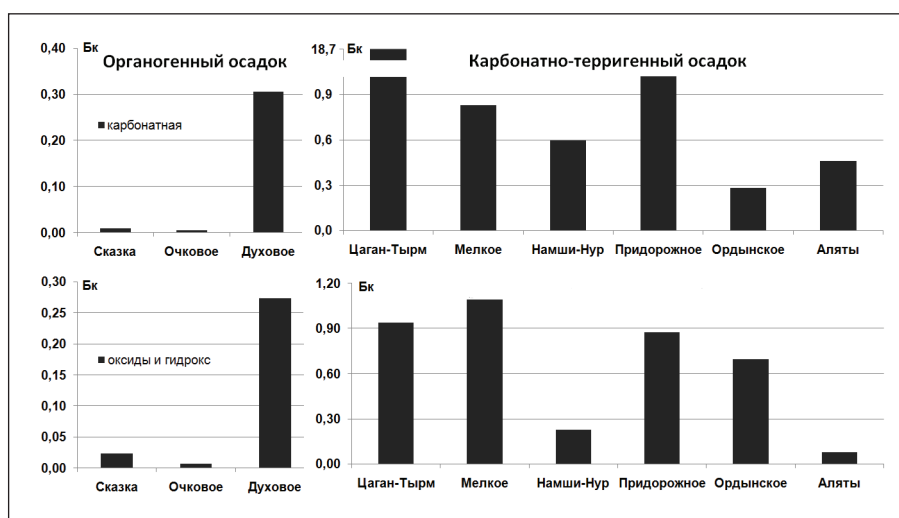


Рис. 2. Абсолютные содержания урана в карбонатной фракции и фракции оксидов и гидроксидов донных отложений изучаемых озер

дей проводилось по оригинальной методике.

Все пробы воды и растворы, получившиеся после ступенчатого выщелачивания, и нерастворимый осадок проходили соответствующую химическую пробоподготовку, и далее методом альфа-спектрометрии в этих пробах проводилось измерение содержаний изотопов ^{238}U и ^{234}U .

Содержания урана в воде изучаемых озер варьирует в достаточно больших пределах. Повышенные значения концентраций урана наблюдаются в озерах Приольхонья, питающихся грунтовыми водами и имеющими тектоническое происхождение котловин. Пресные, проточные, а также ультрапресные озера имеют низкие концентрации урана (табл. 2).

Как видно из таблицы 3 отношение активностей изотопов урана во всех аутогенных фракциях больше единицы, что закономерно, поскольку накопление урана в этих фракциях происходит в результате выпадения урана из раствора. Во фракции нерастворимого остатка изотопное отношение близко к единице, за исключением нескольких озер (табл. 3).

В обменную фракцию практически во всех осадках входит относительно небольшое количество урана в сравнении с его общим содержанием в пробе. Отдельно можно отметить, что озера Приольхонья отличаются до-

статочно высокими абсолютными значениями по урану в этой фракции. Это можно объяснить присутствием в осадке большого количества легко растворимого соединения $\text{Na}_4[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]$, выпадающего в осадок при высушивании проб и выходящего в раствор на первой стадии выщелачивания. Соответственно, чем выше концентрация урана в озерной воде, тем будут выше значения по урану в обменной фракции (рис. 1), (табл. 2).

Уран в карбонатной фракции наследуется от содержания урана в воде, из которой осаждались эти карбонаты и от их количества. Ярким доказательством этого утверждения являются озера Цаган-Тырма и Аляты. Эти два озера имеют близкие содержания карбонатного вещества в осадках (50 % и 70 % соответственно), но абсолютно разные концентрации урана в воде, что и приводит к абсолютно разным его содержаниям в карбонатной фракции. Уран в карбонатах может находиться в виде изоморфных примесей уранила в кальците, поскольку радиусы иона Ca^{2+} и UO_2^{2+} близки друг к другу [5]. В случае с фракцией оксидов и гидроксидов картина похожая. Чем больше содержания урана в воде, тем больше его в этой фракции. В случае оксидов и гидроксидов речь скорее всего идет об адсорбции уранила на слабых и сильных связывающих местах на поверхности оксидов Fe и Mn [3] (рис. 2).

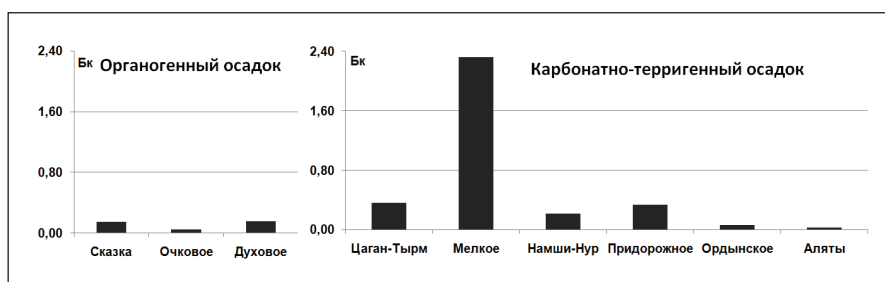


Рис. 3. Абсолютные содержания урана во фракции органики донных отложений изучаемых озер

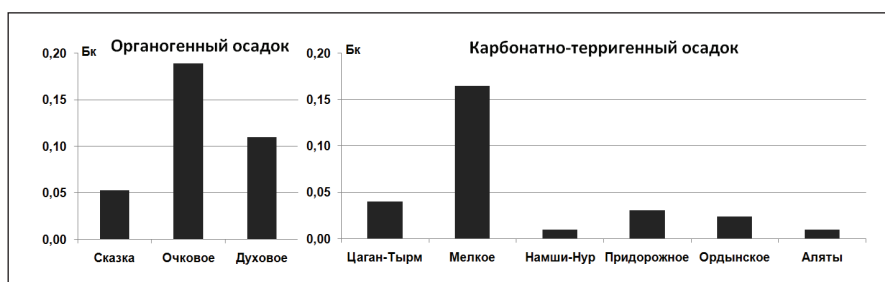


Рис. 4. Абсолютные содержания урана во фракции аморфных силикатов донных отложений изучаемых озер

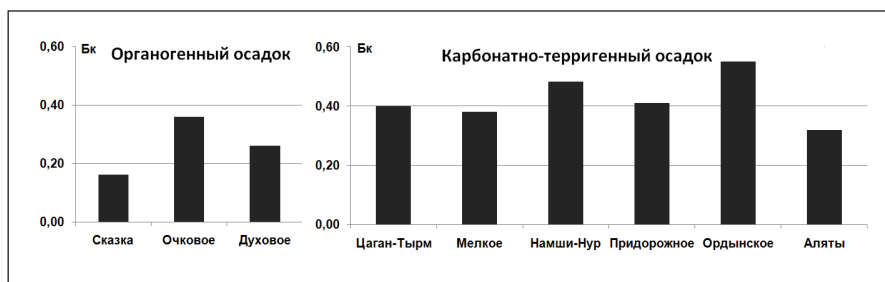


Рис. 5. Абсолютные содержания урана во фракции нерастворимого остатка донных отложений изучаемых озер

Во фракции органики содержание урана во всех озерах примерно одинаковое, вне зависимости от содержания урана в воде озер. Это можно объяснить тем, что в органических озерах сорбционная поверхность органики значительно выше, чем в карбонатных озерах с небольшим количеством органического вещества, но с большой концентрацией урана в воде (рис. 3).

Что касается фракции аморфных силикатов, то абсолютные значения содержания урана в этой фракции очень низкие, зачастую на пределе чувствительности метода измерения (Рис. 4). Особенно это заметно в озерах с карбонатным типом осадконакопления. Это происходит из-за того, что щелочная среда не благоприятна для осаждения аморфных силикатов, они могут оставаться в растворе [4], и в случае проточности озера могут удаляться из озерной воды, не выпадая в осадок. Однако, еще одним источником могут быть диатомовые водоросли, которые в больших количествах присутствуют в донных отложениях органических озер, но могут присутствовать и в озерах с карбонатным осадком (как, например, в озере Цаган-Тырма [1]). Кроме того, ультрапресные озера Очковое и Сказка имеют кислые pH (табл. 2), и соответственно в них могут создаваться благоприятные условия для формирования аморфных силикатов.

Что касается нерастворимых остатков, то абсолютное содержание урана в этой фракции примерно одинаково во

всех озерах (рис. 5). Согласно рентгенофазовому анализу доля терригенной фракции в осадках изучаемых озер тоже примерно одинакова. Это указывает на то, что уран, находящийся в этой фракции, относится к терригенной составляющей осадка. Однако, утверждать это с полной уверенностью можно только в случае, если отношения активностей изотопов урана в них равно единице. Это условие в большинстве озер соблюдается, но в некоторых озерах (Цаган-Тырма, Мелкое) изотопное отношение выше единицы. Это можно объяснить либо захватом урана из раствора глинистыми минералами [9] либо образованием в осадке UO_2 . Оксид урана – малореакционноспособное соединение, которое растворяется только при разложении нерастворимого остатка.

Как показали наши исследования, уран накапливается в озерных осадках главным образом хемогенным путем, однако формы его нахождения могут быть различны. Это могут быть связанные или сорбированные формы с оксидами и гидроксидами, органикой, аморфными силикатами либо изоморфные примеси в карбонатах. Кроме того во время диагенеза в некоторых озерах при окислении органики возможно происходит накопление урана в виде его малорастворимых оксидов.

Работа выполнена при финансовой поддержке проектов РФФИ №12-05-31087 мол_а, 12-05-31083 мол_а и №13-05-341 а.

Литература

1. Скляров Е.В., Солотчина Э.П., Вологина Е.Г., Игнатова Н.В., Изох О.П., Кулагина Н.В., Склярова О.А., Солотчин П.А., Столповская В.Н., Ухова Н.Н., Федоровский В.С., Хлыстов О.М. Детальная летопись климата голоцена из карбонатного разреза соленого озера Цаган-тырма (Западное Прибайкалье). *Геология и геофизика*, 2010. – №3. – С.303–328.
2. Склярова О.А., Скляров Е.В., Федоровский В.С. Структурно-геологический локализации и состава вод и родников Приольхонья. *Геология и Геофизика*. 2002. – №8. – С.732–745.
3. Chappaz A., Gobeil C., Tessier A. Controls on uranium distribution in lake sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 2010. – V.74. – P.203–214.
4. Dreissig I., Weiss S., Hennig C., Bernhard G., Zanker H. Formation of uranium(IV)-silica colloids at near-neutral pH. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 2011. – V.75. – P.352–367.
5. Gaona X., Kulik D. A., Mace N., Wieland E. Aqueous–solid solution thermodynamic model of U(VI) uptake in C–S–H phases. *Applied Geochemistry*, 2012. – V.27. – P.81–95.
6. Klinkhammer G.P. and Palmer M.R. Uranium in the oceans: where it goes and why. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1991. – V.55. – P.1799–1806.
7. Mangini A., Jung M. and Lauenmann S. What do we learn from peaks of uranium and of manganese in deep sea sediments? *Mar. Geol.* 2001. – V.177. – P.63–78.
8. McManus J., Berelson W.M., Severmann S., Poulson R.L., Hammond D.E., Klinkhammer G.P. and Holm C. Molybdenum and uranium geochemistry in continental margin sediments: paleoproxy potential. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2006. – V.70. – P.4643–4662.
9. Payne T.E., Davis J.A., Lumpkin G.R., Chisari R., Waite T.D. Surface complexation model of uranyl sorption on Georgia kaolinite. *Appl. Clay Sci.* 2004. – V.26. – P.151–162.
10. Tessier A., Campbell P., Bisson M. Sequential extraction procedure after the speciation of particulate trace metals // *Anal. Chem.* 1979. – V.51. – P.884–851.
11. Tribouillard N., Algeo T.J., Lyons T. and Riboulleau A. Trace metals as paleoredox and paleoproductivity proxies: an update. *Chem. Geol.* 2006. – V.232. – P.12–32.

О ПРОБЛЕМАХ АНАЛИТИЧЕСКОГО ЦИКЛА ПРИ РАДИАЦИОННОЙ ОЦЕНКЕ ПОЧВ

В.А. Габлин, Л.Ф. Вербова, Т.И. Парамонова
 ГУП МосНПО «Радон», Москва Россия, vgablin@gmail.com

ANALYTICAL CYCLE PROBLEMS IN THE RADIATION ASSESSMENT OF SOILS

V.A. Gablin, L.F. Verbova, T.I. Paramonova
 SIA «Radon», 2/14, 7th Rostovsky Lane, 119121, Moscow, vgablin@gmail.com

Abstract. Accuracy of the radiation metering and validity of soil radioactivity regulations as requirements of reliable soil radiation assessment are noted. The approach to fulfillment of both requirements is based on the established fact of the soil radiation heterogeneity. The advantages of this approach in comparison with the others are shown.

Введение

Радиационная оценка любого природного объекта, в т.ч. почвы – это суждение о радиационном состоянии объекта, основанное на сравнении измеренной его радиоактивности с установленными нормативными (допустимыми) значениями, контрольными или граничными уровнями. Отсюда следует, что радиационная оценка является достоверной при выполнении двух условий: а) правильность выполнения измерений и б) обоснованность нормативов.

На практике эти условия не выполняются: радиационные измерения в общем случае не обеспечивают получения достоверных результатов, поскольку выполняются без учета гетерогенности почв [12], а радиоактивность почвы федеральными документами не нормируется [15].

Вклад природных источников излучения в суммарную дозу облучения человека по данным авторов достигает 85 % [22]. С прекращением ядерных испытаний в атмосфере вклад радионуклидов в составе глобальных выпадений в общую дозу облучения является незначительным [21], и радиоактивность приземного слоя атмосферы определяется в основном содержанием радона и торона, которые поступают в воздух путем эксгаляции из почвы, а также продуктами их распада, насыщающими воздух при переносе с пылью ветровыми потоками [13, 25]. Учитывая, что в балансе облучения от природных источников почва и воздух составляют в сумме 69–75 % [3, 20, 25], вклад почвы в формирование эффективной дозы за счет внешнего и внутреннего облучения человека можно считать превышающим 60 %.

Изложенное убеждает в актуальности разработки любых аргументированных подходов к радиационной оценке и радиационному нормированию почв. Разработка приобретает дополнительную важность в связи с принятием Федерального закона №190-ФЗ, где выделяется категория очень низкоактивных радиоактивных отходов, а также в свете дискуссионности характера воздействия облучения в малых дозах, которому подвергается большинство населения.

Один из таких подходов разработан на примере почв г. Москва.

Радиационные измерения и критерии радиационной оценки

Подход основан на установленном факте радиационной гетерогенности (неоднородности) почв, т.е. различия

уровней радиоактивности компонентов почвы, в простейшем случае – ее песчаной, глинистой и органической составляющих [5].

Под корректным радиационным измерением почвы понимается измерение, результат которого максимально точно характеризует радиационное состояние почвы на момент отбора ее пробы. Это измерение представительно-го счетного образца, в котором доли радиационно различающихся компонентов соответствуют таковым в отобранной пробе – пропорционального образца [4]. Для этого подготовка к измерениям должна предусматривать операции по определению компонентного состава почвы и исключать операции, могущие вызывать трансформации [6, 16].

Одной из характерных причин трансформации свойств почвы является ее тонкое измельчение при подготовке к радиометрическим измерениям для гомогенизации материала, которая обеспечивает воспроизводимость измерений.

Результаты радиометрических измерений представительного и трех гомогенных счетных образцов, приготовленных из одной пробы (табл. 1), показывают, что отклики радиометра значимо различаются (выделено). Принципиально важным является тот факт, что радиационная оценка, выполненная по результатам измерений гомогенизированной пробы, является в общем случае смещенной.

Возникает вопрос: стоит ли вводить в аналитический цикл дополнительные операции ради повышения достоверности результатов радиометрических – качественных измерений? Ведь измеряемые величины являются не физическими, а оценочными [24], а эти операции не влияют на результаты измерений, выполненных количественным гамма-спектрометрическим методом.

В защиту собственно радиометрических измерений говорит следующее:

1. Радиометрические измерения являются оценочными в смысле их отличия от количественных, но именно по ним дается предварительная радиационная оценка.
2. Использование радиометрических методов в радиоэкологическом мониторинге восходит к практике Гидрометслужбы СССР, когда в 1950-х годах начала создаваться база данных, основанная преимущественно на радиометрических измерениях. До сих пор некоторые аккредитованные лаборатории радиационного контроля оснащены лишь радиоме-

Таблица 1. Удельная суммарная активность альфа- ($\Sigma\alpha$) и бета-излучающих ($\Sigma\beta$) радионуклидов в пробах московских почв, подготовленных к измерениям с учетом (А) и без учета (Б) радиационной гетерогенности

Способ подготовки	Удельная активность проб почвы, Бк/кг							
	проба Л-1-5		проба Л-4-5		проба Л-11-5		проба С-10-5	
	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$
А	460±120	390±40	260±80	610±60	340±100	540±50	380±110	370±40
Б 1	380±110	190±30	250±80	210±30	310±90	320±40	130±40	200±30
Б 2	310±90	220±30	130±40	190±30	380±110	230±30	190±60	170±20
Б 3	310±90	210±30	250±80	230±30	250±80	210±30	190±60	210±30

трическими установками, но эта практика позволяет проследить динамику изменения радиационной ситуации за многолетний период.

- Повышенные значения $\Sigma\beta$ нередко обусловлены чистыми бета-излучателями ^{90}Sr , а также ^{210}Bi , образующимся при распаде изотопа ^{210}Pb , который не регистрируется гамма-спектрометрическим методом. Между тем, ^{210}Pb , который существует в почве как радионуклид ряда ^{238}U и дополнительно поступает в нее с атмосферными осадками, относится к группе А радиационной опасности. К этой же группе относится ^{210}Po – чистый альфа-излучатель, продукт распада находящегося в почве ^{222}Rn .
- В настоящее время использование только гамма-спектрометрических методов не является достаточным для радиационной оценки природных объектов [1, 23].
- Ведущие производители аппаратуры для радиационных измерений – фирмы CANBERRA и BERTHOLD – продолжают разработку и выпуск новых моделей низкофоновых альфа-бета-счетчиков.
- Величины удельной суммарной активности бета-излучателей могут нормироваться на региональном уровне [15].

В пользу операций по определению компонентного состава говорит следующее:

- Независимо от ограничений того или иного метода измерений не следует пренебрегать малейшей возможностью повышения достоверности их результатов. Поэтому главной задачей аналитического цикла является обеспечение максимальной представительности счетного образца.
- Вследствие высокой проникающей способности гамма-излучения достоверность результатов гамма-спектрометрических измерений пропорционального счетного образца, как уже указывалось, не повышается. Однако достоверный результат измерения не является достаточным условием достоверной радиационной оценки.

При абсолютной однородности почв региона их радиационную оценку можно выполнить, измерив единственную пробу, отобранную в любой его точке. Однако на практике пробы отбираются по сети, т.е. априорно предполагается, что почвы региона характеризуются изменчивостью. Между тем связь радиоактивности почв с изменчивостью их состава при интерпретации результатов массовых из-

мерений не учитывается [8].

Напомним, что одно из условий радиационной оценки – обоснованность нормативных значений. В федеральном документе [19] они представлены мощностью дозы и удельной активностью. При радиационной оценке почвы контролируются удельная суммарная активность альфа- и бета-излучающих радионуклидов и удельные активности отдельных радионуклидов (^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th и др.). Существует ряд способов расчета дозы по активности, однако результаты этих расчетов различаются в зависимости от используемых методик, что заставляет авторов оперировать единицами удельной активности, которая является базовой (измеренной) величиной. В этом случае критерием оценки является основание для отнесения пробы по результату ее измерения к фоновой или аномальной.

До недавнего времени применялось три подхода к радиационной оценке почв. Оценка по мощности дозы гамма-излучения не учитывает чистые альфа- и бета-излучатели (см. выше). Величина эффективной удельной активности $A_{\text{эфф}}$ нормирует радиоактивность строительных материалов при условии радиоактивного равновесия в рядах ^{238}U и ^{232}Th , которое обычно не соблюдается [26]; кроме того, корректное использование этого параметра возможно лишь на участках, не затронутых техногенными изменениями [2]. Оценка по уровням активности, соответствующим радиоактивным отходам, является недопустимо огрубленной.

В настоящее время используют три критерия радиационной оценки:

- Проба считается аномальной, если измеренное значение ее радиационного параметра статистически достоверно превышает верхний предел природного фона или в два-три раза превышает типичные значения среднего фона [24].
- В работе по методикам радиационного контроля этим критерием является превышение суммы среднего значения и удвоенного [18] среднеквадратичного отклонения σ (СКО).
- Контрольные уровни (КУ), гарантирующие непревышение основных пределов доз [15]. В ряде последних работ предлагаются КУ, рассчитанные как сумма среднего фонового содержания радионуклида и удвоенного СКО [14, 17].

Принципиальным недостатком этих критериев является игнорирование гетерогенности состава почвы. Их некорректность установлена [11] и состоит в том, что одно и то

же измеренное значение радиационного параметра может характеризовать и аномальную, и фоновую пробу почвы в зависимости от ее состава.

Предлагаемый критерий радиационной оценки почв – фоновая радиоактивность – расчетная величина, учитывающая их состав и радиогеохимические особенности региона [7]. Ее расчет основан на данных о составе почв [10]. Нормированию подлежит величина превышения измеренной активности над фоновой [9].

Можно сравнить критерии радиационной оценки почв, сопоставив варианты интерпретации результатов измерений 134 сетевых проб, отобранных в г. Москва.

Интерпретация результатов по критерию суммы средней активности и двух СКО выявила 16 проб, аномальных (выделено) по всем контролируемым параметрам за исключением $\Sigma\alpha$ (табл. 2). Использование в качестве критерия КУ позволяет отнести к аномальным (выделено) 6 проб: одну по параметру ^{137}Cs и пять по параметру ^{232}Th (табл. 3). В соответствии с разработанным подходом все пробы являются фоновыми: аномальными по параметрам ^{137}Cs и ^{232}Th являются значения удельной активности, превышающие 22 Бк/кг и 65 Бк/кг, соответственно.

Два первых варианта – это пример смещенной (завышенной) оценки радиационной опасности. К смещению привело игнорирование факта неравномерного распределения радионуклидов в почве.

Таким образом, комплекс требований к аналитическому циклу радиэкологического мониторинга, обеспечивающих достоверную радиационную оценку почв, включает: а) сохранение представительности посредством исключения операций, влияющих на определяемые параметры; б) повышение представительности посредством разделения пробы на радиационно различающиеся компоненты и подготовки к измерениям пропорционального счетного образца.

Критерием радиационной оценки почв можно считать фоновую радиоактивность, рассчитываемую с учетом компонентного состава почв.

Заключение

Доказано, что условиями достоверной радиационной оценки почв являются правильная организация аналитического цикла, предусматривающая определение вещественного состава почв, и критерий радиационной оценки, учитывающий гетерогенность состава почв и радиогеохимические особенности региона.

Подход к радиационной оценке почв разработан на примере Московского мегаполиса, который характеризу-

Таблица 2. Удельная активность проб почвы по отношению к критерию суммы средней активности и двух СКО

№№ проб	Удельная активность, Бк/кг					
	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$
0202	4,9	570	27,4	40,5	499	395
0207	< МДА*	597	24,6	42,6	687	496
0309	6,7	514	20,8	35,9	936	963
0508	16,8	550	21,3	38,1	687	1 017
0509	6,1	504	23,0	40,2	811	908
0710	17,2	415	15,6	23,5	562	600
0712	17,0	344	13,4	18,6	437	590
1114	17,3	290	12,4	13,2	312	506
1213	16,8	271	13,4	13,1	687	501
1310	9,6	628	29,1	43,2	375	625
1311	16,6	370	21,4	20,5	437	447
1315	19,4	263	8,1	12,4	624	491
1514	< МДА*	575	21,3	48,0	499	418
1610	10,8	525	26,0	46,0	562	447
1611	20,4	529	22,7	37,0	562	556
1909	4,8	614	26,8	42,1	499	640
$\bar{A}$	6,9	373	15,4	21,8	613,0	463,2
Σ	4,7	104	5,2	10,0	611,2	197,6
$\bar{A} + 2\sigma$	16,4	581	25,9	41,8	1835,4	858,4

Примечание: * – здесь и далее – минимальная детектируемая активность.

Таблица 3. Удельная активность проб почвы по отношению к критерию КУ

№№ проб	Удельная активность, Бк/кг					
	^{137}Cs	^{40}K	^{226}Ra	^{232}Th	$\Sigma\alpha$	$\Sigma\beta$
0207	< МДА	597	24,6	42,6	687	496
1310	9,6	628	29,1	43,2	375	625
1514	< МДА	575	21,3	48,0	499	418
1610	10,8	525	26,0	46,0	562	447
1611	20,4	529	22,7	37,0	562	556
1909	4,8	614	26,8	42,1	499	640
КУ	20	800	30	40	не рассчитывались	1 200

ется неоднородностью ландшафта и насыщенностью народнохозяйственными объектами различного назначения. Есть основания полагать, что задачи радиационной оценки, решаемые на такой площади, могут быть решены и на других, более однородных в ландшафтном и радиационном отношении территориях.

Литература

1. 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и проблемы преодоления ее последствий в России. Российский нацио-

нальный доклад / Под общей редакцией С.К. Шойгу и Л.А. Большова. – М.: 2006. – 92 с.

2. Бахур А.Е. Научно-методические основы радиозоологической оценки геологической среды. Автореферат дисс. ... д. г.-м. н. – М.: ФГУП «ВИМС». 2008. – 46 с.
3. Василенко О.И. Радиационная экология. – М.: Медицина, 2004. – 216 с.
4. Габлин В.А. Оптимизация подготовки проб грунтов, почв и донных отложений к измерениям радиационных параметров // Известия вузов, Геология и разведка. 2007. – №1. – С.45–50.
5. Габлин В.А. О радиационных параметрах компонентов почв, грунтов и донных отложений // Известия вузов, Геология и разведка. 2008. – №1. – С.57–61.
6. Габлин В.А. О требованиях к пробоподготовке в радиомониторинге. // Труды XI Международного экологического симпозиума «Урал атомный, Урал промышленный». ИПЭ УрО РАН. – Екатеринбург, 2005. – С.22–24.
7. Габлин В.А. Оценка радиационного состояния почвы на урбанизированных территориях. // Генезис, география, классификация почв и оценка почвенных ресурсов: материалы науч. конф., посвящ. 150-летию со дня рождения Н.М. Сибирцева (14–16 сент. 2010 г.): VIII Сибирцев. чтения. – Архангельск: КИРА, 2010. – С.302–306.
8. Габлин В.А. Состав проб грунтов, почв и донных отложений и достоверный прогноз радиационной ситуации на урбанизированных территориях. // Экология урбанизированных территорий. 2007. – №4. – С.95–101.
9. Габлин В.А. Состав проб грунтов, почв и донных отложений и оценка вклада техногенной составляющей в радиоактивность урбанизированных территорий // Экология урбанизированных территорий. 2008. – №1. – С.87–96.
10. Габлин В.А., Вербова Л.Ф., Соболев А.И., Парамонова Т.И. Состав почв как средство определения радиационного фона и элемент базы данных // Известия вузов, Геология и разведка. 2004. – №4. – С.61–67.
11. Габлин В.А., Габриелян С.В., Митронова Ю.Н. К вопросу о нормировании радиоактивности почв / Современное состояние и перспективы ведения лесного хозяйства на загрязненных радионуклидами землях: материалы международной научно-практической конференции, Гомель, 26–28 апреля 2011 г. – Институт леса НАН Беларуси, 2011. – С.173–177.
12. Габлин В.А., Парамонова Т.И., Вербова Л.Ф., и др. Состав почв и вопросы радиационного нормирования // Известия вузов, Геология и разведка, 2010. – №6. – С.62–67.
13. Игнатов П.А., Верчеба А.А. Радиогеоэкология и проблемы радиационной безопасности: Учеб. Для студ. Высш. Уче. Заведений. – Волгоград: Издательский Дом «Ин-Фолио», 2010. – 256 с.
14. Ключкова Н.В. Комплексная радиационно-гигиеническая оценка качества подземных вод Московского региона. Автореферат дисс. на соискание ученой степени к.б.н. – М., 2011. – 26 с.
15. Контрольные уровни обеспечения радиозоологической безопасности населения города Москвы (Руководящий документ). – М., 2008. – 20 с.
16. Кузьмин Н.М. Пробоподготовка при анализе объектов окружающей среды // ЖАХ, 1996. – Т.51. – №2. – С.202–210.
17. Линецкий Е.С., Лащенкова Т.Н. Фоновые радиозоологические показатели территории в зависимости от механического состава почвы. // Молодежь ЯТЦ: наука, производство, экологическая безопасность. Мат. отраслевой научно-практической конф. молодых специалистов и аспирантов, 15–19 ноября 2010 г. – Северск: Изд. «СТИ» НИЯУ МИФИ, 2010. – С.205–208.
18. Методики радиационного контроля. Общие требования. МИ 2453-2000. ГНМЦ ВНИИФТРИ. Менделеево. 2000. – 22 с.
19. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009): Санитарно-эпидемиологические правила и нормативы. – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009. – 100 с.
20. Павлов И.В. Приоритетные задачи в области радиационной защиты населения. // АНРИ, 1999. – №1. – С.4–17.
21. Польский О.Г., Варшавский Ю.В., Вербов В.В., Коренков И.П. и др. Система обеспечения радиационной безопасности населения Московского мегаполиса // Медицина труда и промышленная экология. 2006. – №2. – С.4–11.
22. Радиационно-гигиенический паспорт территории г. Москвы за 2009 год. – М.: ГУП МосНПО «Радон», 2010. – 7 с.
23. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в геосферных оболочках // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II Междунар. Конф., Томск, 18–22 октября 2004 г. – Томск.: Изд-во «Тандем-Арт». 2004. – С.498–505.
24. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / Под ред. И.А. Соболева, Е.Н. Беляева. – М.: Медицина, 2002. – 432 с.
25. Сивинцев Ю.В. Естественный радиационный фон // Атомная энергия. 1988. – Т.64. – вып.1. – С.46–66.
26. Титаева Н.А. Геохимия природных рядов распада и проблема радиоактивного равновесия. Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II Междунар. Конф., Томск, 18–22 октября 2004 г. – Томск.: Изд-во «Тандем-Арт». 2004. – С.621–624.

ИЗМЕНЕНИЯ ЖИЛКОВАНИЯ ЛИСТЬЕВ ТРОСТНИКА ОБЫКНОВЕННОГО ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ИНКОРПОРИРОВАННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ

Д.Д. Ганжа¹, А.Б. Назаров³, В.Б. Рыбалка², Г.И. Петелин²

¹ГСП «Централизованное предприятие по обращению с радиоактивными отходами»

²Институт проблем безопасности атомных электростанций НАН Украины

³ГСП «Чернобыльский спецкомбинат»

CHANGES OF VENATION OF PHRAGMITES AUSTRALIS LEAVES, EXPOSED BY INCORPORATED RADIONUCLIDES

D.D. Ganzha¹, A.B. Nazarov³, V.B. Rybalka², G.I. Petelin²

¹State Specialized Enterprise "Centralized Enterprise for the Management of Radioactive Waste", Kirova Str. 52, UA-07270, Chornobyl, Ukraine, dmgan@rambler.ru

²Institute for safety problems of nuclear power plant of NASU

³State Specialized Enterprise «Chornobyl Spetscombinat», nazarov42t@rambler.ru

Abstract. The results of the morph metric and anatomical investigations of venation of *Phragmites australis* leaves, which have been collected within the Chernobyl NPP exclusion zone, and which were in conditions of chronic exposure by radiation are presented. For the investigation of leaves venation the photography method and electron microscopy one has been used. The fractal dimension of the corresponding images have been calculated. In the leaves a specific activity of ^{90}Sr и ^{137}Cs have been calculated as well. Comparison of the amount of radionuclides accumulation in *Phragmites australis* leaves with their venation shows the close interrelation of the parameters.

Одной из важнейших характеристик высших растений, имеющей эволюционное, систематическое и экологическое значение является жилкование листьев [4]. Результаты морфометрии жилкования листьев успешно применяются для оценки качества окружающей среды [3]. Однако, актуальной проблемой остается разработка надежно обоснованных и информативных методов морфометрии, которые с минимальными затратами позволяли бы давать надежную и экспрессную оценку состояния растительных организмов в зависимости от качества окружающей среды. Одним из инструментов радиоэкологического мониторинга является эврибионтный тростник обыкновенный (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud). Этот вид, являясь геофитом и гидрофитом одновременно, имеет циркумполярное распространение, встречается в засоленных и пресноводных экосистемах. Ранее нами была показана связь некоторых морфометрических параметров жилкования листьев тростника обыкновенного с радиационным загрязнением мест обитания растений [1]. Использованный метод страдает рядом недостатков, например, исследование проведено без сравнения с накоплением радионуклидов тростником; измерения проводили только в одном поперечном сечении листовой пластинки, увеличение числа испытываемых сечений ведет к значительному увеличению трудоемкости метода.

Цель данного исследования – оценка воздействия инкорпорированных ^{90}Sr и ^{137}Cs на жилкование листьев тростника обыкновенного методом измерения фрактальной геометрии изображений листьев на макроскопическом и микроскопическом уровне.

Исследования проведены в чернобыльской зоне отчуждения (ЧЗО) на протяжении 2009–2011 гг. В 2011 г. дважды – в конце мая и июня. Листья тростника отбирали в литоральной зоне водоемов – по одному с 30–50 стеблей в экосистемах 6-ти водоемов ЧЗО: в озерах – Азбучин, Глу-

бокое, Далекое, в Яновском затоне р. Припять, на р. Припять в г. Чернобыль, в пруде-охладителе Чернобыльской АЭС (рис. 1).

Из отобранных листьев тростника вырезали второй квартал листовой пластинки, от места прикрепления к стеблю (рис. 2). Вырезанный фрагмент сканировали с адаксиальной стороны в проходящем свете. Растровые черно-белые (1 бит) изображения (макроснимки) подвергали фрактальному анализу с использованием пакета прикладных программ ImageJ, версии 1.45s. Вычисление фрактальной размерности D проводили по 64-м областям увеличивающегося размера, необходимым для вписыва-

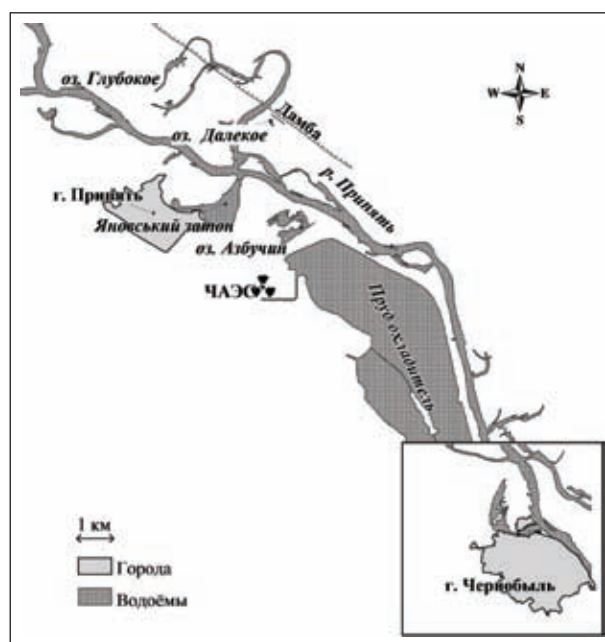


Рис. 1. Обзорная карта мест наблюдений



Рис. 2. Фрагмент листовой пластинки тростника обыкновенного, который используется для фрактального анализа жилкования

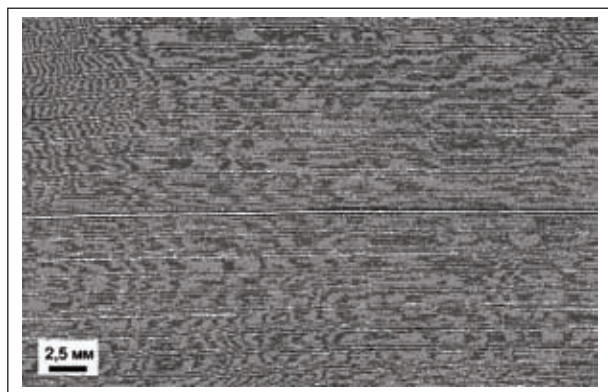


Рис. 3. Фрагмент макроснимка жилкования листа тростника обыкновенного, отобранного на оз. Глубокое, увеличение 1×4. Жилки изображены светлыми линиями. Хорошо видна центральная, жилки второго и третьего порядка

вания в них изображения. Рассчитанное значение D принимали за меру регулярности рисунка жилкования (самоподобия) отдельных листовых пластинок тростника. Для каждого места наблюдений вычисляли медианное значение D всех подвергнутых анализу изображений листьев тростника обыкновенного.

Из каждой совокупности листьев тростника, отобранных на отдельных пикетах, отбирали одну, оценочно среднюю по длине и ширине листовую пластинку, из среднего сечения которой, слева, на равном расстоянии между центральной жилкой и краем листа вырезали насечку для проведения микроскопии. Микроснимки выполнены на адаксиальной стороне листьев на сканирующем электронном микроскопе РЭМ-100У. Для графического анализа микроснимки были переведены в такой же формат, что и макроснимки листьев. На микроснимках, зарегистрированных в среде MarInfo Professional, рассчитывали ширину жилок листьев тростника.

В отобранных пробах определяли удельную активность ^{90}Sr (радиохимическим или бета-спектрометрическим методом с измерением на установке малого фона УМФ-2000 или спектрометре энергии бета-излучения СЭБ, соответственно) и ^{137}Cs (гамма-спектрометрически с использованием полупроводникового GeLi детектора).

Все измерения в пределах данного исследова-

ния проведены с суммарной относительной погрешностью, которая не превышала 30 %.

Проведенными наблюдениями установлены пределы значений исследуемых параметров листьев тростника за период с августа 2009 г. по июнь 2011 г. (табл. 1).

Накопление радионуклидов листьями тростника намного более варьирует, как по срокам, так и по местам наблюдения по сравнению со значением фрактальной размерности жилкования. Вариабельность по местам наблюдения обусловлена тем, что они проводились в весьма контрастных условиях радионуклидного загрязнения экосистем – от местного фона (р. Припять в г. Чернобыль) до самого загрязнённого в ЧЗО оз. Глубокое. В вариабельности значения $K_{\text{Sr/Cs}}$ вносит существенный вклад изменчивость погоды отдельных лет и аномально большая, по сравнению с другими водными экосистемами ЧЗО, концентрация ^{137}Cs в пруда-охладителя ЧАЭС. Исходя из этих обстоятельств, для сравнения с морфологическими параметрами жилкования листьев тростника использована суммарная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs . Особенностей сезонного накопления радионуклидов листьями тростника не обнаружено. Коэффициенты вариации концентрации и соотношения радионуклидов от места к месту – в 2–3 раза больше по сравнению с таковыми за весь период наблюдений. Значение коэффициентов вариации концентрации и соотношения радионуклидов за весь период составляет 39 % и 58 %, соответственно. Коэффициент вариации значения числа D , в отличие от концентрации радионуклидов, выше за весь период (3 %), по сравнению с таковой от места к месту (0,12 %–0,71 %).

Анализ полученных данных показывает снижение фрактальной размерности жилкования листьев к концу вегетационного периода. В августе, кроме того, наблюдается значительное увеличение вариабельности значения числа D (табл. 1). Такая тенденция связана с сезонными повреждениями листовых пластинок – дехромацией, появлением некротических пятен, повреждениями болезнями и т.д., которые наблюдаются ближе к осени. При этом, хотя и имеет место различие в абсолютных значениях числа D , рассчитанного за разные сроки вегетационного периода, их значения связаны между собой с коэффициентом корреляции 0,68.

Сравнение концентрации радионуклидов со значениями числа D , рассчитанными по макроснимкам жилкования

Таблица 1. Значение исследуемых параметров листьев тростника обыкновенного за период проведенных наблюдений на 6-ти водных экосистемах

Время наблюдений	D	V , %	$^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$, Бк/кг	V , %	$K_{\text{Sr/Cs}}$	V , %
Август 2009 г.	1,888	0,71	2 208	92	0,65	96
Август 2010 г.*	1,797	0,22	2 266	69	0,34	89
Май 2011 г.	1,952	0,16	1 701	113	0,31	80
Июнь 2011 г.	1,949	0,12	3 952	67	0,15	56

Примечание: * – фрактальная размерность за 2010 г. рассчитана по результатам микроскопии; $^{90}\text{Sr} + ^{137}\text{Cs}$ – суммарная удельная активность листьев; V – коэффициент вариации; $K_{\text{Sr/Cs}}$ – отношение концентрации ^{90}Sr к ^{137}Cs в листьях тростника.

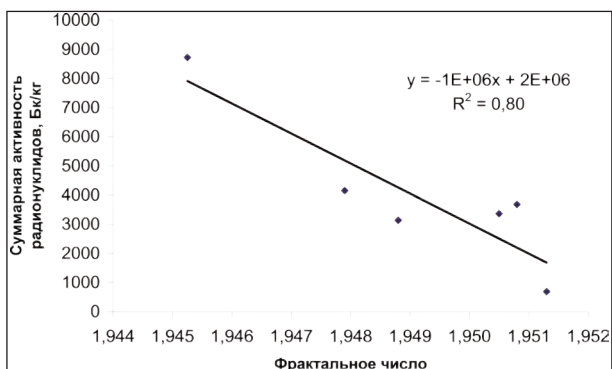


Рис. 4. Результаты анализа связи числа D , рассчитанного для макроснимков жилкования и суммарной концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в листьях тростника (июнь 2011 г.)

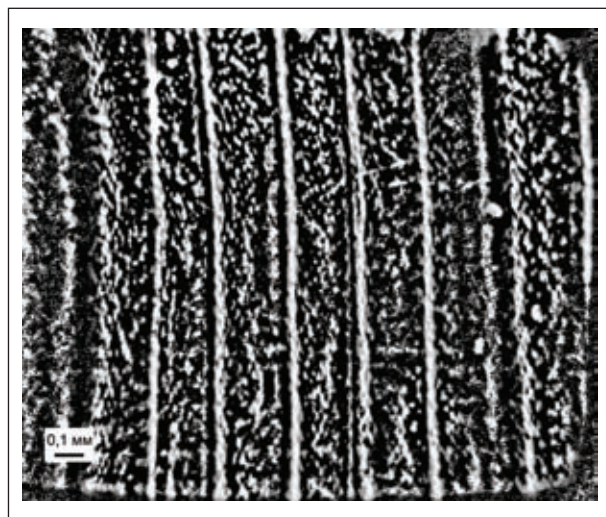


Рис. 5. Фрагмент микроснимка жилкования листа тростника обыкновенного, отобранного на оз. Глубокое, увеличение 1×100 . На снимке тёмными широкими полосами и светлыми мелкими пятнами отображены жилки и устьица, соответственно

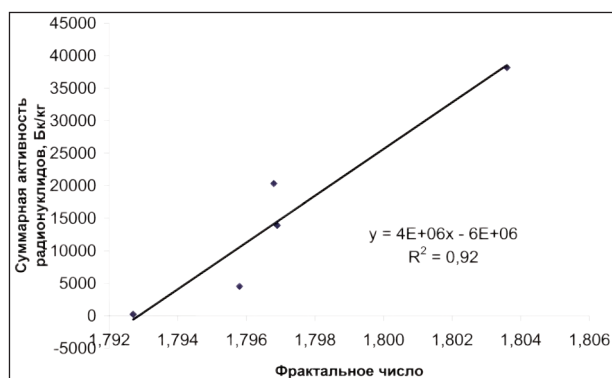


Рис. 6. Результаты анализа связи числа D , рассчитанного для микроснимков жилкования и суммарной концентрации ^{90}Sr и ^{137}Cs в листьях тростника

листьев тростника, проведено по трём срокам наблюдения (исключая 2010 г.). На макроснимках хорошо видно центральную жилку, жилки второго и третьего порядка (рис. 3). Различия в изображениях жилкования листьев, отобранных в различных местообитаниях, визуально не определяются, их можно установить только инструментально.

Корреляционный и регрессионный анализ концентрации радионуклидов, с одной стороны, и фрактальной размерности жилкования листьев тростника, с другой, показали, что между этими параметрами имеется тесная обратная связь которая описывается линейной регрессией (табл. 2). Графический пример статистического анализа взаимозависимости описываемых параметров приведен на рисунке 4.

Полученные результаты показывают, что уровень самоподобия изображений жилкования листьев тростника обыкновенного закономерно возрастает пропорционально увеличению концентрации инкорпорированных в листьях радионуклидов. Преимущественно это происходит под влиянием ^{90}Sr . Очевидно, что обнаруженная тенденция связана с анатомическими особенностями жилкования листьев. По микроснимкам, сделанным с листьев, собранных в местах наблюдений в 2010 г., были проведены измерения толщины жилок. Значение этого параметра имеет средней силы обратную зависимость ($R^2=0,60$) от суммарной активности инкорпорированных в листьях радионуклидов. Таким образом, можно считать, что реакцией на внутреннее облучение является формирование листьями более тонких, плотных и регулярно расположенных жилок.

Значительное влияние на фрактальность микроснимков листьев, кроме рисунка жилок, оказывают устьица и связанные с ними восковые выделения листьев, в большом количестве представленные на их адаксиальной стороне (рис. 5). Проведенный статистический анализ результатов исследования листьев показал, что существует тесная положительная связь между значениями фрактальных чисел микроизображений и суммарной активностью инкорпорированных радионуклидов (рис. 6).

Обнаружена обратная зависимость фрактальной размерности для микроснимков и макроснимков по отношению к суммарной активности радионуклидов. Это показывает, что на внутреннее облучение на морфологическом и анатомическом уровнях наблюдается реакция различных органов и тканей. Ранее нами было показано, что увеличение дозы внутреннего облучения листьев тростника ведёт к нарушению регулярности расположения устьиц [2], что и зафиксировано фрактальным анализом микроснимков листьев тростника (рис. 6). Другими словами, на микроуровне

Таблица 2. Результаты статистического анализа радиозкологических и морфометрических параметров листьев тростника обыкновенного

Время наблюдений	Уравнение регрессии	Коэффициент детерминации
Август 2009 г.	$y = -128\,237x + 244\,381$	0,71
Май 2011 г.	$y = -615\,736x + 1 \times 10^6$	0,85
Июнь 2011 г.	$y = -1 \times 10^6x + 2 \times 10^6$	0,80

на адаксиальной стороне листьев тростника их фрактальная геометрия в большей мере пребывает под влиянием размещения устьиц.

Результаты проведенных исследований показали влияние инкорпорированных в листьях тростника обыкновенного ^{90}Sr и ^{137}Cs на морфологию жилкования, как на макроскопическом, так и на микроскопическом уровне. Использованный для оценки нарушений жилкования ме-

тод измерения фрактальной геометрии листьев тростника обыкновенного позволяет давать интегральную оценку морфологии органов и тканей растения, как на макро-, так и на микроскопическом уровне. Установлена связь морфологической реакции растений и нарушения их анатомического строения в зависимости от радионуклидного загрязнения.

Литература

1. Ганжа Д.Д., Назаров О.Б., Ганжа Х.Д., Гудков Д.И., Обрізан С. І. Радіаційні фактори докiлля й морфологічна реакція листків *Phragmites australis* у водоймах ЗВ ЧАЕС / Міжнародна конференція «Двадцять п'ять років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього», 20–22 квітня 2011 року, Київ, Україна, Київ, Україна. Збірка доповідей, висновки і рекомендації. – Київ, КІМ, Ч.2, 2011. – С.285–289.
2. Ганжа Д.Д., Рыбалка В.Б., Петелин Г.И., Назаров А.Б. Изменения устьичного аппарата листьев тростника обыкновенного под влиянием хронического радиационного облучения / Малые дозы. Мат.-лы междунар. науч. конф. по-

священной 25-летию ин-та радиобиологии (Гомель, 26–28 сент. 2012 г.) / Ин-т радиобиологии НАН Беларуси; ред. кол.: А.Д. Наумов (и др.). – Минск: Институт радиологии, 2012. – С.20–21.

3. Методические рекомендации по выполнению оценки качества среды по состоянию живых существ (оценка стабильности развития живых организмов по уровню асимметрии морфологических структур) / Утверждено Распоряжением Росэкологии от 16.10.2003 №460-р. – М., 2003. – 25 с.
4. Тахтаджян А.Л. Основы эволюционной морфологии покрытосеменных. – Москва-Ленинград, Наука, 1964. – 236 с.

РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИХ ФОРМ ^{90}Sr И ^{137}Cs В ДВУСТВОРЧАТЫХ МОЛЛЮСКАХ ОЗЕР ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

К.Д. Ганжа, В.Г. Кленус, Д.И. Гудков

Институт гидробиологии НАНУ, Украина, krisgan@rambler.ru

THE DISTRIBUTION OF PHYSICO-CHEMICAL FORMS OF ^{90}Sr AND ^{137}Cs IN BIVALVES MOLLUSCS IN THE LAKES OF THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

Ganzha Ch.D., Klenus V.G., Gudkov D.I.

Institute of Hydrobiology of the National Academy of Sciences of Ukraine

Abstract. The distribution of the physicochemical forms of radionuclides in the bivalves of *Unio tumidus* Phil. and *Anodonta cygnea* L. in the Chernobyl exclusion zone was studied. The features of distribution of the physicochemical forms of ^{137}Cs and ^{90}Sr in different parts of the body of the bivalves was considered.

Введение

Двустворчатые моллюски относятся к видам-индикаторам радиоактивного загрязнения водоемов. Они играют значительную роль в процессах перераспределения и биоаккумуляции радионуклидов в водных экосистемах. Моллюскам, также, свойственна значительная биомасса среди представителей водной фауны. Они относятся к фильтраторам воды, что является одной из причин очищения ее от взвеси, которая часто является основной причиной радиоактивного загрязнения водных экосистем [3]. Все это свидетельствует о необходимости исследования накопления биологически доступных радиоактивных элементов ^{90}Sr и ^{137}Cs двустворчатыми моллюсками и физико-химических форм пребывания их в водных экосистемах [4].

Материалы и методы

Для исследования были отобраны пробы двустворчатых моллюсков перловицы клиновидной (*Unio tumidus* Phil.)

из оз. Далекое и беззубки обыкновенной (*Anodonta cygnea* L.) из оз. Глубокое Чернобыльской зоны отчуждения. Озеро Глубокое находится на территории левобережной поймы р. Припять на расстоянии 7 км от ЧАЭС. Озеро Далекое находится на расстоянии 4 км от Чернобыльской АЭС. Озера являются наиболее загрязненными водоемами зоны отчуждения.

Физико-химические формы ^{90}Sr и ^{137}Cs в моллюсках определялись методом последовательной экстракции на основе методики [7], которая была нами модифицирована для анализа двустворчатых моллюсков. Для исследования тело моллюсков разделяли на раковины и мягкие ткани, которые анализировали отдельно.

Измерение ^{137}Cs проводили в препаратах на гамма-спектрометре SBS-30. Измерение активности ^{90}Sr проводили радиохимически по оксалатной методике на установке малого фона УМФ-2000 [1].

Исследование физико-химических форм радионуклидов в двустворчатых моллюсках перловица клиновидная

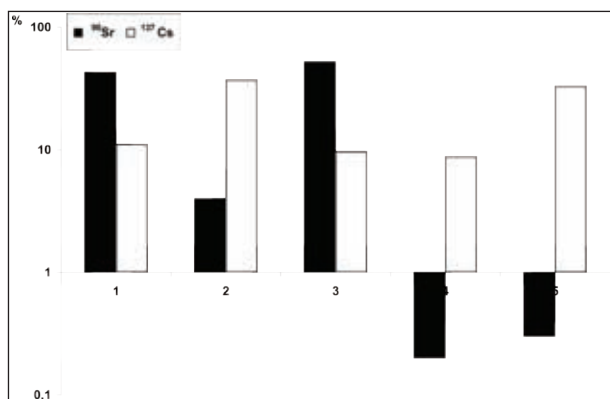


Рис. 1. Распределение форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в раковинах двустворчатых моллюсков перловица клиновидная. 1 – водорастворимая форма; 2 – обменная форма; 3 – кислоторастворимая форма; 4 – органическая форма; 5 – минеральный остаток

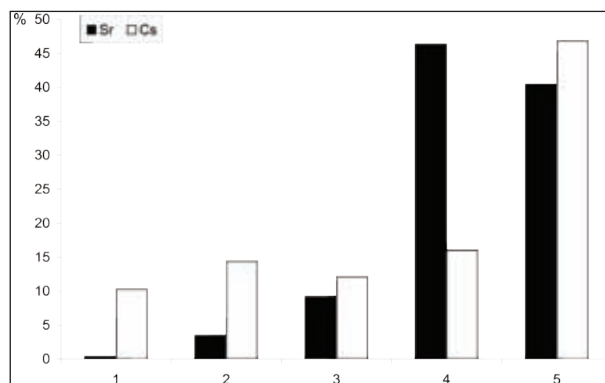


Рис. 3. Распределение форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в раковинах двустворчатых моллюсков беззубка обыкновенная. 1 – водорастворимая форма; 2 – обменная форма; 3 – кислоторастворимая форма; 4 – органическая форма; 5 – минеральный остаток

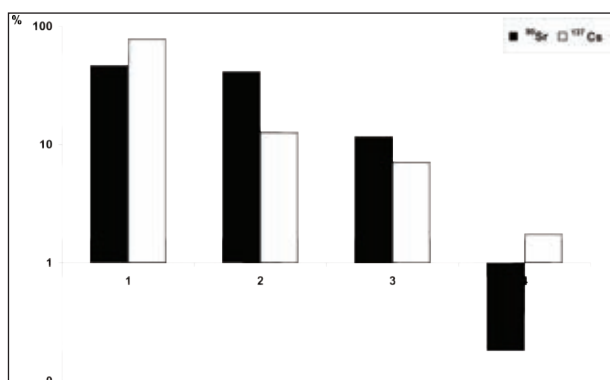


Рис. 2. Распределение форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в мягких тканях двустворчатых моллюсков перловица клиновидная. 1 – обменная форма; 2 – внутриклеточные катионы; 3 – органическое вещество биомассы; 4 – минеральный остаток

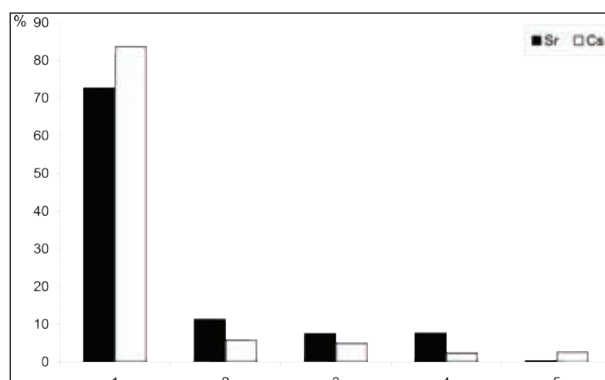


Рис. 4. Распределение форм нахождения ^{90}Sr и ^{137}Cs в мягких тканях двустворчатых моллюсков беззубка обыкновенная. 1 – обменная форма; 2 – внутриклеточные катионы; 3 – органическое вещество биомассы; 4 – минеральный остаток

показало неравномерное распределение форм радионуклидов в обоих типах препаратов. Как и ожидалось, подавляющая доля принадлежит ^{90}Sr , биогеохимическая миграция которого существенно превышает ^{137}Cs в водных экосистемах Чернобыльской зоны отчуждения (рис. 1). Особенностью распределения форм ^{137}Cs в ракушках является то, что его доля в водорастворимой, внутриклеточной и связанной с органическим веществом формах практически одинакова и крайне незначительна (11, 10, 9 %). Напротив, этот нуклид находится в раковинах преимущественно в обменной форме и минеральном остатке (37; 33 %), что может быть связано с сорбцией на поверхности, за счет обрастаний водорослями. Большая часть ^{90}Sr находится в водорастворимой и карбонатной формах (43; 53 %). Последняя связана с тем, что раковины на 98 % состоят из CaCO_3 [2], который образует определенное количество двойных солей со стронцием [6]. Существенное количество в водорастворимой фракции связано с растворимостью минерального вещества, образующего раковину, и составляет 14 мг/л [5]. Доля ^{90}Sr в обменной форме составляет 4 %.

Наименьшее количество радионуклида находится в форме связанной с органическим веществом и минеральном остатке (0,2; 0,3 %). Доля ^{90}Sr в обменной форме и минеральном остатке, как и доля ^{137}Cs , связана с обрастанием наружной поверхности раковин.

Данные фракционирования мягких тканей двустворчатых моллюсков показали преобладание ^{90}Sr и ^{137}Cs в обменной форме (78 и 47 %). Такой результат свидетельствует о сорбции этих радионуклидов на поверхности клеток. Преобладание ^{90}Sr во внутриклеточной форме (41 %) возможно связано с тем, что этот радионуклид локализуется в цитоплазме клетки. Так как, ^{90}Sr и ^{137}Cs слабо фиксируются органическим веществом, поэтому их содержание в форме связанной с органическим веществом незначительно (рис. 2).

Исследование радионуклидов в моллюсках беззубки обыкновенной показало, что основной вклад в удельную активность моллюсков вносит ^{90}Sr (рис. 3). Наименьшей долей характеризовались водорастворимая и обменная формы (0,4, 4). В кислоторастворимой форме зарегистри-

ровано незначительное повышение содержания ^{90}Sr (9 %). Большая часть радионуклида находится в форме связанной с органическим веществом и в минеральном остатке (46, 40 %, соответственно). Особенностью распределения форм ^{137}Cs в раковинах (рис. 3) является то, что его доля в водорастворимой форме составляет 10 %. В обменной форме доля ^{137}Cs составляет 14 %, в кислоторастворимой и связанной с органическим веществом форм – 12, 16 %, соответственно. В минеральном остатке доля радионуклида 40 %.

Данные фракционирования мягких тканей (рис. 4) моллюсков показали значительное преобладание ^{90}Sr в водорастворимой форме (73 %). Содержание радионуклида в обменной форме значительно снижается (11 %). Во внутриклеточной и связанной с органическим веществом форм доля радионуклида составляет по 8 %. Минимальная доля ^{90}Sr находится в минеральном остатке (0,4 %). Исследование ^{137}Cs в мягких тканях показало, что основная доля радионуклида находится в водорастворимой форме (84 %). Для обменной, внутриклеточной, связанной с органическим веществом форм и минерального остатка доля радионуклида не преобладает 6 %.

Литература

1. Активність бета-випромінних радіонуклідів в лічильних зразках. Методика виконання вимірювань з використанням сцинтиляційних спектрометрів і програмного забезпечення АК-1 / В.В. Бабенко, О.С. Казимиров, О.Ф. Рудик. Затверджено: ген. директор ДНВП "Метрологія" Г.С. Сидоренко, Головний державний сан. лікар України Л.С. Некрасова, ген. директор НВП "Атом Комплекс Прилад" О.С. Казимиров. – НВП "Атом Комплекс Прилад", 1998. – 27 с.
2. Жадин В.И. Пресноводные моллюски СССР / Жадин В.И. – Ленинград: Всесоюзный научно-исследовательский институт озерного и речного рыбного хозяйства. – ОГИЗ Ленснбтехиздат. 1933. – 232 с.
3. Паньков И.В. Накопление долгоживущих радионуклидов моллюсками рода *Dreissena* в условиях днепровских водо-

Выводы

Проведенное исследование распределения физико-химических форм двусторчатых моллюсков перловицы клиновидной показало, что распределение радионуклидов в разных частях тела моллюсков отличается. Так, ^{90}Sr находится в раковинах в водорастворимой и кислоторастворимой формах, а в мягких тканях его содержание преобладает в обменной и внутриклеточной формах. ^{137}Cs , в свою очередь, преобладает в обменной форме в раковинах и мягких тканях двусторчатых моллюсков данного вида.

Проведенное исследование физико-химических форм радионуклидов в раковинах двусторчатых моллюсков беззубка обыкновенная показало, что подавляющая доля ^{90}Sr находится в форме связанной с органическим веществом. Минимальная доля сосредоточена в водорастворимой форме. В мягких тканях основная доля обеих исследуемых радионуклидов находится в водорастворимой форме. Содержание ^{90}Sr преобладает в обменной и внутриклеточной формах. ^{137}Cs , в свою очередь, преобладает в обменной форме в раковинах и мягких тканях моллюсков.

хранилищ / Паньков И.В. // Гидробиол. журн. 1994. – Т.30, №2. – С.93–98.

4. Радиоактивное и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на Чернобыльской АЭС / [Романенко В.Д., Кузьменко М.И., Евтушенко Н.Ю. и др.]. – К.: Наукова думка, 1992. – 194 с.
5. Химическая энциклопедия: В 5 т.: т. 2: Даффа – Медь / Редкол.: Кнунянц И.Л. (гл. ред.) и др. Москва: Сов. энцикл. 1990. – 671 с.
6. Юбельт Р. Определитель минералов / Р. Юбельт. – Москва: Издательство «МИР». 1978. – 328 с.
7. Bolsunovsky A. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophytes of the Yenisei River (*Elodea canadensis*) / Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. – №81. – P.33–46.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ НЕФТЕГАЗОДОБЫВАЮЩИХ ПРЕДПРИЯТИЙ НА ОКРУЖАЮЩУЮ СРЕДУ

Г.Г. Глухов, Е.С. Доняева, В.В. Зукай, Ю.В. Нестерова, И.В. Чикова

Томский политехнический университет, Томск, Россия, lab31radcontrol@rambler.ru

RADIO-ECOLOGICAL EVALUATION OF OIL PRODUCING ENTERPRISES IMPACT ON THE ENVIRONMENT

G.G. Glukhov, E.S. Donjaeva, V.V. Zukau, Yu.V. Nesterova, I.V. Chikova

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. The questions of the radio-ecological control at oil producing enterprises is considered to evaluate their radiation impact on the environment. The technological equipment that is greatly exposed to radiation is determined. Graphs and values representing the contamination level of the equipment for the primary oil preparation at oil producing enterprises are given.

Изучение радиозоологической обстановки на территории деятельности нефтедобывающих комплексов связан-

но с расширением нефтеразведочных работ, открытием новых месторождений, строительством новых нефтепро-

мыслов и вовлечение большего количества обслуживающего персонала. При добыче, переработке и транспортировке нефти и газа в окружающую среду поступают такие природные радионуклиды как U-238, Th-232 и их продукты распада, а также K-40, которые изначально содержатся в геологических структурах, пластовых водах, и т.п. В процессе добычи и переработки они существенно перераспределяются – осаждаются на технологическом оборудовании, поверхностях рабочих помещений, территориях предприятий и т.д., концентрируясь в ряде случаев до значительных уровней, при которых возможно повышение облучения работников предприятий и населения, а также рассеяние в среду обитания людей [1, 4].

Современный уровень развития технологии добычи нефти не позволяет избежать загрязнения окружающей среды природными радионуклидами. В связи с этим возникает необходимость обеспечения радиационного контроля на этапе создания нефтепромыслов, в процессе их эксплуатации и выводе из эксплуатации. Регулярное проведение радиологических обследований, в том числе дозиметрического контроля производственных объектов, обеспечивает своевременный контроль уровня загрязнения нефтегазодобывающих комплексов. Дозиметрический контроль направлен на определение уровня мощности дозы излучения на поверхности технологического оборудования, который не должен превышать допустимых значений, установленных санитарными правилами по обеспечению радиационной безопасности при обращении с материалами с повышенным содержанием природных радионуклидов [2, 5].

Регулировать последствия негативного влияния техногенного воздействия на окружающую природную среду возможно путем проведения полноценного обследования территорий и объектов нефтедобывающих предприятий с целью минимизации антропогенных воздействий.

Основными задачами радиоэкологического контроля являются:

- исследование территорий, предназначенных для размещения нефтедобывающих предприятий;
- обследование радиационной обстановки на объектах и территориях производственной деятельности нефтедобывающих предприятий;
- определение радиационного фактора на рабочих местах персонала, обслуживающего технологический комплекс предприятий нефтедобычи.

Исследование фонового состояния (фона) природной среды территорий, предназначенных для размещения нефтедобывающих предприятий, имеет большое значение для дальнейшей оценки динамики изменений состояния окружающей среды.

Среднее значение уровня фона на исследуемых нефтедобывающих предприятиях, который определяется радиоактивностью используемых материалов для отсыпки территории, находится в пределах 0,08–0,12 мкЗв/час.

Фоновый радиационный уровень территории предприятий соизмерим с природным уровнем радиационного фона и не учитывается, как основной радиационно-опасный фактор. Основную радиационную нагрузку на обслуживающий персонал технологического оборудования, не-

сут отложения радиоактивных осадков на технологическом оборудовании товарных парков и установок подготовки нефти.

Радиоактивные осадки на технологическом оборудовании нефтедобывающих предприятий являются основным объектом радиоэкологического контроля. Это связано с наличием в них радионуклидов Ra-226, Th-232 и продуктов их распада. Удельная активность осадков может достигать 4×10^8 Бк/кг [6]. Содержание же материнских радионуклидов U-238 и Th-232 в радиоактивных отложениях солей не превышает фоновых значений.

Обогащение вод изотопами радия рассматривается как результат перераспределения радиоактивного агента между различными фазами нефтяного пласта при вытеснении нефти водой. Материнские радионуклиды U-238 и Th-232 (продукты распада Ra-226 и Ra-228) в пластовых водах нефтяных месторождений содержатся в небольших количествах.

Радионуклиды U-238 и Th-232 содержатся непосредственно в нефти и вмещающих породах. В результате радиоактивного распада U-238 и Th-232, содержащихся в нефти и процессов выщелачивания из минерального скелета вмещающих пород в нефтях постоянно образуются изотопы радия. В стационарном состоянии, в котором находится нефть в природных ловушках, обмена радием между нефтью и подпирающими водами практически нет, за исключением зоны водонефтяного контакта. Поэтому радий присутствует в нефти в избытке по сравнению с тем состоянием, при котором вся масса нефти контактировала бы с водой.

В процессе разработки пластовые и закачиваемые воды интенсивно поступают в нефтяные пласты. Поверхность раздела фаз (нефть и вода) резко увеличивается, начинается обмен частицами между фазами и радий уходит в поток фильтрующих вод. В результате вытеснения нефти водой наступает равновесие распределения радия между водой и нефтью. Содержание радия в пластовой воде $C_{Ra,B}$ при этом равно [6]:

$$C_{Ra,B} = C_{Ra,H} / K_p,$$

где $C_{Ra,H}$ – содержание радия в безводной нефти (примерно $2,8 \times 10^2$ Бк/м³); K_p – равновесный коэффициент распределения радия между нефтью и водой ($K_p = 2,9 \times 10^{-4}$).

Из приведенного соотношения следует, что содержание радия в воде становится равным $\sim 10^6$ Бк/м³.

В водах нефтяных месторождений радий всегда присутствует совместно со своим близким химическим аналогом – барием, и они обычно находятся в растворенном состоянии. Если в воде повышается содержание сульфат-ионов, то происходит соосаждение радия и бария в виде радиобарита $Ba(Ra)SO_4$. Повышение концентрации сульфат-ионов наблюдается при заводнении пластов как закачиваемыми, так и пластовыми водами. Когда воды с повышенным содержанием радия начинают поступать в скважины через интервалы перфорации или обтекать в процессе фильтрации стенки неперфорированной скважины, происходит выпадение радиобарита на поверхности цементного кольца скважины. При подъеме жидкости по

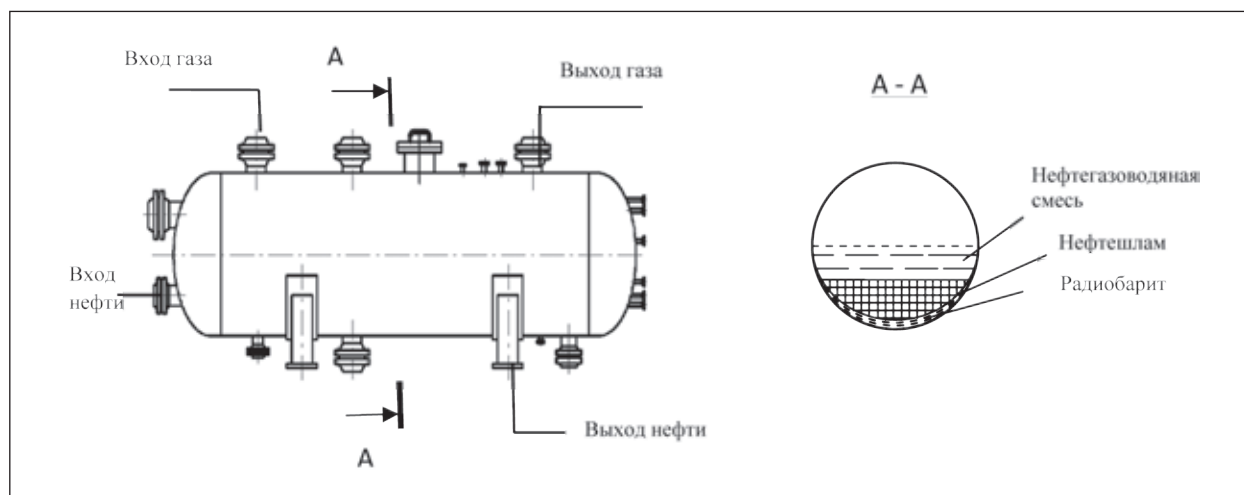


Рис. 1. Распределение осадка в аппаратах горизонтального типа

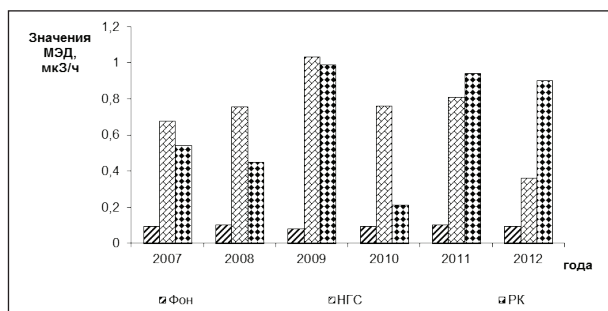


Рис. 2. Вахское месторождение

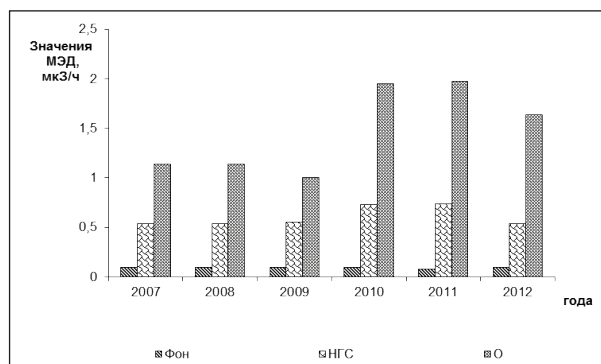


Рис. 3. Первомайское месторождение

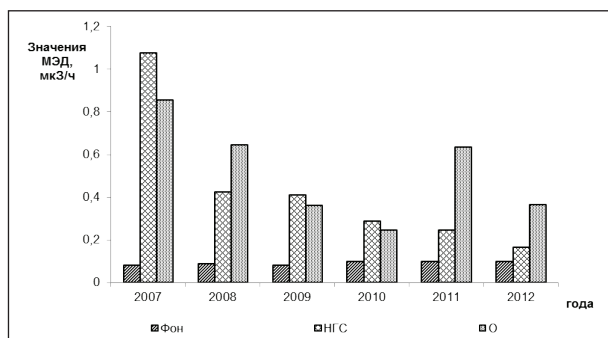


Рис. 4. Лугинецкое месторождение

стволу скважины происходит выпадение радиоактивных солей в электроцентробежных насосах, насосно-компрессорных трубах и поверхностных резервуарах.

Осадки, скопившиеся на технологическом оборудовании скважин, различаются по своим физико-химическим характеристикам. В основном осадки на 90–95 % состоят из радиобарита – $Ba(Ra)SO_4$ с незначительными примесями других соединений. На рис. 1 представлено распределение осадка в аппаратах горизонтального типа (рис. 1).

Помимо отложений радиоактивных осадков на технологическом оборудовании большую опасность для персонала

представляют долгоживущие радионуклиды, образующиеся в результате распада радона (свинец-210, висмут-210 и полоний-210), которые при попадании даже в небольшом количестве вместе с пылью и аэрозолями в легкие человека сильно повышают риск заболевания раком легких.

Аккредитованной лабораторией в системе аккредитации радиационного контроля на техническую компетентность и независимость с 1998 года проводится ежегодное обследование радиационной обстановки объектов и территории производственной деятельности нефтедобывающих предприятий Сибири, включающее следующие измерения:

- образцы проб производственных отходов (шлам) с целью последующего определения в них эффективной удельной активности природных радионуклидов;
- образцы проб почвы с целью последующего определения удельной активности природных радионуклидов в объектах окружающей среды;
- мощности эквивалентной дозы (МЭД) гамма-излучения на поверхности территорий промышленных объектов нефтегазового комплекса;
- мощности эквивалентной дозы гамма-излучения на рабочих местах и в помещениях промышленных объектов нефтегазового комплекса;
- мощности эквивалентной дозы гамма-излучения содержащихся в производственных отходах природных радионуклидов на расстоянии 0,1 м от их поверхности;

- ЭРОА дочерних продуктов изотопов радона в воздухе в зоне дыхания работников предприятия.

Накопление радиоактивных отложений происходит не на всем технологическом оборудовании, в большей степени загрязнению подвержены аппараты первичной подготовки нефти, такие как: нефтегазосепараторы (НГС), отстойники (О), расширительные камеры (РК) и т.д., что подтверждается многолетними результатами обследования радиационной обстановки нефтегазодобывающих предприятий.

Литература

1. Екидин А.А., Курдин И.А., Пахолкина О.А., Ярмошенко И.В., Герт С.В., Сарвинтинов И.Д., Мигунов В.И. Оценка радиационного воздействия на окружающую среду нефтеперерабатывающего предприятия // Вопросы радиационной безопасности. – 2005. – №1. – С.35–44.
2. МУ «Радиационный контроль и пробоотбор на нефтегазовых промыслах России». Утверждено первым заместителем Министра топлива и энергетики Российской Федерации А.Е. ЕВТУШЕНКО 20 ноября 1996 года.
3. СанПиН 2.6.1.2523-09. Санитарные правила и нормативы. НРБ-99/2009. Нормы радиационной безопасности. – М., 2009.
4. СанПиН 2.6.1.2800-10. Гигиенические требования по ограничению облучения населения за счет источников ионизирующего излучения.
5. СП-2.6.1.2612-10. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ-99/2010): Санитарные правила. – М.: Центр санитарно-эпидемиологического нормирования, гигиенической сертификации и экспертизы Минздрава России, 2000.
6. Хуснуллин М.Х. Геофизические методы контроля разработки нефтяных пластов. – М.: Недра, 1989. – 190 с.

К МЕТОДИКЕ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ЛЕСНЫХ ТЕРРИТОРИЙ В УСЛОВИЯХ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ Cs-137 ДО 185 кБк/м²

Е.А. Гончаров

Поволжский государственный технологический университет, GoncharovEA@volgatech.net

TO THE METHOD OF RADIOECOLOGICAL MONITORING OF FOREST AREAS IN THE CONTEXT OF RADIOACTIVE CONTAMINATION OF Cs-137 IS NOT MORE THAN 185 kBq/m²

E.A. Goncharov

Volga State University of Technology, Yoshkar-Ola, Russia

Abstract. Based on an analysis of methodical maintenance of the existing scheme of radiation monitoring of forest areas, the results of our experimental data and compilation of scientific data of other researchers proposed approaches to the organization of monitoring studies in forest areas in conditions of minimal soil contamination (up to 5 Ci/km² for ¹³⁷Cs), and focuses on the ways of measurement of radiation conditions that do not violate researched plant communities.

Мониторинг лесов представляет собой систему наблюдений, оценки и прогноза состояния и динамики лесного фонда в целях устойчивого управления лесами, рационального использования, охраны, защиты и воспроизводства лесов, повышения их средообразующих, водоохраных, защитных, санитарно-гигиенических, рекреационных и иных функций. Следовательно, радиационный мониторинг лесов, как элемент общей системы мониторинга можно определить как систему наблюдения, оценки и прогноза динамики радиационной обстановки в лесах, загрязненных радионуклидами, в целях повышения эффективности и радиационной безопасности их использования, охраны, защиты и воспроизводства. В России радиационный мониторинг лесных территорий, загрязненных радионуклидами, осуществляют региональные лаборатории ФБУ «Рослесозащита».

Анализ результатов многих исследователей показывает необходимость разработки новых методических подходов по организации радиоэкологического мониторинга для повышения его эффективности и достоверности. Это обусловлено тем, что методическая основа разрабатывалась в начальный период восстановительной стадии лесных экосистем непосредственно после аварии на Чернобыльской АЭС преимущественно для территорий с высоким уровнем загрязнения техногенными радионуклидами. В тоже время изучение поведения техногенных радионуклидов в условиях минимального загрязнения (менее 185 кБк/м²) представляется не менее важным как с научной, так и практической стороны и имеет свою специфику. В России такие территории занимают около 850 тыс.га (80–85 % от общего чернобыльского загрязнения лесного фонда) [1].

Поэтому целью данной работы стало обобщение дей-

ствующих методических указаний и руководств [5, 11–14, 17, 18], экспериментальных данных собственных исследований и данных других ученых и практиков России, Беларуси и Украины [9, 15–16, 20] для выработки новых подходов к организации и проведению радиоэкологического мониторинга лесов в условиях минимального радиоактивного загрязнения в части полевых исследований, включающих выбор объектов для наблюдения, оценку плотности загрязнения и мощности эквивалентной дозы фотонного излучения на местности, отбор почвенных и растительных проб.

Походы к размещению и закладке объектов наблюдений. В [13] указывается, что стационарные участки размещаются в наиболее типичных лесорастительных условиях. Так на территории Пензенской и Ульяновской областей 75 % стационарных участков ФБУ «Рослесозащиты» заложены в условиях C_{1-2} и D_1 , а оставшиеся – в B_2 . Однако такой подход, не учитывающий переувлажненные (влажные, сырые и мокрые) и менее богатые (боровые) условия произрастания (критические условия), где наблюдается повышенный переход радионуклидов как в древесный ярус, так и в виды живого напочвенного покрова. Так в условиях Среднего Поволжья, по данным наших исследований, в ряду трофотопов В-С-Д (от суборевых до дубравных условий) с одинаковыми условиями увлажнения (свежие) коэффициент перехода цезия-137 из почвы в плодовые тела грибов уменьшается в среднем с 120 до 4, в споровые растения с 30 до 3, в покрытосеменные растения с 10 до 0,6; а в ряду гигротопов от 1 до 4 (от сухих до сырых) в условиях одного трофотоп (суборь – В) увеличивается в плодовые тела грибов в среднем с 110 до 1050, в споровые растения с 14 до 100, в покрытосеменные растения с 3 до 50, т.е. крайние средние значения в различных ТЛУ изменяются в среднем на один математический порядок [3, 8] (табл. 1).

Данные закономерности выявлены повсеместно в различных зонах загрязнения [6, 9, 15]. Как правило, такие условия занимают ограниченные территории. Но с учетом приуроченности ряда ресурсов к переувлажненным местам обитания (черника, некоторые виды грибов) это может привести к повышению дозовых нагрузок сельского населения за счет внутреннего облучения.

Включение таких территорий в систему мониторинга наиболее важно в условиях загрязнения до 185 кБк/м², где более весом вклад внутреннего облучения за счет потребления местной продукции.

Оценка плотности загрязнения участка, распределения радионуклидов по почвенному профилю и мощности эквивалентной дозы. Для чернобыльских выпадений характерна высокая пространственная неоднородность загрязнения, в пределах стационарного участка она связана с составом насаждений (влияние древесных крон) и микрорельефом (зоны вторичного рассеивания и аккумуляции) [20]. С этой точки зрения представляется недостаточным для оценки плотности загрязнения участка по одной объединенной пробе взятой с 4–5 точек в радиусе 1–2 м от реперных точек [13].

Для первоначальной оценки неоднородности радиоактивного загрязнения участка необходимо провести обследование по следующему алгоритму:

Таблица 1. Накопление цезия-137 в видах живого напочвенного покрова в зависимости от типа лесорастительных условий (воздушно-сухая масса)

Вид	ТЛУ	Средние значения КП Cs-137, 10 ⁻³ м ² /кг
Масленок обыкновенный (<i>Suillus luteus</i> Fr.)	B ₂	538,2
	D ₂	12,1
Груздь настоящий (<i>Lactarius resimus</i> Fr.)	B ₂	9,5
	D ₂	1,3
Сыроежка (<i>Russula</i> sp. Fr.) – смешанные образцы	B ₄	1 178,4
	B ₂	34,7
	D ₂	1,6
Брусника (<i>Vaccinium vitis-idaea</i> L.) – листья	B ₄	49,1
	B ₂	2,4
Костяника (<i>Rubus saxatilis</i> L.) – листья	B ₄	30,6
	B ₂	0,8
	D ₂	0,0
Ландыш майский (<i>Convallaria majalis</i> L.)	B ₄	37,4
	B ₂	3,7
	C ₃	3,2
	C ₂	0,1
Черника (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.) – листья	B ₄	81,2
	B ₂	5,3
Кукушкин лен обыкновенный (<i>Polytrichum commune</i> Hedw.)	B ₄	100,8
	B ₃	68,8
	B ₂	25,5
	C ₃	22,4
Орляк обыкновенный (<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn)	B ₄	209,7
	B ₂	1,4
	C ₃	2,5
	C ₂	0,9
Щитовник мужской (<i>Dryopteris filix mas</i> (L.) Schott.)	B ₃	93,7
	B ₂	13,3
	C ₄	3,7
	C ₃	1,3

- участок разметить нумерованными колышками по узлам регулярной сетки, привязанной к географическим координатам, шаг сетки – 1–2 м;
- составить схему сетки и участка;
- в каждом узле провести цикл измерений портативными сцинтилляционными спектрометрами (например, МКС-01А «Мультирад» или аналогом), детектор закрепляется в кольце штатива, который устанавливается в точку (узел) измерений;
- по результатам съемки рассчитать статистические показатели;
- построить карту изолиний с помощью ГИС и оценить наличие пространственного скопления точек со значениями, превышающими установленный порог аномальности (в качестве порога можно использовать правило «3s», исключив заведомо аномальные значения);

- при необходимости пробную площадь разбить на однородные элементарные участки, обозначив границы на местности и на схеме участка;
- оценить вариацию значений плотности поверхностного загрязнения на каждом элементарном участке и определить количество точек съемки (N) для обеспечения требуемой точности оценки плотности загрязнения ($p=10\%$) по формуле [19]: $N=(1,96 \cdot V)/p^2$, где V – коэффициент вариации; 1,96 – поправочный коэффициент для уровня вероятности 0,95 и 0,99;
- равномерно разместить контрольные точки в пределах пробной площади (элементарного участка), зафиксировать точки на местности и схеме площади;
- в контрольных точках проводить регулярные измерения плотности загрязнения почвы Cs-137 портативными сцинтилляционными спектрометрами;
- в контрольных точках также проводятся регулярные измерения мощности эквивалентной дозы на высоте 1 м: для измерений мощности дозы целесообразно применять дозиметры с индикацией погрешности измерения и известными значениями собственного фона и отклика на космическое излучение, значение которого при необходимости может быть определено над водной поверхностью при глубине воды не менее 5 м и расстоянии до берега не менее 50 м [14];
- при первоначальном обследовании с пробной площади (элементарного участка) отобрать стандартным пробоотборником ($\varnothing 40$ мм) послойные образцы почвы (например, с шагом 5 см) на глубину 20–30 см (в зависимости от характера почвенного увлажнения) для оценки поправочного коэффициента к результатам полевых спектрометрических измерений [4] – оценку распределения радионуклидов по почвенному профилю для корректировки данных полевых спектрометрических измерений необходимо проводить не реже 1 раза 5 лет [11];
- точки отбора (укола пробоотборником) почвы размещаются равномерно по площади (элементарному участку), в точке перед отбором почвы проводится измерение МЭД на высоте 3–4 см: если значение МЭД у поверхности отличается более чем в 2 раза от среднего значения МЭД на высоте 1 м, то точка бракуется [11].

Наблюдения за мощностью эквивалентной дозы следует проводить не менее 3 раз в год: 2 раза летом (во влажный период – после схода снега или обильных дождей и сухой в момент установления влажности грунтов до характерного для данной местности (лесорастительных условий) состояния) и 1 зимой (при максимальном снежном покрове – февраль) [13, 18].

Оценка уровня загрязнения подстилки. Подстилка является важным звеном в миграции радионуклидов в лесной экосистеме, в тоже время и одним из видов недревесных ресурсов. Отбор подстилки связан с нарушением почвенного покрова на значительной площади, поэтому отбирать ее необходимо на территории, прилегающей к пробной площади.

На территории, примыкающей к пробной площади (элементарным участкам) перед отбором подстилки проводятся замеры плотности загрязнения почвы портативным спектрометром, отбор подстилки осуществляется стальной рамкой известной площади в радиусе 1 метра от оси детектора. Объем каждого образца подстилки должен со-

ставлять не менее 1 дм³.

Отбор проб растительности. Древесный ярус. В [13] отбор проб древесных растений (образцы древесины, луба, коры из комлевой, срединной и вершинной частей ствола, мелких веток, хвои (листьев), плодов (семян)) осуществляется путем рубки модельных деревьев за границами стационарного участка, но в пределах выдела, где заложен стационарный участок. Это приводит к нарушению исследуемого биогеоценоза, а также не позволяет соотносить данные загрязнения почвы и содержание радионуклидов в древесных растениях, либо к необходимости дополнительного отбора проб почвы в площади питания каждого модельного дерева, а также к трудной сопоставимости данных разных лет наблюдения. В [11] отбор объединенной пробы древесины производится при помощи возрастного бура, корки и луба специальным стальным цилиндрическим пробоотборником с одних и тех же модельных деревьев.

Например, в условиях минимального радиоактивного загрязнения (до 185 кБк/м²) Среднего Поволжья первый подход нецелесообразен, а второй может иметь место только при условии применения методик физического или радиохимического концентрирования. На основе установленных коэффициентов перехода при максимальном уровне загрязнения в условиях данного региона (185 кБк/м²) значения удельной активности цезия-137 в древесине не будут превышать 110 Бк/кг (воздушно-сухой массы), что значительно ниже санитарного норматива содержания радионуклида в мебельной древесине (300 Бк/кг) и древесине для жилого строительства (370 Бк/кг); в листе (хвое) – 185–605 Бк/кг на воздушно-сухую массу, то есть удельная активность данных структур может превышать санитарные нормативы (600 Бк/кг) [3].

С данных позиций в настоящее время нецелесообразен при радиационном мониторинге в условиях минимального радиоактивного загрязнения отбор проб древесины путем рубки модельных деревьев. Для измерения активности радионуклидов Cs-137 возможно применение портативных сцинтилляционных спектрометров (например, СКС-99 «Спутник» с коллиматором), что позволит проводить регулярные наблюдения на одних и тех же модельных деревьях.

Отбор проб листьев и ветвей, осуществляемый валкой модельных деревьев, секатором, штанговым сучкорезом и т.п. [11, 13] следует заменить на сбор (при необходимости дифференцировку по видам) листового (хвойного) опада в ящики – опадоуловители [2], сбор опада осуществляется осенью после окончания листопада. Данный подход позволяет также оценить поступление радионуклидов на поверхность почвы с древесным опадом.

Живой напочвенный покров. В пределах пробной площади (элементарных участков) в течение сезона в месте предполагаемого отбора проб растительности проводят замеры плотности загрязнения почвы портативным спектрометром (высота детектора 1 м над уровнем почвы), отбор проб растительности производится в радиусе 1 метра от оси детектора (штатива) в соответствии с [11, 13, 16]. Отбор растений проводят таким образом, чтобы обеспечить

ее возобновление.

Отбор проб грибов осуществляется в пределах элементарных участков раздельно по видам, принадлежащим к трем группам: слабонакапливающие, средненакапливающие и сильнонакапливающие радионуклиды [13].

Точки измерений и участки отбора фиксируют на местности и схеме пробной площади для последующих отборов проб и измерений.

Для целей радиозоологического мониторинга в условиях минимального загрязнения почвы цезием-137 возможно использовать только накапливающие биоиндикаторы. Проведенные исследования живого напочвенного покрова позволили составить таблицу видов-биоиндикаторов для различных типов лесорастительных условий, контроль за которыми целесообразно осуществлять при радиационном мониторинге и обследовании лесных территорий Среднего Поволжья [3, 8].

Отобранные пробы почвы, почвы, растительности помещаются в двойной пакет, взвешиваются (для учета полевой влажности) и снабжаются этикеткой. Пробоподготовку образцов и выполнение спектрометрических измерений в лаборатории осуществляют по стандартным методикам [10, 18].

Таким образом, на основании анализа методического обеспечения существующей схемы радиационного мониторинга лесных территорий, результатов собственных

экспериментальных данных и обобщения разработок других исследователей предложены подходы по организации мониторинговых исследований на лесных территориях в условиях минимального радиоактивного загрязнения почвы (до 185 кБк/м² по Cs-137), причем сделан акцент на способы измерения показателей радиационной обстановки, наносящие минимальный вред изучаемым биоценозам.

Предложенные рекомендации можно сформулировать следующим образом: стационарные участки должны размещаться как в типичных лесорастительных условиях, так и в нетипичных (критических – относительно бедных и переувлажненных) лесорастительных условиях; оценка плотности загрязнения, мощности эквивалентной дозы, накопительной способности представителей фито- и микоценоза основаны на выделении элементарных (однородных по уровню поверхностного загрязнения почвы) участков и точечной гамма-спектрометрической съемке в полевых условиях с учетом поправки на характер распределения радионуклидов по почвенному профилю; в зоне загрязнения цезием-137 до 185 кБк/м² нецелесообразно проводить отбор древесины; отбор проб листвы (хвои) и ветвей древесного яруса следует заменить на сбор листового (хвойного) опада; при оценке накопления радионуклидов в живом напочвенном покрове целесообразно применять виды-биоиндикаторы, накапливающие цезий-137.

Литература

- 20 лет Чернобыльской катастрофы. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России. Российский национальный доклад. – М, 2006. – 92 с.
- Беликович А.В. Динамика растительного покрова (результаты мониторинга на постоянных пробных площадях на юге Дальнего Востока и в Забайкалье) / А.В. Беликович, Н.А. Василенко, А.В. Галанин и др. // Структура и динамика экосистем Сибири и Дальнего Востока: сборник научных статей. – Находка: Институт технологии и бизнеса, 2011. – С.9–85.
- Гончаров Е.А. Особенности радиационного мониторинга лесных биогеоценозов Пензенской области: дис... канд. с.-х. наук: 03.00.16 : защищена 14.11.2007; утв. 07.03.2008 / Гончаров Евгений Алексеевич. – Йошкар-Ола, 2007 – 194 с.
- Гончаров Е.А. Применение портативных спектрометров для оценки плотности загрязнения ¹³⁷Cs лесных территорий / Е.А.Гончаров, С.Г. Васин, А.М.Татарников // Журнал «АНРИ», 2012. – №4. – С.45–50.
- Инструкция по отнесению кварталов леса к зонам радиоактивного загрязнения / Утв. Постановлением Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь 03.05.2001 г. – №10.
- Краснов В.П. Радиозоология ягодных растений / В.П. Краснов, А.А. Орлов. – Житомир: Волянь, 2004. – 264 с.
- Малюта О.В. Биоиндикация в условиях радиоактивного загрязнения, О.В. Малюта, Е.А. Гончаров // Вестник МарГТУ. – Йошкар-Ола, 2008. – Вып.1. – С. 80–83.
- Малюта О.В. Радиозоологические исследования лесных экосистем Среднего Поволжья / О.В. Малюта, Д.Е. Конаков, Е.А. Гончаров // Лесной журнал. – 2010. – №4. – С.132–138.
- Марадудин И.И. Основы прикладной радиозоологии леса / И.И. Марадудин, А.В. Панфилов, В.А. Шубин. – М.: ВНИИЛМ, 2001. – 224 с.
- Методика измерения активности радионуклидов с использованием сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс». – Менделеево: ГНМЦ «ВНИИФТРИ», 2003. – 30 с.
- Методика организации и ведения радиационного мониторинга в лесах // Научно-техническая информация в лесном хозяйстве. – Минск: «БЕЛГИПРОЛЕС», 2006. – №7. – 55 с.
- Методические рекомендации по проведению контроля содержания радионуклидов в лесных ресурсах (Приложение 2 к приказу Рослесхоза №81 от 16.03.2009 г.). – М.: Федеральное агентство лесного хозяйства России, 2009. – 21 с.
- Методические указания по оценке радиационной обстановки в лесном фонде Российской Федерации на стационарных участках (для части территории, загрязненной радионуклидами при аварии на Чернобыльской АЭС). – М., 1993. – 15 с.
- МУ 2.6.1.2398-08 Радиационный контроль и санитарно-эпидемиологическая оценка земельных участков под строительство жилых домов, зданий и сооружений общественного и производственного назначения в части обеспечения радиационной безопасности.
- Переволоцкий А.Н. Распределение ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в лесных биогеоценозах / А.Н. Переволоцкий. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. – 255 с.
- Рекомендации по системе радиозоологического мониторинга лесов. Разработаны Институтом экспериментальной ботаники им. В.Ф. Купревича НАН Беларуси. В.И. Парфенов, Б.И. Якушев.
- Руководство по ведению лесного хозяйства в зонах радиоактивного загрязнения от аварии на Чернобыльской АЭС (на период 1997–2000 гг.). – М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1997. – 111 с.
- Руководство по радиационному обследованию лесного фон-

- да (утверждено приказом Федеральной службы лесного хозяйства России от 29.12.1995 г. №195).
19. Чертко Н.К. Математические методы в географии / Н.К. Чертко, А.А. Карпиченко. – Минск: БГУ, 2008. – 202 с.

20. Shcheglov A.I. Biogeochemical migration of technogenic radionuclides in forest ecosystems / A.I. Shcheglov, O.B. Tsvetnova, A.L. Klyashatorin. – М.: Nauka, 2001. – 235 p.

ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ИСКУССТВЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВАХ

Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, Е.А. Лавринович, А.П. Новиков

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт геохимии и аналитической химии им.В.И.Вернадского РАН, г. Москва, 119991, ул. Косыгина, 19, tatangor@rambler.ru

FORMS OF OCCURRENCE OF RADIONUCLIDES IN SOILS

T.A. Goryachenkova, I.E. Kazinskay, E.A. Lavrinovich, A.P. Novikov

Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia, tatangor@rambler.ru

Abstract. Results of studying forms of occurrence of radionuclides Np, Am and Pu in soils are presented. Basic quantities of Np, Pu and Am are present in water-soluble and exchange forms. The data showed that Pu and Am are tied with all groups of organic compounds in various types of soils (humic and fulvic acids). Basic quantities of Pu and Am (60–100 %) associate with a colloid matter in water-soluble form $< 0,05 \text{ mkm}$.

Искусственные радионуклиды (РН), и прежде всего наиболее опасные изотопы трансурановых элементов (ТУЭ), вследствие проводившихся экспериментальных ядерных взрывов, ошибочной концепции сброса радиоактивных отходов в открытые водоемы, а также имевших место технологических нарушений и аварийных ситуаций на предприятиях ядерно-топливного цикла (ЯТЦ), стали постоянными и необратимыми компонентами биосферы.

Имеющиеся в настоящее время данные по содержанию и распределению в различных экосистемах РН, поступивших в биосферу с глобальными радиоактивными выпадениями и продуктами выбросов при аварии на ЧАЭС, а также для зон воздействия других предприятий ЯТЦ показали, что РН быстро включаются в биогеохимические циклы миграции. Последние процессы сопровождаются перераспределением РН в наземных и водных экосистемах с образованием зон их выноса и вторичного накопления в геохимических барьерах. Направленность, интенсивность и механизмы миграции РН определяются главным образом формами их поступления и нахождения в экосистемах, а также теми природными условиями, в которые они попадают: ландшафтно-геохимическими для наземных биогеоценозов (типами почв и растительности, геоморфологической и гидрометеорологической обстановкой и т.д.).

Формы нахождения радионуклидов в объектах окружающей среды являются одним из определяющих факторов их поведения в экосистемах. Однако химическое выделение и изучение форм представляет собой сложную задачу. Это обусловлено сложностью природных систем, в которых протекают взаимосвязанные физические, химические и биологические процессы. Кроме этого, следует учитывать условность и многообразие существующих методов изучения форм нахождения РН и химических элементов. Несмотря на вышесказанное, методы селективного растворения широко применяются в практике изучения геохимического поведения РН и химических элементов в природной среде.[1, 4].

Для твердых природных объектов, таких как почвы, донные отложения, горячие частицы и другие, методы изучения форм нахождения РН делятся на три основные группы:

1. Методы, позволяющие извлекать водорастворимые, обменные и в разной степени подвижные формы, с использованием реагентов: 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ (рН=4,8 или рН=7,0); 1М CH_3COOH (рН=7,0); 0,4М MgCl_2 ; 0,5М NH_4COOH (рН=5); 0,5М $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$; 1М и 6М HCl и др.
2. Методы, позволяющие изучать связи РН с органическим веществом твердой фазы образца. Эти методы используют для разделения выделенного органического вещества на группы и фракции, такие как гуминовые, низкомолекулярные и фульвокислоты. С этой целью образцы обрабатывают 0,1М и 0,02М NaOH или 0,1М $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$. Общее количество органического вещества обычно извлекают слабыми кислотами (NH_4COOH в 20 % HNO_3 или 4М HNO_3) после обработки образца 30 % H_2O_2 .
3. Методы, позволяющие выделять аморфные и в разной степени окристаллизованные оксиды железа и марганца и связанные с ними РН, с использованием реагентов: 1М и 6М HCl ; 0,4М $\text{NH}_2\text{OH-HCl}$ в 25 % CH_3COOH (рН=1,0); 0,1М $\text{NH}_2\text{OH-HCl}$ в 25 % CH_3COOH ; 0,01М $\text{NH}_2\text{OH HCl}$; 0,2М $(\text{NH}_4)_2\text{C}_2\text{O}_4$ + 0,1М $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ (раствор Тамма) и др.
4. Важными для оценки миграционной подвижности РН в водных вытяжках из почв либо в загрязненных РН водах наблюдательных скважин и водоемов является знание о распределении их по частицам разных размеров (взвеси и коллоиды). Эти сведения необходимо учитывать для разработки мер по реабилитации загрязненных РН территорий.

Формы нахождения РН в почвах и донных отложениях изучают в реальных образцах, отобранных вокруг источни-

ков загрязнения при условии достаточной для таких исследований уровней активности либо в образцах, загрязненных в лабораторных условиях радионуклидами.

Цель исследования заключалась в изучении форм нахождения $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и ^{237}Np в супесчаной, дерново-подзолистой почве и черноземе. Супесчаная почва была отобрана на Кирово-Чепецком полигоне, дерново-подзолистая в Московской области, чернозем в Курском природном заповеднике. Почвы загрязняли в лабораторных условиях радионуклидами. Органический углерод ($\text{C}_{\text{орг}}$) в вытяжках и гумусовых кислотах определяли методом перманганатного окисления (ПО), в почвах–бихроматным (БО) методом. Концентрирование и радиохимическую очистку Pu и Am проводили на хроматографической колонке, заполненной анионитом ВП-1АП, Am определяли на полиарсеназо, определение ^{237}Np в почвах и вытяжках проводили люминесцентным методом с использованием кристаллофосфоров [3].

Формы нахождения РН в почвах изучали общепринятыми в почвоведении методами. Для изучения форм нахождения РН использовали методы, опубликованные в наших ранних работах. Подвижные и кислоторастворимые формы РН определяли последовательной обработкой почв дистиллированной H_2O (водорастворимая форма), 1М $\text{CH}_3\text{COONH}_4$, рН=4,8 (обменная и легкорастворимая форма), 1М HCl (подвижная форма) и 6М HCl (кислоторастворимая форма). Соотношение твердой и жидкой фаз составляло 1:5, время взаимодействия фаз – 1 час при перемешивании. Связь РН с органическим веществом почв изучали по методу Д.С. Орлова [5].

Изучение связей Pu и Am с частицами разных размеров в почвенных водных вытяжках проводили методом последовательного фильтрования с использованием следующих фильтров :1) бумажный фильтр «красная лента», который применяется для отделения диспергированных почвенных частиц и крупной взвеси с размером пор ~10 мкм; 2) мембранный фильтр марки “SYNPOR” (0,45 мкм), обычно применяемый для отделения взвесей, и 3) ядерный фильтр (0,05мкм). Фильтрование проводили в разборных воронках под вакуумом, создаваемым водоструйным насосом [2].

Результаты и обсуждение

В табл. 1 представлены результаты, полученные при изучении форм нахождения РН в зависимости от типов почв.

Данные, представленные в табл. 1 показали, что количественное распределение РН по формам нахождения зависит как от химических свойств РН, так и от типов почв.

Найдено, что для исследованных почв содержание различных по своим химическим свойствам РН в водорастворимой и обменной формах, являющихся наиболее мобильными и определяющими миграционную подвижность химических элементов, увеличивается в ряду:

^{237}Np (39–75 %) > ^{241}Am (4–22 %) $\geq$ ^{239}Pu (4–20 %). В трудно-растворимых формах (кислоторастворимая и остаток) содержание РН изменяется в ином порядке: ^{239}Pu (68–85 %) > ^{241}Am (20–36 %) > ^{237}Np (10–32 %).

Тип почвы влияет на распределение РН по формам их нахождения. Так, содержание ^{237}Np в водорастворимой форме уменьшается в зависимости от увеличения содержания $\text{C}_{\text{орг}}$ в образцах: супесчаная почва (56,7 %) > дерново-подзолистая (37,6 %) > чернозем (7,4 %). Значительное количество РН в супесчаной почве найдено в водорастворимой и обменной формах (73,3 % ^{237}Np ; 20,1 % ^{239}Pu и 16,7 % ^{241}Am), в остатке их количество для ^{239}Pu , ^{241}Am и ^{237}Np составляет 14,4, 5,6 и 1,2 % соответственно. Однако в черноземе содержание РН в отдельных формах иное. Так, в водорастворимой и обменной формах чернозема найдено меньшее количество РН, чем в супесчаной почве: 39,1 % ^{237}Np , 5,8 % ^{239}Pu и 3,0 % ^{241}Am , что определяется с более высоким содержанием $\text{C}_{\text{орг}}$ в черноземе.

Известно, что свойства и состав органического вещества оказывает значительное влияние на поведение РН в почвах. Распределение Pu, Am и $\text{C}_{\text{орг}}$ по группами и фракциями органического вещества в исследованных почвах приведены в табл. 2 и 3. Под группой веществ, входящих в состав органического вещества объектов окружающей среды, понимают совокупность родственных по строению и свойствам соединений. Смесь гумусовых кислот экстрагируются из почв растворами щелочей (обычно 0,1М NaOH), а затем по растворимости они разделяются на группу гуминовых и группу фульвокислот. Гуминовые кислоты (ГК) отделяются от других компонентов щелочной вытяжки путем ее подкисления до рН 1–2. При этом гуминовые кислоты выпадают в осадок, а фульвокислоты (ФК) остаются в растворе.

Фракцией называют любую часть группы органических

Таблица 1. Формы нахождения РН, % от содержания в почвах; содержание $\text{C}_{\text{орг}}$, мг/г

Образец	Форма	^{237}Np	^{239}Pu	^{241}Am	$\text{C}_{\text{орг}}$ мг/г
Супесчаная	Водорастворимая	56,7	0,7	2,1	23,9
	Обменная	18,7	3,4	19,6	
	Подвижная	14,0	13,7	58,7	
	Кислоторастворимая	9,0	68,0	14,0	
	Остаток	1,2	14,2	5,6	
Дерново-подзолистая	Водорастворимая	37,6	0,8	0,3	34,3
	Обменная	35,7	19,3	16,4	
	Подвижная	16,3	11,4	55,4	
	Кислоторастворимая	6,5	17,4	24,8	
	Остаток	3,2	51,0	3,2	
Чернозем	Водорастворимая	7,4	0,5	0,2	68,9
	Обменная	31,7	5,3	3,7	
	Подвижная	29,1	9,0	60,1	
	Кислоторастворимая	26,0	16,5	28,4	
	Остаток	5,8	69,2	7,8	

Таблица 2. Содержание Pu , Am и $C_{орг}$ в группах и фракциях органического вещества дерново-подзолистой почвы, в числителе – % от содержания в почве, в знаменателе – % от содержания во фракциях гумусовых кислот

Элемент	Гуминовые кислоты, фракции				Фульвокислоты, фракции					Остаток
	1	2	3	Сумма	1а	1	2	3	Сумма	
Pu	17,3/45,5	12,7/33,5	8,0/21,0	38,0/100	3,7/16,1	8,4/36,5	3,4/14,8	7,5/32,6	23,0/100	49,0
Am	4,0/100	н/о	н/о	4,0/100	57,7/67,3	27,0/31,5	н/о	1,0/1,2	85,7/100	10,3
$Сорг$	36,0/100	н/о	н/о	36,0/100	3,3/9,1	32,0/88,1	н/о	1,0/2,8	36,3/100	27,7

Таблица 3. Содержание Pu , Am и $C_{орг}$ в группах и фракциях органического вещества чернозема, в числителе – % от содержания в почве, в знаменателе – % от содержания во фракциях гумусовых кислот

Элемент	Гуминовые кислоты, фракции				Фульвокислоты, фракции					Остаток
	1	2	3	Сумма	1а	1	2	3	Сумма	
Pu	2,4/9,2	18,8/71,8	5,0/19,0	26,2/100	0,4/5,1	1,2/15,4	2,7/34,6	3,5/44,9	7,8/100	66,0
Am	6,8/18,5	21,5/58,4	8,5/23,1	36,8/100	15,3/36,4	2,7/6,4	23,0/54,8	1,0/2,4	42,0/100	21,2
$Сорг$	6,3/17,0	20,1/55,4	10,0/27,6	36,4/100	3,9/15,7	9,5/38,3	1,7/6,8	9,7/39,2	24,8/100	38,9

веществ, отличающуюся от остальных частей группы по форме связи с минеральными компонентами почв. При разделении органического вещества почв методом Д.С. Орлова выделяют несколько фракций в составе групп ГК и ФК. Во фракцию 1 (непосредственная обработка отдельной навески почв 0,1М NaOH) переходят ГК и ФК, свободные и связанные преимущественно с подвижными гидроксидами железа, марганца, алюминия и другими элементами. В декальцинат (фракция 1а) (обработка почв 0,025М H_2SO_4) переходят фульво- и низкомолекулярные кислоты, свободные и связанные с подвижными $R_2O_3 \cdot nH_2O$. Во фракции 1+2 преимущественно находятся свободные и связанные с подвижными $R_2O_3 \cdot nH_2O$ и кальцием ГК и ФК. Во фракцию 3 переходят ГК и ФК, связанные с малоподвижными гидроксидами и минеральными частицами образца. В остатке находятся гумусовые кислоты, прочно связанные с гидроксидами железа, алюминия и марганца, глинистыми минералами, гумины (труднорастворимые гумусовые вещества), минеральные соединения разнообразной природы.

В ГК дерново-подзолистой почвы основное количество РН и $Сорг$ обнаружено в составе относительно подвижных $R_2O_3 \cdot nH_2O$ (фракция 1). Pu равномерно распределен по фракциям ГК. В группе ФК также большая часть РН связана с наиболее подвижными низкомолекулярными и фульво-кислотами (фракция 1а + 1). С фульватами и гуматами Ca^{2+} связь РН не обнаружена.

В черноземе по сравнению с дерново-подзолистой почвой наблюдается иное распределение Pu , Am и $C_{орг}$ по группам и фракциям гумусовых кислот (табл. 3).

Из табл. 3 видно, что в черноземе 44,6 % Pu , 68,2 % Am и 62,2 % $C_{орг}$ связаны с относительно подвижными гумусовыми кислотами (фракции 1, 2 и 3 гуминовых и фульвокислот). Pu по сравнению с Am в большей степени связан с органоминеральной частью чернозема (остаток). Основная доля Pu , Am и $C_{орг}$ в гумусовых кислотах в отличие от дерново-подзолистой почвы связана с относительно подвижными $R_2O_3 \cdot nH_2O$ и кальцием (фракции 1+2) (72–81 % для

ГК и 45–61 % для ФК).

Установлено, что особенности распределения Pu , Am и $C_{орг}$ между частицами разного размера, присутствующих в водных вытяжках разного состава, полученных из почв, зависит от нескольких факторов: во-первых, от состава и природы воды, использованной для получения водных вытяжек; во-вторых, от химических свойств РН; в-третьих, от типа исследованных почв. Частицы крупнее 0,45 мкм традиционно относятся к взвесьям. Частицы с размером 0,45–0,05 мкм предположительно можно отнести к суспензиям или тонким взвесьям, крупным и средним коллоидам, в фильтрах (<0,05 мкм) остаются мелкие коллоиды и растворимые в воде соединения органической и неорганической природы (табл. 4).

Характер распределения РН и $C_{орг}$ по частицам в водных вытяжках имеет как общие черты, так и различия.

$C_{орг}$ в водных вытяжках. Переход органического углерода в водные вытяжки зависит от типа почв. Содержание $C_{орг}$ в водных вытяжках, полученных из дерново-подзолистой почвы выше (2,2–2,5 % от содержания в почвах), чем из чернозема (1,0–1,7 % от содержания в почвах), что связано с более высоким содержанием в первых легко-растворимых в воде низкомолекулярных органических соединений и подвижных фульвокислот. С взвесью (частицы <0,45 мкм) в водных вытяжках из чернозема и дерново-подзолистой почвы связано 12–30 и 5–16 % $C_{орг}$ от содержания его в почвах соответственно. Основное количество органического углерода в коллоидной части почвенных вытяжек (64–100 %, в среднем 83 %) независимо от типа почв найдено в составе мелких коллоидных почвенных частиц и растворимых веществ разной природы, в том числе растворимых органических и неорганических соединений (фракция <0,05 мкм) (табл. 4).

Pu и Am в водных вытяжках. Количество РН в водных вытяжках возрастает в ряду: дистиллированная вода = речная вода < грунтовая вода < грунтовая вода + гуминовая кислота. Содержание Pu в водных вытяжках из дерново-подзолистой почвы на порядок выше (0,5 % от содержания

в почве), чем из чернозема (0,05 %). Для Am наблюдается та же тенденция: дерново-подзолистая (0,14 % от содержания в почве) > чернозем (0,06 % от содержания в почве). Присутствие гуминовой кислоты в грунтовой воде увеличивает степень извлечения Pu и Am из дерново-подзолистой почвы по сравнению с дистиллированной водой в 6–8 раз и в 4 раза из чернозема вследствие включения механизмов комплексообразования радионуклидов с гумусовыми кислотами. В коллоидной части водных вытяжек 13–40 % (в среднем 17 %) РН связано с крупными и средними коллоидами (0,45–0,05 мкм) (табл. 4). Основное количество радионуклидов (60–100 %, в среднем 83 %) независимо от типа почв найдено в составе частиц и растворимых соединений с размером менее 0,05 мкм. Наблюдается практически одинаковый, независимый от типа почв характер распределения радионуклидов между частицами разных размеров в почвенных водных вытяжках (табл. 4).

Заключение

На интенсивность миграции РН в объектах природной среды определяющее влияние оказывает тип почв. В суглинистой почве с низким содержанием органического вещества проявляется более интенсивный переход РН в водорастворимую и обменную форму по сравнению с другими почвами, однако доля Нр в этих формах выше по сравнению с Pu и Am, что указывает на большую миграционную подвижность Нр в исследованных почвах.

Среди природных органических веществ наиболее значимыми в миграции химических элементов и радионуклидов в почвах являются гумусовые и низкомолекулярные кислоты. На примере чернозема и дерново-подзолистой почв показано, что преобладающее количество Pu и Am связано с малоподвижными гуматами и фульватами Са, Fe, Al (фракции 1, 2, 3) и труднорастворимыми гуминами (остаток), при этом Pu в большей степени связан с гума-

Таблица 4. Связь $C_{орг}$, Pu и Am с коллоидными частицами, % от содержания в водных вытяжках

Элемент	Образец	Дерново-подзолистая	Чернозем		
		Размер частиц, мкм			
		0,45–0,05	<0,05	0,45–0,05	<0,05
C _{орг}	1	8	92	36	64
	2	33	67	–	100
	3	28	72	19	81
	4	14	86	–	100
Pu	1	25	75	25	75
	2	29	71	–	100
	3	17	83	–	100
	4	13	87	13	87
Am	1	40	60	40	60
	2	–	100	–	100
	3	14	86	–	100
	4	21	79	38	62

Примечание: 1 – дисциллированная вода, 2 – речная вода, 3 – грунтовая вода, 4 – грунтовая вода с введенной гуминовой кислотой.

тами, чем Am, в составе подвижной части ФК (фракция 1а) найдено более высокое количество Am, чем Pu.

В составе взвесей (> 0,45 мкм) водных вытяжек из почв найдено 5–30 % $C_{орг}$ и 20–40 % Pu и Am. В коллоидной составляющей водных вытяжек основное количество Pu и Am и $C_{орг}$ найдено в составе мелких коллоидов и растворимых соединений органической и неорганической природы, имеющими размеры < 0,05 мкм.

Полученные результаты по оценке миграционной подвижности РН в почвах дают возможность разрабатывать мероприятия по реабилитации загрязненных ими территорий, созданию определенных типов противомиграционных барьеров, или применению специальных фильтров для радиохимической очистки фильтрационных почвенных или грунтовых вод.

Литература

1. Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, С.Б. Кларк, А.П. Новиков, Б.Ф. Мясоедов. Методы изучения форм нахождения плутония в объектах окружающей среды // *Радиохимия*. 2005. – Т.47. – Т.6. – С.550–555.
2. Т.А. Горяченкова, И.Е. Казинская, Е.В. Кузовкина, А.П. Новиков, Б.Ф. Мясоедов. Изучение связи радионуклидов с коллоидным веществом почвенных растворов // *Радиохимия*. 2009. – Т.51. – №2. – С.178–186.
3. Б.Ф. Мясоедов, А.П. Новиков, Ф.И. Павлоцкая. Комплексные

геохимические исследования поведения радионуклидов в водных и наземных экосистемах ближней зоны воздействия ПО «Маяк» // *Радиохимия*, 1998. – Т.40. – №5. – С.447–452.

4. Ф.И. Павлоцкая, А.П. Новиков, Т.А. Горяченкова и др. Формы нахождения радионуклидов в воде и донных отложениях некоторых промышленных водоемов ПО «Маяк» // *Радиохимия*. 1998. – Т.40. – №5. – С.462–467.
5. Д.С. Орлов. Химия почв. Изд-во Московского Университета. 1992. – С.399.

СЕЗОННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ СОДЕРЖАНИЯ ^{137}Cs В НЕКОТОРЫХ ЯГОДНЫХ РАСТЕНИЯХ ИЗ ЗАПАДНОГО РЕГИОНА УКРАИНЫ

В.А. Грабовский, О.С. Дзендзелюк

Львовский национальный университет имени Ивана Франка, Украина, v_grabovskyi@franko.lviv.ua

SEASONAL VARIATIONS OF ^{137}Cs CONTENT IN SOME BERRY PLANTS FROM THE WESTERN REGION OF UKRAINE

V.A. Grabovskyi, O.S. Dzendzelyuk

Lviv Ivan Franco national university, Lviv, Ukraine, v_grabovskyi@franko.lviv.ua

Abstract. *The results for studies of seasonal changes of the radiocaesium content in some berry plants from the western region of Ukraine are presented. The correlation between ^{137}Cs content level in vegetative and generative organs of plants and their biological cycle is marked. The influence of a radionuclide fixing degree on the soil complexes on ones transfer to the plants is considered. The conclusion is done about a necessity of the calculations of parameters of the radiocaesium transition from soil in plants taking into account the depth of bedding of their rootages to the type of distributing of radionuclide maintenance in soil with a depth and as soil.*

В течение последних нескольких десятилетий, особенно после аварии на Чернобыльской АЭС, исследователи не только тех стран, которые более всего пострадали в результате Чернобыльской катастрофы [1–3] – Украины, Беларуси, России, – но и всего мира уделяют большое внимание исследованиям радиологического состояния растений, в частности, изучению особенностей накопления ими радиоактивных элементов из почв [4–10]. Предопределяется это в первую очередь тем, что поступление радионуклидов через пищевые цепочки стало сегодня определяющим звеном в радионуклидном загрязнении человеческого организма, а, следовательно, и его внутреннем облучении [5, 7, 8, 10].

Особенный интерес привлекает состояние загрязнения растительности лесов украинского Полесья, которое оказалось едва ли не наиболее загрязненным постчернобыльскими радиоактивными выбросами [2, 3] – в частности, грибов, ягодных и лекарственных растений, которые люди традиционно употребляют как продукты питания или используют в качестве лекарственного сырья в фармацевтике. Важным является и то, что, по данным некоторых исследователей [6, 7, 10], около четверти всех поступлений радиоцезия в организм людей, которые проживают на загрязненных территориях Полесья, предопределено именно употреблением в еду дикорастущих лесных ягод [11]. В целом же взнос дикорастущих ягод и грибов во внутреннее облучение населения этого региона может достигать 75–80 % от всей дозы внутреннего облучения, которое получается населением радиоактивно загрязненных территорий от употребления пищевых продуктов [7, 12].

Для изучения влияния различных факторов на накопление радиоцезия растениями из почвы и его изменение в течение сезона вегетации нами было проведено исследование содержания ^{137}Cs в вегетативных и генеративных органах некоторых ягодных растений с территории Корецкого района Ровенской области, а также Шацкого и Карпатского национальных природных парков. Для изучения особенностей изменения содержания радиоцезия в течение сезона вегетации пробы растений и почв, на которых они произрастают, отбирались на участке ягодника площадью около

0,1 гектара, размещенном в лесу в окрестностях с. Рички Корецкого р-на Ровенской обл. (географические координаты центра участка – $50^{\circ}41'39''$ с.ш. и $27^{\circ}05'01''$ в.д.).

Объектами исследования были ягодные растения, которые весьма активно используются в качестве лекарственного сырья в фармацевтике, а также в фитотерапии: представители брусничных – черника (*Vaccinium myrtillus* L.) и брусника (*Vaccinium vitis-idaea* L.), образцы которых отбирались с интервалом в 2–3 недели на указанном выше участке леса в течение мая–октября 2009 г.

Для определения коэффициентов перехода радионуклида из почвы в растение и его накопления им, а также изменения наличия ^{137}Cs в слоях почвы, пробы последней отбирались послойно (с толщиной слоя 5 см) на глубину до 20 см с помощью цилиндрического пробоотборника с внутренним диаметром 40 мм методом конверта [13]. Отобранные пробы почв очищались от каменных и органических остатков, а растений – разделялись на органы (корень, стебли, побеги этого года, листья, а также ягоды), высушивались 24 часа в сушильном шкафу при температуре 80°C , размалывались и тщательным образом перемешивались с целью гомогенизации. Из приготовленной таким образом пробы отбиралась навеска для гамма-спектрометрического анализа, которая взвешивалась с точностью до 100 мг на аналитических весах ASIS A500.

Анализ проводился в аккредитованной измерительной лаборатории гамма-спектрометрии Львовского национального университета имени Ивана Франка на гамма-спектрометре, собранном на базе спектрометрического комплекса СУ-01Ф (производство з-да ТЕНЗОР, Россия) с использованием Ge(Li)-детектора ДГДК-100В.

Результаты определения удельной активности и содержания радиоцезия в 5-см слоях лесной почвы на глубину до 20 см из леса, расположенного в окрестностях с. Рички Корецкого р-на Ровенской обл., представлены на рис. 1.

Плотность загрязнения ^{137}Cs 20-см слоя почвы составляет 31 ± 3 кБк/м² ($0,84 \pm 0,08$ Ки/км²). Распределяется радиоцезий в почве с глубиной следующим образом: около 40 % всего радиоцезия сосредоточено в верхнем 0–5 см слое, около 30 % – в слое 5–10 см; в следующих 10–15 см и

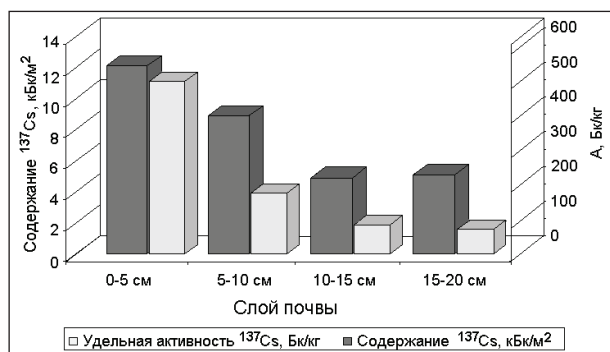


Рис. 1. Удельная активность A (в Бк/кг) и содержание ^{137}Cs (в кБк/м²) в слоях почвы с места отбора растений в Корейском р-не Ровенской обл.

в 15–20 см слоях содержится примерно по 15%. Удельная активность ^{137}Cs в указанных слоях уменьшается быстрее, нежели наличие в них радионуклида, что предопределяется увеличением с глубиной плотности почвы. Очевидно, растения, корневая система которых содержится в этом слое почвы, будут загрязнены радионуклидом; причем степень этого загрязнения будет определяться как общим запасом имеющегося в слое радионуклида, так и его доступностью к усвоению растениями (т.е. формой, в которой находится имеющийся в ризосферном слое почвы радионуклид), а также способностью конкретного вида растений его усваивать.

Для сравнения особенностей накопления растениями ^{137}Cs обычно используются коэффициенты перехода K_p и коэффициенты накопления K_n . Величины этих коэффициентов рассчитываются как отношение удельной активности радионуклида в растении (или его органе, в Бк/кг) к удельной активности почвы (Бк/кг) для K_n или к плотности загрязнения им почвы (в Бк/м²) для K_p , соответственно [14]. Поэтому в случае почв разных типов, за счет различной их плотности, значения K_n могут существенно отличаться – в несколько раз при одинаковом содержании радионуклида в прикорневом слое почвы, тогда как значения коэффициента K_p зависят лишь от его содержания в соответствующем слое. Что указывает на преимущества использования для характеристики перехода радионуклида в звене почва-растение коэффициентов перехода K_p по сравнению с

коэффициентами накопления K_n . Очевидно также, что использование коэффициентов накопления является целесообразным при сравнении загрязнения растений, которые растут на почвах одного типа и, соответственно, одинаковой плотности.

Величины удельной активности ^{137}Cs в корнях, стеблях, молодых побегах и листьях (для сухой массы) черники и рассчитанных для них коэффициентов перехода K_p , а также ход их изменений с мая по октябрь в 2009 г. показаны на рис. 2а. На рис. 2б приведены эти же параметры для ягод черники в период их формирования, созревания и спелости.

Наибольшее количество радиоцезия содержится в листьях и молодых побегах растения, а менее всего – в его стеблях.

В течение сезона вегетации происходят изменения в радиологическом состоянии органов черники. В частности, наибольшая удельная активность ^{137}Cs в ее ягодах наблюдается в период их формирования, сразу же после цветения; с созреванием ягод удельная активность радионуклида в них существенно уменьшается и в спелых ягодах изменяется слабо (рис. 2б). Тенденцию к аналогичным изменениям показывают и вегетативные органы черники, за исключением многолетних стеблей (рис. 2а) – максимальное содержание ^{137}Cs в них наблюдается в период цветения, что согласовывается с известными из литературы данными [15]. По мере формирования и созревания ягод в листьях и молодых побегах черники наблюдается снижение содержания радионуклида, которое достигает минимума в период достижения спелости (вторая половина июня – начало июля); далее оно возрастает почти до значений периода цветения на момент окончания процесса плодоношения (середина сентября) и опять быстро уменьшается в период завершения сезонного метаболического цикла и подготовки к опаданию и сбросу листьев (октябрь). Содержание же радионуклида в стеблях почти не изменяется в течение сезона.

Аналогичным образом изменяются и соответствующие показатели коэффициентов перехода (K_p) и накопления (K_n) радиоцезия органами растений. Действительно, для ягод черники значения K_p в начале формирования плодов составляет $(38,7 \pm 4) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$; с созреванием ягод он уменьшается в почти 3 раза и для спелых ягод составляет $(12,9 \pm 3) \times 10^{-3} \text{ м}^2/\text{кг}$. Исходя из этого, можно сделать

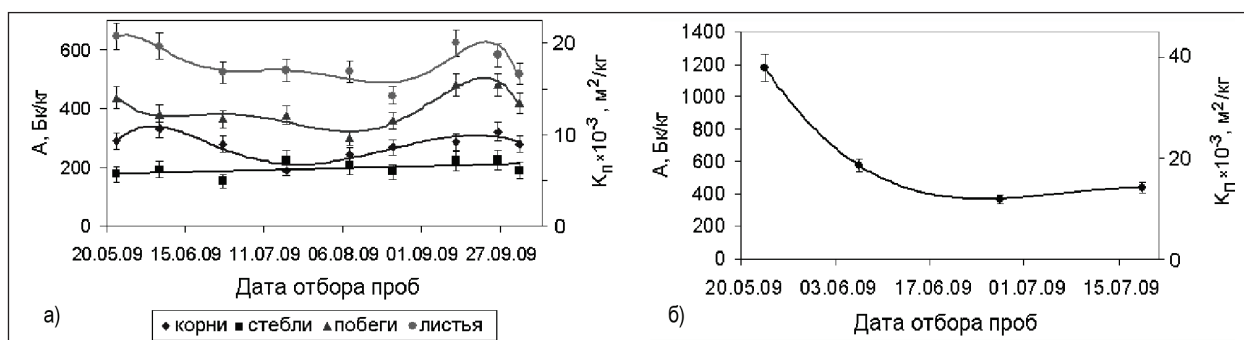


Рис. 2. Удельные активности ^{137}Cs в вегетативных органах (а) и ягодах (б) черники (сухая масса), значения коэффициентов перехода K_p и их изменения со временем в течение сезона вегетации в 2009 г.

вывод, что употребление в пищу незрелых ягод черники может повысить поступление ^{137}Cs в организм человека и обусловить дополнительную дозу внутреннего облучения его организма.

Полученная нами сезонная зависимость накопления радиоцезия органами черники в целом согласовывается как с известными литературными данными [15, 16], так и полученными нами раньше при исследовании радиологического состояния черники из Шацкого национального природного парка (ШНПП) [17], и может быть объяснена ходом физиологической активности растения в течение сезона. Некоторые отличия между особенностями накопления радионуклида в стеблях черники, зафиксированных авторами [15], и наблюдаемых нами, очевидно, могут быть объяснены тем, что мы разделяли активности многолетних стеблей и молодых побегов, тогда как авторы указанной работы определяли их суммарную активность.

Невзирая на то, что в целом уровень содержания радиоцезия в зеленой массе черники и брусники сравним (что согласовывается с данными [5]), изменения в накоплении ^{137}Cs вегетативными органами брусники в течение сезона весна-осень (рис. 3) показывают значительное сезонное отличие по сравнению с черникой. Несовпадение периодов наибольшего накопления радионуклида в этих представителях семейства брусничных, очевидно, предопределяется как разными временами фазы плодоношения (у брусники созревание ягод в конце июля-начале августа продолжается, тогда как в чернике она уже в это время заканчивается), так и тем, что брусника, в отличие от черники, не является листопадным растением [18]. Меньшее накопление ^{137}Cs листьями брусники в сравнении с черникой предопределено, очевидно, в первую очередь биологическими особенностями этого растения – благодаря слою кутикулы, который защищает листья брусники от избыточного испарения влаги, испарение воды в нем гораздо меньше, чем в листе черники. Кроме того, листья брусники благодаря своему особому строению, в отличие от листьев черники, обладают способностью усваивать воду непосредственно своей поверхностью. Эти факторы предопределяют меньшую потребность в поступлении влаги с растворенным в ней ^{137}Cs из почвы в листья и, поскольку испаряется лишь вода, а минеральные составляющие остаются в клетках листов, влияют на концентрирование радионуклида в них. Такие особенности метаболизма, очевидно, в определенной степени нивелируют и влияние разницы в глубине залегания корневой системы растений (в бруснике это обычно верхний 10–15 см слой, тогда как в чернике он достигает глубины свыше 20 см, и определенную этим разницу в количестве имеющегося в ризосфере корневого слоя этих растений ^{137}Cs) на количество усваиваемого растением радионуклида.

Полученные результаты позволяют прийти к следующим выводам:

1. На содержание радионуклида в органах растений имеет определяющее влияние не только количество радионуклида в ризосферном слое почвы, но и форма, в которой он в ней находится. Именно последняя определяет доступность имеющегося в ризосфере

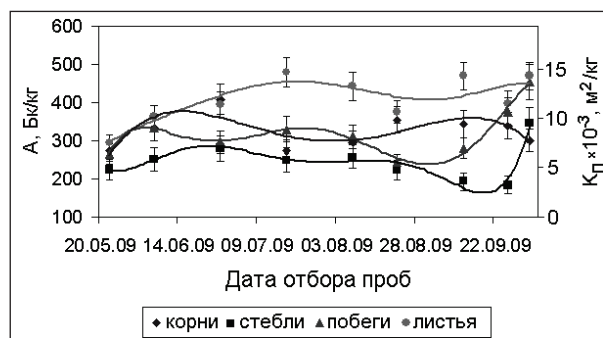


Рис. 3. Изменение удельной активности A (в Бк/кг) и коэффициентов перехода K_p ^{137}Cs (в м²/кг) в органах брусники в мае-октябре 2009 г.

радионуклида к усвоению корневой системой растений и, соответственно, загрязнения им их органов.

2. Исследования особенностей накопления ^{137}Cs органами ягодных растений из исследуемой нами территории показывают четкую корреляцию между физиологическими особенностями сезонного развития растений и соответствующим содержанием радионуклида в их органах, что позволяет сделать рекомендации относительно сроков сбора лечебного сырья, особенно на радиоактивно загрязненных территориях.
3. Учитывая, что параметром, который характеризует способность накапливать радионуклид из почвы, принято считать коэффициент перехода K_p , необходимо отметить, что при его расчетах нужно учитывать глубину слоя, в котором размещается корневая система растения. То есть принимать во внимание не общее содержание радионуклида в 20-см слое почвы, как это делается в большинстве случаев, а лишь его содержание в том слое, в котором размещена корневая система растения; при этом нужно учитывать лишь количество его доступной для усвоения корневой системой растения фазы. Только в этом случае можно получить объективную характеристику способности растения накапливать присутствующий в почве радионуклид, особенно через много лет после первичного загрязнения.
4. Учитывая, что растение может усваивать радионуклид, который находится в ризосферном слое почвы в доступном к усвоению ее корневой системой состоянии, определенное таким образом значение коэффициента перехода может быть использовано для оценки доли радионуклида в прикорневом слое почвы, которая находится именно в этой, доступной для засваивания растением фазе. Поэтому при прогнозировании изменения содержания радионуклидов в растении и его органах в следующие времена следует учитывать особенности разных типов почв относительно закрепления в них радионуклида, что требует учитывать зонирование территорий не только по плотности их загрязнения радиоцезием, но и по типам почв.

Литература

1. Чернобыльская катастрофа / Под ред. В.Г. Барьяхтара. – Киев: Наукова думка. 1995. – 560 с.
2. Atlas of radiocaesium deposition on Europe after the Chernobyl accident. Luxembourg. – Office for official publications of the European Communities, Luxembourg, 1998. – 63 p.
3. Пристер Б.С. Миграция радионуклидов в почве и переход их в растения в зоне аварии Чернобыльской АЭС / Пристер Б.С., Омеляненко Н.П., Перепелятникова Л.В. // Почвоведение. – 1990. – №10. – С.51–60.
4. Калетник М. Радіоекологічна обстановка у лісах Українського Полісся / Калетник М., Ландін В., Пастернак П. // Ойкумена. – 1991. – №2. – С.61–66.
5. Прикладна радіоекологія лісу / [Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О. та ін.]; під ред. В.П. Краснова. – Житомир: «Полісся», 2007. – 680 с.
6. Лес. Человек. Чернобыль. Лесные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС: состояние, прогноз, реакция населения, пути реабилитации / Ипатьев В.А., Багинский В.Ф., Булавик И.М. и др.; под общ. ред. В.А. Ипатьева. – Гомель: Ин-т леса НАН Беларуси, 1999. – 454 с.
7. Орлов А.А. Аккумуляция техногенных радионуклидов дикорастущими ягодными растениями лесов. / Чернобыль Дайджест '98–2000; под общ. ред. Н.А. Картеля, Вып.6. – Минск, 2001. – 189 с.
8. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. / Переволоцкий А.Н. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. – 255 с.
9. Handl J. Accumulation of ^{137}Cs in Brazilian soils and its transfer to plants under different climatic conditions / Handl J., Sachse R., Jakob D. et al. // J. Environ. Radioactiv. 2009. – 99. – С.271–287.
10. Strand P. Intake of radionuclides to man / Strand P., Howard B., Averin V. // Transfer of radionuclides to animals, their comparative importance under different agricultural ecosystems and appropriate countermeasures / Final Report of ECP-9. – Luxembourg, 1996. – P.157–193.
11. Kenigsberg Y.E. Dose formation of internal exposure according to peculiarities of cesium radionuclides transfer by food chain and efficiencies of countermeasures / Kenigsberg Y.E., Buglova E.E. // Belarus–Japan Symposium “Acute and Late Consequences of Nuclear Catastrophes: Hiroshima – Nagasaki and Chernobyl”: Proceedings. – Minsk, 1994. – P.82–96.
12. Balonov M.I. The role of agricultural and natural ecosystems in the internal dose formation in the inhabitants of controlled area / Balonov M.I. and Travnikova I.G. // Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments: London–New-York. – Elsevier Appl. Sci., 1990. – P.419–430.
13. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком зони відчуження). – К.: Атіка-Н, 2007. – 60 с.
14. Сельскохозяйственная радиозология / [Алексахин Р.М., Васильев А.В., Дикарев В.Г. и др.]; под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с.
15. Орлов О.О. Особливості сезонної динаміки акумуляції ^{137}Cs фітомасою чорниці (*Vaccinium myrtillus* L.) та брусниці (*Vaccinium vitis-idaea* L.) / Орлов О.О., Короткова О.З. // Науковий вісник. – Львів: УкрДЛТУ. 2000. – Вип.10.2. – С.34–43.
16. Демків О.Т. Деякі закономірності розподілу радіоактивних ізотопів в органах високогірних рослин Карпат / Демків О.Т. // Укр. ботан. журн. 1967. – №6. – С.50–54.
17. V.A. Hrabovsky. Monitoring of radionuclide contamination of plants in the western part of Volyn Polissya (Ukraine) during 1994–2007 / V.A. Hrabovsky, O.S. Dzendzelyuk and O.S. Kushnir // Radioprotection. 2009. – №44,5. – P.639–647.
18. Полевой В.В. Физиология растений / Полевой В.В. – М.: Высшая школа, 1989. – 464 с.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ РАДИОЦЕЗИЕМ ПОЧВ, РАСТЕНИЙ И ГРИБОВ ТЕРРИТОРИИ УКРАИНСКИХ КАРПАТ

В.А. Грабовский, О.С. Дзэндзелюк, А.В. Трофимук

Львовский национальный университет имени Ивана Франка, Львов, Украина, v_grabovskyi@franko.lviv.ua

RADIOCAESIUM CONTAMINATION OF SOILS, PLANTS AND FUNGI ON THE TERRITORY OF UKRAINIAN CARPATHIANS

V.A. Grabovskyi, O.S. Dzendzelyuk, A.V. Trofimuk

Ivan Franko National University, Lviv, Ukraine, v_grabovskyi@franko.lviv.ua

Abstract. The results of investigations of soils and some plants and mushrooms contaminated by radiocaesium in the Ukrainian Carpathians are presented. The increased content of ^{137}Cs in the southern Carpathians is noted. Elevated values of radiocaesium in soils of Chornogora Massif and on the adjacent areas of Carpathians are explained by the influences of mountain terrain on the fallout from contaminated clouds of postchernobyl southern trace features. Using the results of studies of soil contamination changes at the depth, the slight contamination of ^{137}Cs fruit bodies of mushrooms and plants was explained by the low accessibility of radionuclide presented in the soil.

Выброшенные в атмосферу в результате аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.) радиоактивные частицы рассеялись на огромных территориях за счет осадения из движущихся радиоактивных облаков. Существенному загрязнению подверглись территории Украины [1], Беларуси и России [2]. Последствия чернобыльского загрязнения наблюдается и в других европейских странах, а следы

чернобыльских выбросов обнаружены практически на всей поверхности Земли [2].

Природные физико-географические особенности ландшафтов (рельеф территорий), а также условия осадений определили характер загрязнения земной поверхности, над которыми распространялись воздушные массы с радиоактивными частицами. Принимая во внимание аэральный

способ распространения радиоактивных выбросов, существенную роль в формировании особенностей этих загрязнений играют горные массивы, которые являются своеобразными природными преградами на пути радиоактивных облаков [3]. Результаты радиологических исследований горных массивов – Альп [4], Балкан [5], Татр [6], Скандинавии [7], а также Украинских Карпат [8] – подтверждают существование в горных районах зон с повышенным уровнем постчернобыльского радионуклидного загрязнения. Следует отметить, что на общую картину радиоактивного загрязнения горных территорий повлияло много различных факторов – от климатических условий до разнообразия почв и биоты.

Среди антропогенных радионуклидов, глобально загрязняющих биосферу, особую роль сегодня играет ^{137}Cs , в значительной мере формирующий дозы внутреннего облучения людей на загрязненных территориях [9]. Поэтому исследование загрязнения радиоцезием объектов окружающей среды, в т.ч. и горных ландшафтов, актуально и на сегодняшний день.

Для исследования особенности загрязнения постчер-

нобыльским радиоцезием территории Украинских Карпат нами в течение последних 10 лет были отобраны образцы проб почв с горных районов Прикарпатья и Закарпатья, а также с территории Черногорского массива (высоты над уровнем моря 700–2000 м н.у.м.) и прилегающих к нему территорий. Почвы для определения плотности их радионуклидного загрязнения были отобраны на глубину 20 см методом конверта [10]. Для некоторых высотных мест Черногорского массива был выполнен отбор проб глубиной 0–5 см, 5–10 см, 10–15 см, 15–20 см, что позволило оценить содержание радионуклида в слоях исследуемых почв. На территории геостационара ЛНУ им. И. Франко (48° 10' 46" с.ш.; 24° 34' 31" в.д.; 970 м н.у.м.) был также выполнен отбор проб на глубину до 20 см с шагом 1 см, что позволило детализировать вертикальный профиль распределения удельных активностей радионуклидов и их запас (т.е. плотность загрязнения радионуклидом определенного слоя почвы, в кБк/м^2) в каждом слое почвы.

Для определения уровня загрязнения радиоцезием растений, расчета коэффициентов перехода с почвы в отдельные виды растений и в их органы на территории мас-

Таблица 1. Плотность загрязнения (As , кБк/м^2) ^{137}Cs почв, отобранных на территории региона Карпат (Львовская, Ивано-Франковская и Закарпатская обл.)

Область	Место отбора	Координаты места отбора	As, кБк/м^2
Львовская обл.	г. Стрый	49°15'29" с.ш.; 23°50'26" в.д.	1,4±0,2
	с. Уличне	49°13'55" с.ш.; 23°38'12" в.д.	1,4±0,2
	с. Дулибы	49°13'50" с.ш.; 23°49'00" в.д.	2,1±0,2
	пгт. Моршин	49°09'17" с.ш.; 23°52'07" в.д.	2,1±0,2
	пгт. Верхнее-Синьовидное	49°05'57" с.ш.; 23°35'00" в.д.	2,5±0,2
	г. Сколе	48°50'00" с.ш.; 23°27'03" в.д.	2,8±0,3
	пгт. Славск	48°59'35" с.ш.; 23°37'43" в.д.	3,2±0,3
	с. Вовче	49°12'40" с.ш.; 22°54'34" в.д.	2,5±0,2
	г. Турка	49°09'25" с.ш.; 23°02'58" в.д.	2,5±0,2
	с. Нижняя Яблунька	49°07'10" с.ш.; 22°57'44" в.д.	1,4±0,2
	с. Верхняя Яблунька	49°08'15" с.ш.; 22°54'59" в.д.	1,8±0,2
	с. Верхнее	49°02'44" с.ш.; 22°57'10" в.д.	2,1±0,2
Ивано-Франковская обл.	пгт. Яблунов	48°24'19" с.ш.; 24°56'30" в.д.	2,5±0,2
	пгт. Десятин	48°31'38" с.ш.; 24°37'41" в.д.	3,2±0,3
	г. Яремче	48°27'00" с.ш.; 24°33'00" в.д.	3,9±0,3
	с. Акришоры	48°21'39" с.ш.; 24°49'19" в.д.	23,8±2
	с. Кривопилля	48°11'41" с.ш.; 24°41'46" в.д.	24,7±2
	пгт. Верховина	48°09'06" с.ш.; 24°48'49" в.д.	24,5±2
	с. Зелене	48°03'03" с.ш.; 24°45'21" в.д.	32,9±2
	Черногорский массив*	48°09'37" с.ш.; 24°29'49" в.д.	8–25
Закарпатская обл.	пгт. Ясиня	48°16'21" с.ш.; 24°21'40" в.д.	5±0,4
	с. Квасы	48°09'19" с.ш.; 24°16'50" в.д.	4,7±0,4
	г. Рахив	48°03'00" с.ш.; 24°13'00" в.д.	3,8±0,3
	с. Ждениево	48°46'00" с.ш.; 22°59'00" в.д.	2,9±0,3
	пгт. Чинадиево	48°30'07" с.ш.; 22°50'30" в.д.	2,5±0,2

Примечание: * – для Черногорского массива даны координаты вершины г. Говерла и диапазон изменения плотности загрязнения почв в массиве.

сива в тот же период времени были отобраны пробы некоторых ягодных и лекарственных растений, а также разных видов грибов. Измерения отобранных и подготовленных к анализу проб почв, растений и грибов проводились на гамма-спектрометре с детектором ДГДК-100В по стандартным методикам.

Результаты анализа показали присутствие в исследуемых почвах с разных мест Украинских Карпат, рядом с естественными радионуклидами (^{40}K и представителями урановых и ториевых рядов – ^{212}Pb , ^{212}Bi , ^{208}Tl , ^{226}Ra , ^{228}Ac), и ^{137}Cs . Результаты исследований загрязнения ^{137}Cs почв из Карпатского региона представлены в табл. 1.

Из приведенных в таблице данных видно, что значения плотности загрязнения ^{137}Cs (в кБк/м^2) почв территорий Прикарпатья, Черногорского хребта и прилегающих территорий северной части Украинских Карпат, а также Закарпатья существенно отличаются. Так, для горных районов Львовской области (Турковский и Сколевский районы), которые размещены между южным и северо-западным следами черновильских выпадений, значения плотности загрязнения почвы приповерхностного 20-см слоя почвы радионуклидом находится в пределах 1,5–3 кБк/м^2 . Значительно (более чем на порядок) возрастает содержание ^{137}Cs в почве при приближении к Черногорскому массиву, который находится на границе Ивано-Франковской и Закарпатской областей и подвергся выпадениям из южного следа. Для Черногорского хребта содержание ^{137}Cs в почвах в 5–15 раз больше в сравнении с его содержанием

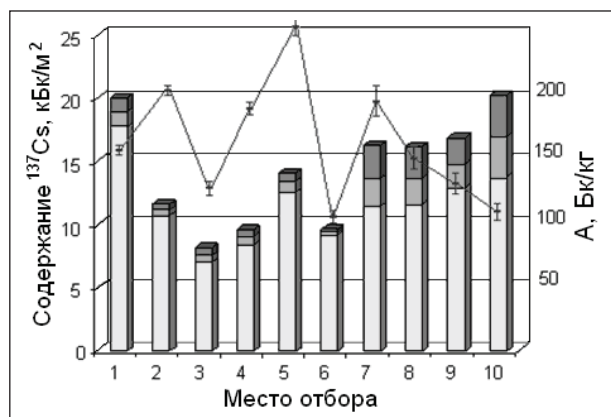
в почвах территории Карпат к северу от него, а также в Прикарпатье и в Закарпатье. Представленные в табл. 1 результаты подтверждают факт увеличения плотности выпадений ^{137}Cs из радиоактивных облаков именно в высокогорных ландшафтах.

Для Черногорского хребта наблюдается специфическая зависимость содержания ^{137}Cs в почве от высоты местности, на которой была отобрана проба. Максимальных значений содержания ^{137}Cs достигает на вершине г. Говерлы (2061 м н.у.м.) – $18,9 \pm 1,1 \text{ кБк/м}^2$ и у ее подножия на территории географического стационара ЛНУ – $23,3 \pm 1,6 \text{ кБк/м}^2$ [8]. Разница в высоте для данных мест отбора составляет более 1000 метров. Большее содержание радионуклида в районе подножия г. Говерла по сравнению с ее склонами, очевидно, может быть объяснено смывом как начальных радиоактивных выпадений [6, 8], так и позже потоками, обусловленными атмосферными осадками и таянием снежного покрова горных вершин. Важную роль играет также и высотное распределение радиоактивных частиц в загрязненных облаках на момент осаджений.

Поскольку Черногорский хребет (самая высокая часть Карпат), расположен почти перпендикулярно к основному направлению перемещения воздушных масс южного следа черновильских выпадений, то именно поэтому в пределах этого участка и наблюдается наибольшее содержание радиоактивного цезия (рис. 1).

Как видно с рис. 1, плотность загрязнения радионуклидом почвы зависит от местоположения точки отбора. Прямой зависимости между содержанием радиоцезия и высотой над уровнем моря не наблюдается. Так, максимальное значение содержания ^{137}Cs в почвах массива зафиксировано для пробы, отобранной на вершине г. Говерла (2061 м н.у.м.) – $18,9 \pm 1,1 \text{ кБк/м}^2$, а минимальное, которое составляет $7,5 \pm 0,6 \text{ кБк/м}^2$ – на вершине г. Данциж (1848 м н.у.м.). В то же время, в других местах массива загрязнения почв, отобранных на высотах 1800 м – 1970 м н.у.м. (точки 5, 7–10, рис. 1), имеют значения в пределах $(13–16) \pm 2 \text{ кБк/м}^2$. Сравнивая полученные результаты, можно сделать также вывод о тенденции к увеличению (хотя и незначительному) содержания ^{137}Cs в почвах высокогорья в южном направлении. Возможно, это обусловлено увеличением интенсивности выпадений по мере перемещения от периферии к центру южного следа. Для более точных оценок желательно иметь результаты изменения характеристик загрязнения в более широком географическом диапазоне.

Характер зависимости удельной активности ^{137}Cs в почвах массива (рис. 1, линия) отличается от плотности их загрязнения радионуклидом, для некоторых почв – существенно. Это обусловлено тем, что удельная активность почвы связана с содержанием в нем радионуклида опосредованно, через плотность почвы. Поэтому, даже при незначительных различиях в плотности загрязнения, удельная активность радионуклида в разных типах почв может существенно отличаться благодаря различному состав последних и определенным образом искажать отражение реальной картины загрязнения. Поэтому для характеристики радиоактивного загрязнения почв (а также коэффициентов, характеризующих загрязнения биоты, растущей



1 – вершина г. Говерла ($48^\circ 09'38''$ с.ш., $24^\circ 30'12''$ в.д.; 2061 м н.у.м.); 2 – склон г. Пожижевская ($48^\circ 08'39''$ с.ш., $24^\circ 31'25''$ в.д.; 1822 м н.у.м.); 3 – г. Данциж ($48^\circ 08'06''$ с.ш., $24^\circ 31'52''$ в.д.; 1848 м н.у.м.); 4 – между г. Туркул и г. Данциж ($48^\circ 07'54''$ с.ш., $24^\circ 31'48''$ в.д.; 1824 м н.у.м.); 5 – склон г. Туркул, ($48^\circ 07'26''$ с.ш., $24^\circ 31'52''$ в.д.; 1856 м н.у.м.); 6 – берег оз. Несамовитое ($48^\circ 07'27''$ с.ш., $24^\circ 32'05''$ в.д.; 1750 м н.у.м.); 7 – между г. Ребра-г. Спицы ($48^\circ 07'08''$ с.ш., $24^\circ 33'06''$ в.д.; 1911 м н.у.м.); 8 – г. Ребра ($48^\circ 06'41''$ с.ш., $24^\circ 33'36''$ в.д.; 1968 м н.у.м.); 9 – между г. Бребенескул – г. Гутин-Томнатик ($48^\circ 06'07''$ с.ш., $24^\circ 34'30''$ в.д.; 1952 м н.у.м.); 10 – берег оз. Бребенескул ($48^\circ 06'06''$ с.ш., $24^\circ 33'44''$ в.д.; 1801 м н.у.м.).

Рис. 1. Зависимость содержания ^{137}Cs в почвах Черногорского хребта (столбцы, кБк/м^2) и его активность (линия, Бк/кг) от высоты над уровнем моря

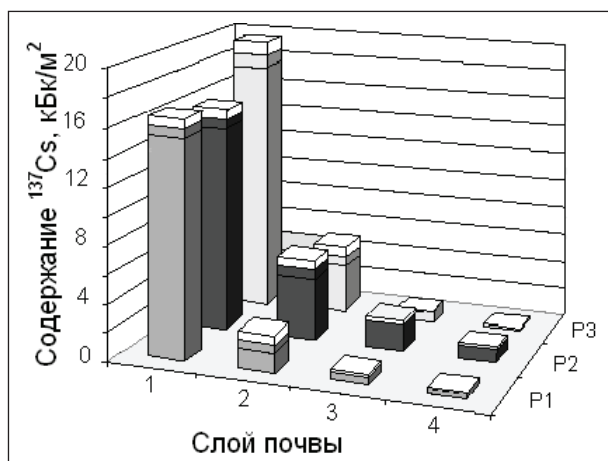


Рис. 2. Зависимость содержания ^{137}Cs в слоях почв на вершине г. Говерлы (P1, $48^\circ 09'37''$ с.ш.; $24^\circ 29'49''$ в.д., 2061 м н.у.м.), на открытом и лесном участках геостационара ЛНУ (P2 и P3, $48^\circ 10'46''$ с.ш.; $24^\circ 34'31''$ в.д., 970 м н.у.м.): глубина слоя: 1 – 0–5 см; 2 – 5–10 см; 3 – 10–15 см; 4 – 15–20 см

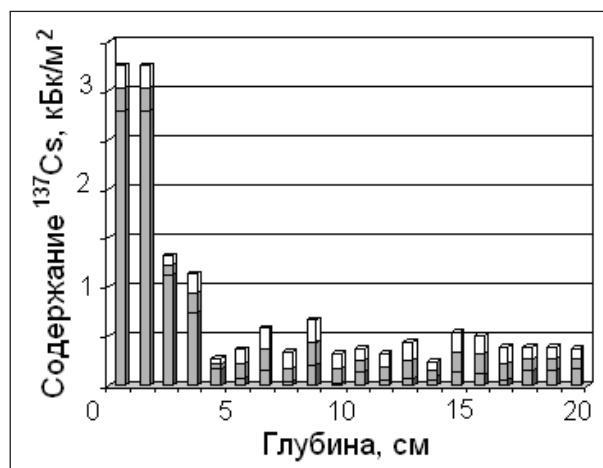


Рис. 3. Зависимость плотности загрязнения ^{137}Cs от глубины почвы на лесном участке территории географического стационара ЛНУ им. И. Франко ($48^\circ 10'46''$ с.ш.; $24^\circ 34'31''$ в.д.; 970 м н.у.м.)

на них) целесообразнее использовать именно плотность их загрязнения радионуклидом. Удельная активность может быть использована для сравнительной характеристики содержания радионуклидов в почвах одинаковой плотности или при исследовании временных изменений загрязнения на одном месте.

Миграция осажденных радионуклидов в почвах со временем определила изменение и профиля их содержания в почвах по глубине. На процесс миграции воздействует много факторов, основными из которых есть направленный перенос и диффузия [11]. Существенно воздействуют и климатические факторы [12, 13], в частности температурный режим территории, продолжительность летнего и зимнего сезонов, вид и интенсивность атмосферных осадков и др.

На рис. 2 представлено распределение содержания ^{137}Cs в пятисантиметровых слоях почв на глубину до 20 см на вершине г. Говерлы и на двух участках территории геостационара ЛНУ на сентябрь 2006 г., а на рис. 3 – распределение его содержания в сантиметровых слоях почвы лесного участка территории геостационара ЛНУ.

С рис. 2 и 3 видно, что основной запас радионуклида (около 80–90 %) в исследованных почвах содержится в их верхних 5–10 см слоях. Плотность загрязнения ^{137}Cs в 20-см слое почв на вершине г. Говерлы и около ее подножия мало отличается ($\sim 21 \pm 2$ kBq/m²), а распределение его по глубине в этих почвах почти одинаковое несмотря на разницу высот (более 1000 м) и климатических условий. Аналогичная ситуация распределения радионуклида наблюдается для почв, отобранных с разных частей Украинских Карпат. Исходя с этого, можно сделать предположение, что нет и принципиальных отличий в особенности миграции данного радионуклида в них.

Принимая во внимание такую особенность распре-

Таблица 2. Активность ^{137}Cs А (Бк/кг) в растениях и грибах с территории Черногорского хребта и соответствующие коэффициенты перехода КП (м²/кг)

	А	К _п , 10 ⁻³	А	К _п , 10 ⁻³
Растения	Листья		Стебли	
Черника	36–940	2–41	15–606	1–26
Брусника	55–170	2–4	31–87	2–3
Грибы	Шапки		Ножки	
Белый гриб	96–907	4–39	32–237	1–10
Польский гриб	252–1060	11–46	255–1530	11–66
Лисички	119–598	5–26	202–256	9–11

ления содержания ^{137}Cs в почвах Черногорского массива с глубиной, можно было бы ожидать существенного загрязнения растений и грибов, корневая система (мицелий) которых расположены в верхнем 20-см слое почв [14].

Результаты исследований загрязнения некоторых растений и видов грибов приведены в таблице 2. Коэффициент перехода КП (в м²/кг) рассчитывался как соотношение удельной активности радионуклида в растении (в Бк/кг) к плотности загрязнения им почвы (в Бк/м²) [15]. Оценивая полученные результаты, можно сказать, что не наблюдается заметного загрязнения ^{137}Cs растений и грибов Черногоры, а значения коэффициентов перехода сравнительно невелики. Такая ситуация скорее всего объясняется закреплением радионуклида в горных почвах (в первую очередь на их глинистых комплексах), что приводит к его меньшей доступности к усвоению корневыми системами растений и грибами. Большую роль при этом играют видовые особенности растений и грибов. Существенными являются также экологические условия среды произрастания – в первую очередь характеристики почв – их минеральный и гранулометрический состав, содержание гумуса, кислотность,

влажность, и т.д. Известно [12–15], что чем больше кислотность и влажность, меньшее содержание органических

веществ и физической глины, тем интенсивнее миграция радиоактивных элементов в почве.

Литература

1. Охорона навколишнього природного середовища в Україні. 1994–1995. – К., В-во Раєвського, 1997. – 95 с.
2. *Atlas of caesium deposition on Europe after the Chernobyl accident.* – Luxembourg, Office for official publications of the European Communities, 1998.
3. 20 років Чорнобильської катастрофи. Погляд у майбутнє: Національна доповідь України. – К.: Аміка, 2006. – 224 с.
4. L. Pourcelot, D. Louvat, F. Gauthier-Lafaye and P. Stile. Formation of radioactivity enriched soils in mountain ares. // *J. of Environ. Radioactivity*, 2003. – V.68. – №3. – P.215–233.
5. M. Zhiyanski, J. Bech, M. Sokolovska et al. Cs-137 distribution in forest floor and surface soil layers from two mountainous regions in Bulgaria. // *Journal of Geochemical Exploration*, 2008. – 96. – P.256–266.
6. B. Kubica, J. W. Mietelski, J. Golas et al. Concentration of ^{137}Cs , ^{40}K , ^{238}Pu and $^{239+240}\text{Pu}$ Radionuclides and Some Heavy Metals in Soil Samples from Two Main Valleys from Tatra National Park // *Polish journal of soils science*, 2002. – V.11. – №5. – P.537–545.
7. Persson H. Migration of radiocaesium in six Swedish pasture soils after the Chernobyl accident: a comparison with earlier studies 1987–2005. / *Examens-och seminariearbeten / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap, Avdelningen för markkemi och jordmånslära*, 2008. – Vol.91. – 39 p.
8. Грабовський В.А., Дзєндзелюк О.С., Трофімук А.В. Радіонуклідне забруднення ґрунтів та рослин Українських Карпат // *Науковий вісник Ужгородського університету. Серія Фізика*, 2009. – Вип.2. – С.202–207.
9. Допустимі рівні вмісту радіонуклідів ^{137}Cs і ^{90}Sr у продуктах харчування та питній воді. – К., 2006. – 22 с.
10. Методика комплексного радіаційного обстеження забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи територій (за винятком зони відчуження). – К.: Аміка-Н, 2007. – 60 с.
11. Левчук С.Е. Експериментальне вивчення і математичне моделювання процесів міграції радіонуклідів викиду ЧАЕС в ґрунтах українського Полісся: Автореф. дис. ... к.б.н. – К., 1995. – 24 с.
12. Переволоцкий А.Н. Распределение ^{137}Cs и ^{90}Sr в лесных биогеоценозах. – Гомель: РНИУП «Институт радиологии», 2006. – 255 с.
13. Краснов В.П., Орлов О.О., Бузун В.О. та ін. Прикладна радіоекологія лісу / Під ред. д. с.-г. н. проф. В.П. Краснова. – Житомир: «Полісся», 2007. – 680 с.
14. Кравець О.П. Радіоекологічні аспекти формування потоків радіонуклідів в системі «ґрунт-рослина». Автореф. дис. докт. біол. наук. – Київ, 2001. – 33 с.
15. Сельскохозяйственная радиозкология / Под ред. Алексахина Р.М., Корнеева Н.А. – М.: Экология, 1992. – 400 с.

ПРОБЛЕМЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА НА ГРЫЗУНАХ В ЗОНЕ ЛОКАЛЬНОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ (ВОСТОЧНО-УРАЛЬСКИЙ РАДИОАКТИВНЫЙ СЛЕД)

Е.Б. Григоркина¹, Г.В. Оленев¹, О.В. Тарасов²

¹ФГБУН Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия

²ФГУП «ПО «Маяк», Озерск, Россия, grigorkina@ipae.uran.ru

PROBLEMS OF A RADIOECOLOGICAL MONITORING IN RODENTS IN THE ZONE OF THE LOCAL RADIOACTIVE CONTAMINATION (EASTERN URALS RADIOACTIVE TRACE)

Е.Б. Grigorkina¹, G.V. Olenov¹, O.V. Tarasov²

¹FGBUN Institute of Animal & Plant Ecology Ural Department RAS, Ekaterinburg, Russia;

²FGUP PA «Mayak», Ozersk, Russia

Abstract. The main problems of radioecological monitoring in rodents in a zone of local radioactive contamination – Eastern Urals Radioactive Trace (EURT) are considered: configuration and size of the zone, complex intrapopulation structure, migration of rodents, spatial and temporal heterogeneity of zone' contamination. It is recommended: (1) to use the functional – ontogeny approach in a practice of the radioecological monitoring, so it allows to work with homogeneous samples from the natural environment; (2) to take into account both a role of a configuration of any technogenic polluted zone and rodents' migrations in adaptation.

Интерес к вопросам миграции радионуклидов и биологическому действию ионизирующих излучений продолжает усиливаться в связи с использованием атомной энергии, интенсивным испытанием ядерного оружия, а также крупными радиационными авариями XX века (Кыштымская авария на Южном Урале 1957 г. и авария на Чернобыльской АЭС 1986 г.) и XXI века (авария на ядерных блоках Фукусима-1, Япония 2011 г.), результатом которых явилось

загрязнение долгоживущими радионуклидами обширных территорий. Каждая зона техногенного загрязнения специфична не только по спектру, количеству радионуклидов, структуре экосистем, но и по конфигурации зоны и ее размерам. В этом отношении Восточно-Уральский радиоактивный след (результат Кыштымской радиационной аварии 1957 г.) представляет особый интерес, поскольку, как мы [1–3] отмечали ранее, имеет специфическую кон-

фигурацию – узкую протяженную территорию с резко падающим градиентом радиоактивного загрязнения. Это одна из главных особенностей зоны ВУРСа и проблема №1 при проведении радиоэкологического мониторинга на мышевидных грызунах. Из-за малого поперечного размера облака радиоактивные выпадения сконцентрировались вдоль оси его движения, где удельная плотность поверхностного загрязнения оказалась максимальной за счет малого рассеяния радиоактивных веществ атмосферой на большое расстояние [4]. Основным искусственным загрязнителем в зоне ВУРСа – ^{90}Sr , который накапливается в скелете позвоночных животных и является источником внутреннего облучения.

В течение 12-ти летнего периода нами проводятся непрерывные мониторинговые исследования на грызунах, как биотест-объектах, отловленных на этом уникальном по конфигурации полигоне, по изучению аккумуляции стронция-90 в скелете животных и биологических ответов на разных уровнях организации. Отметим, что среди теплокровных животных грызуны служат наиболее удобным объектом, пригодным для проведения подобных исследований в силу достаточно подробной изученности, многочисленности в природе, что дает возможность получения массового материала и корректной обработки данных. Представленность грызунов в большинстве биотопов ВУРСа, гомойотермность, возможность изучения эффектов в чреде быстро сменяемых поколений, сложная, но поддающаяся изучению возрастная структура и т.д. позволяют их использовать в качестве объектов мониторинга. Наконец, особенно важной является возможность дальнейшей экстраполяции результатов на других млекопитающих и человека. Однако при проведении мониторинга на грызунах в зонах любого загрязнения возникает ряд проблем, с которыми сталкивается исследователь.

Прежде всего это сложная внутривидовая структура грызунов (проблема №2). По мнению академика И.А. Шиловой [5] представление о популяции, как о биологической системе надорганизменного уровня, предусматривает наличие определенной структуры, лежащей в основе ее устойчивого существования во времени. В то же время разнородность – необходимое условие поддержания популяции как единой функционирующей системы [6]. По мнению академика С.С. Шварца [7] структурированность популяций означает наличие в их составе внутривидовых группировок.

Для работы с однородными по функциональному состоянию выборками мышей и полевок мы используем функционально-онтогенетический подход [подробно 8, 9], основанный на поливариантности развития мышевидных грызунов, их способности к реализации альтернативных типов роста и развития (два типа онтогенеза), значение которых в популяции различно. Животные, реализующие однофазный рост (созревшие сеголетки I тип) предназначены для наращивания численности популяции за счет размножения в год рождения, функция зверьков II типа онтогенеза – несозревшие сеголетки (двухфазный рост, II тип 1-я фаза) – переживание неблагоприятных условий и последующее возобновление популяции в очередной фазе

своего развития – зимовавшие (II тип 2-я фаза).

Животные разных типов онтогенеза существенно различаются интенсивностью процессов метаболизма, продолжительностью жизни и скоростью старения, изученной по возрастным маркерам [8, 9]. Значимые различия между особями альтернативных типов онтогенеза выявлены также по радиочувствительности, оцененной в лабораторном эксперименте при остром радиационном воздействии. Установлено, что особи II типа онтогенеза являются достоверно более радиорезистентными по сравнению с особями I типа онтогенеза: ЛД_{50/30} – $13,2 \pm 0,1$ Гр и $12,7 \pm 0,2$ Гр, соответственно ($p < 0,05$) [10]. При одной и той же дозе острого тотального облучения летальность созревших сеголеток (I тип) была в 3 раза выше, чем особей II типа. Сходную картину наблюдали по средней продолжительности жизни и показателям системы гемопоза как по глубине поражения, так и по срокам и полноте восстановления количественных элементов крови и костного мозга [10]. Эти результаты приводят к выводу о более высокой радиационной устойчивости особей II типа онтогенеза, в значительной степени, связанной с минимизацией процессов метаболизма и снижением энергозатрат.

Следовательно острое повреждающее воздействие радиации на популяцию определяется различиями в радиочувствительности слагающих ее внутривидовых группировок. Разделение населения на альтернативные дискретные модальные группы является наиболее выгодным для популяции с эколого-энергетических позиций, т.к. приводит к повышению эффективности потока энергии через население животных (увеличение прихода энергии и уменьшение расхода) [11]. Таким образом, функционально-онтогенетический подход позволяет работать с однородными как по функциональному статусу, так и по радиорезистентности выборками животных из природной среды, что важно при изучении биологических последствий радиационного воздействия.

Еще один важный аспект, на который необходимо обратить особое внимание – это миграции грызунов (проблема №3). Грызуны (мыши и полевки) характеризуются высокой миграционной активностью. Для них характерны сезонные миграции и лабильные типы пространственной структуры [12]. В природе миграции лесных и полевых мышей составляют от 800 м до 2,5 км [13, 14]. В актографе зверьки пробегают десятки километров в сутки. Большинство зоологов, работавших с мелкими грызунами, хорошо знают о непостоянстве их населения, связанном с подвижностью животных, что затрудняет работы с мечением [8, 9, 11–16]. Как правило, в течение короткого промежутка времени меченые животные с облавливаемой территории эмигрируют, а их место занимают иммигранты, причем этот процесс продолжается даже зимой, хотя и значительно ослаблен. На локально загрязненных территориях отсутствие постоянства состава обитающих здесь животных имеет принципиальное значение при изучении вопросов радиоадаптации. Актуальность результатов определяется еще и тем, что расчеты дозовых нагрузок, учитывающих локальность конфигурации и гетерогенность (мозаичность) загрязнения (проблема №4) природных экосистем, а также

неоднородность состава населения животных, практически отсутствуют.

Однако до настоящего времени некоторые исследователи игнорируют миграционные процессы, как важный параметр популяционной динамики [17, 18], базируясь на представлении об изоляции (полной или частичной) населения мелких млекопитающих в зоне ВУРСа.

Мы [1–3], придерживаемся альтернативного взгляда, суть которого состоит в том, что утверждение о территориальной изоляции расстоянием частично справедливо лишь для обширных территорий, подобных загрязнению в результате аварии на Чернобыльской АЭС [19] или аварии на ядерных блоках АЭС Фукусима-1 (Япония, 2011 г.) [20]. Для зоны ВУРСа подобные представления некорректны, поскольку не учитывают размеры и конфигурацию зоны загрязнения, а также взаимосвязанный с ними меняющийся (за счет миграций/дисперсий) состав населения мелких грызунов.

В процессе мониторинговых исследований мы изучили миграции грызунов в зоне влияния ВУРСа на разных фазах динамики численности [21], используя при этом тетрациклиновую метку, которая обеспечивает массовое неизбирательное маркирование [22] и при отлове зверьков в любом из локалитетов однозначно позволяет идентифицировать особей с участка мечения. Приманку с тетрациклином раскладывали в центральной части ВУРСа на участке с плотностью загрязнения почвы $^{90}\text{Sr} - 500 \text{ Ки/км}^2$. Тетрациклин, попадая в организм, поступает в кальцифицированные ткани растущих участков скелета и длительно в них сохраняется [22]. Важно отметить, что количество особей, меченых тетрациклином, существенно выше, чем самопометившихся ^{90}Sr – основным естественным маркером в зоне ВУРСа.

Установлено [21], что подавляющее большинство мелких грызунов разной экологической специализации (лесные, полевые мыши, красные, серые и водяные полевки) на участках, где раскладывали прикормку с тетрациклином, было помечено. На участках мечения доля оседлых особей в разные годы варьировала от 30 % до 60 %. Среди лесных и полевых мышей резиденты в среднем составляли по 30 %. Со временем (30–55 дней) на участке мечения число зверьков с меткой закономерно уменьшалось, в то время как возрастала их доля на разном удалении. Уже на третий, четвертый день после мечения зверьков отлавливали на расстоянии 2 км, даже автомагистраль не являлась препятствием для их перемещений. Такую картину наблюдали во все годы исследований, варьировала лишь доля животных с меткой, мигранты были отловлены в 6 км и 9 км, в том числе, и за пределами радиационного заповедника.

В итоге, на большом статистическом материале, полученном в течение 4-х лет мечения тетрациклином [21], убедительно показано, что в радиационном биоценозе существуют активные перемещения животных, что население зоны ВУРСа не изолировано, непостоянно (проточное население), оно меняется за счет вселенцев с чистых территорий и выселенцев из зоны загрязнения практически также, как и на любых других техногенно за-

грязненных территориях подобной конфигурации. При этом отсутствие постоянства состава населения в чреде поколений, препятствует развитию адаптации у грызунов вагильных видов и приводит к диссеминации мутационного груза на сопредельные территории [2, 3, 21]. По данным радиоактивного самомечения (^{90}Sr является пожизненным маркером пребывания особи в зоне ВУРСа) доля мигрантов в выборках разных лет и сезонов отлова варьировала от 17 до 40 % [23].

Остановимся подробнее на одном из собственных примеров, свидетельствующих о существенном влиянии миграций на оценку параметров депонирования ^{90}Sr в скелете животных и гематологических эффектов у грызунов из зоны ВУРСа [24]. Нами проведен сопряженный анализ вышеупомянутых показателей в выборках зимовавших особей малой лесной мыши (*Sylvaeus uralensis*) (абсолютный доминант в районе исследований) с импактного (плотность загрязнения почвы $^{90}\text{Sr} - 18,5 \text{ МБк/м}^2 = 500 \text{ Ки/км}^2$) и фонового, расположенного за пределами радиационного заповедника (9–12 км), участков. По индивидуальным данным накопления ^{90}Sr в костной ткани грызунов выявлено 20 % мигрантов, у которых удельная β -активность в скелете на порядки величин была выше фоновых значений и соответствовала параметрам накопления радионуклидов, регистрируемым у грызунов из зоны загрязнения. Характеристики крови и костного мозга мигрантов также отличались от фоновых и были исключены из межгрупповых сравнений.

Установлено, что количественные показатели системы гемопоэза у мышей из импактной выборки были значимо ниже, чем в контроле: лейкоциты ($3566,7 \pm 1116$ и $7162,5 \pm 211,7$; $p = 0,0001$), миелокариоциты ($12836,7 \pm 2711$ и $17658,3 \pm 752,4$; $p = 0,002$) [24]. В то же время вариабельность параметров системы гемопоэза у особей из зоны радиоактивного загрязнения была выше, чем в группе сравнения: КВ для лейкоцитов составил 31 %, для клеток костного мозга – 21 %, для эритроцитов – 16,5 %, для спленоцитов – 45,5 %; в контроле – 2,9 %; 4,2 %; 11,2 % и 18,6 %, соответственно. Оценка связи наблюдаемых эффектов с удельной активностью ^{90}Sr в костной ткани с помощью коэффициента корреляции Пирсона показала высоко достоверную отрицательную зависимость. При этом индивидуальные радиометрические данные у лесных мышей из зоны ВУРСа различались в 13 раз (19,8–263 Бк/г). Такие различия в аккумуляции ^{90}Sr в скелете однородных по функциональному статусу зимовавших особей свидетельствуют как о пространственной неоднородности радионуклидного загрязнения полигона, так и о высокой миграционной активности лесных мышей, особенно весной в начале сезона размножения, когда происходит быстрый рост и созревание, зверьки становятся высоко стресс-реактивными, характеризуются максимальной интенсивностью процессов метаболизма и старения [8]. Таким образом, выявить четкую зависимость показателей гемопоэза от накопления в скелете радионуклидов удалось только при работе с выборками грызунов, однородными по функциональному статусу, т.е. на основе функционально-онтогенетического подхода [8] и закономерным исключением мигрантов, что

существенно повысило точность полученных данных.

Мониторинг радиоактивного загрязнения окружающей среды проводится во всех экономически развитых странах мира. Недавние события на атомной электростанции Фукусима-1 в Японии оживили вопросы по эффектам действия радиации на живую природу, включая человека. Литературные источники предлагают разные, подчас даже противоречивые мнения, относительно долгосрочных воздействий на биоту, сообщая о существенных эффектах при действии очень низких уровней доз.

В ряде исследований рассмотрены эффекты на хромосомном и молекулярном уровне у животных в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС. К примеру в работе [25] сообщали о связи уровня хромосомных aberrаций в костном мозге с концентрацией радионуклидов в организме рыжих полевок, отловленных на пяти радиоактивно загрязненных участках в Белоруссии. Показано, что интенсивность мутационного процесса оставалась на одном уровне в период 1986–1996 гг. (примерно на протяжении 22-х поколений грызунов), хотя мощность дозы за этот период снижалась в 2,5–3 раза. Цитогенетические исследования, выполненные на самках, доставленных с участков с повышенным радиационным фоном и на их потомках, рожденных в условиях лабораторного вивария, выявили сходный с материнскими особями уровень хромосомных aberrаций [26]. Здесь же отмечена увеличенная частота микроядер в полихроматофильных эритроцитах рыжей полевки в 1996 г. Другие авторы [27], напротив, не нашли существенного повышения числа микроядер в эритроцитах рыжей полевки в 1997

г. при мощности дозы 86 mGy d^{-1} и предположили, что это связано с развитием радиорезистентности у животных. В то же время в работе [28] указано на значимое увеличение генетического разнообразия у рыжих полевок при той же мощности дозы по сравнению с контрольными участками, и авторы полагают, что выявленные эффекты отчасти связаны с миграционными процессами.

Вышеприведенные данные обозначили проблему интерпретации результатов, полученных разными исследователями в одни и те же годы в зоне Чернобыльского загрязнения. Возникает вопрос: являются ли наблюдаемые эффекты последствиями хронического радиационного воздействия в малых дозах или это остаточные эффекты острого кратковременного облучения в высоких дозах, полученных в начальный период после аварии и переданные потомкам на обширной территории Чернобыльского загрязнения? Этот и ряд других важных вопросов, касающихся унификации подходов к проведению мониторинговых исследований на разных тест-объектах, к полевой дозиметрии (учет внешнего и внутреннего облучения), к многочисленным факторам, влияющим на полученные данные в натурных условиях, к корректному выбору участков, к определению порогов доз и рисков при длительном хроническом облучении широко обсуждаются в литературе. При этом во многих публикациях отмечена недостаточность данных длительного непрерывного радиоэкологического мониторинга об аккумуляции техногенных радионуклидов и эффектах радиационного воздействия в малых дозах на живые объекты, полученных в зонах загрязнения [29–34].

Литература

1. Григоркина Е.Б., Оленев Г.В. Роль конфигурации загрязненной территории в формировании проточных популяций (на примере грызунов) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Мат-лы II междунар. конф. – Томск: Тандем-Арт, 2004. – С.160–162.
2. Grigorkina E.B., Olenov G.V. Radioadaptation of rodents in the zone of local radioactive contamination (Kyshtym Accident, RUSSIA): 50 years on // Radioprotection, 2009. – V.44. – №5. – P.129–134.
3. Grigorkina E.B., Olenov G.V. East Urals Radioactive Trace: adaptive strategy of rodents' population // Radioprotection, 2011. – V.46. – №6. – P.437–443.
4. Тетерин А.Ф. Эколого-климатические особенности зоны Восточно-Уральского радиоактивного загрязнения. – Екатеринбург: УрО РАН, 2011. – 368 с.
5. Шилов И.А. Биосфера, уровни организации жизни и проблемы экологии // Экология, 1981. – №1. – С.5–11.
6. Шилов И.А. Роль разнокачественности в функционировании популяционных систем // Грызуны. – Л., 1983. – С.473–475.
7. Шварц С.С. Популяционная структура вида // Зоол. журн. 1967. – Т.46. – Вып.10. – С.1456–1469.
8. Оленев Г.В. Альтернативные типы онтогенеза цикломорфных грызунов и их роль в популяционной динамике (экологический анализ) // Экология, 2002. – №5. – С.341–350.
9. Оленев Г.В. Определение возраста цикломорфных грызунов, функционально-онтогенетическая детерминированность, экологические аспекты // Экология, 2009. – №2. – С.103–115.
10. Григоркина Е.Б. Экологический анализ радиорезистентности грызунов: Автореф. дис. ... канд. биол. наук. – Екатеринбург. ИЭРиЖ УрО РАН, 1998.
11. Кряжмский Ф.В., Большаков В.Н. Функционально-экологическая роль биологического разнообразия в популяциях и сообществах // Экология, 2008. – №6. – С.403–410.
12. Флинт В.Е. Пространственная структура популяций мелких млекопитающих. – М.: Наука, 1977. – 183 с.
13. Шипанов Н.А. Функциональная организация популяции – возможный подход к изучению популяционной устойчивости. Прикладной аспект (на примере мелких млекопитающих) // Зоол. журн. 2002. – Т.81. – №9. – С.1048–1077.
14. Шипанов Н.А., Шилова С.А., Смирин Ю.М. Структура и функции различных поселений лесной мыши (*Apodemus uralensis*) // Успехи современной биологии, 1997. – Т.117. – Вып.5. – С.624–639.
15. Большаков В.Н., Баженов А.В. Радионуклидные методы мечения в популяционной экологии млекопитающих. – М.: Наука, 1988. – 157 с.
16. Лукьянов О.А. Феноменология и анализ миграций в популяциях мелких млекопитающих: Автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Екатеринбург: ИЭРиЖ УрО РАН, 1997.
17. Любашевский Н.М., Стариченко В.И. Адаптивная стратегия популяций грызунов при радиоактивном и химическом загрязнении среды // Радиационная биология. Радиоэкология, 2010. – Т.50. – №4. – С.405–413.
18. Orechova N.A., Rasina L.N. Biochemical analysis of the metabolism of small rodents living in different radioecological conditions // Russian J. Theriol. 2012. Vol. 11. N 1. P.21–31.

19. Алексахин Р.М., Санжарова Н.И., Фесенко С.В. Радиоэкология и авария на Чернобыльской АЭС // *Атомная энергия*, 2006. – Т.100. – Вып.4. – С.267–276.
20. Moller A.P., Hagiwara A., Matsui S., et al. Abundance of birds in the Fukushima as judged from Chernobyl // *Environmental Pollution*, 2012. – V.164. – P.36–39.
21. Григоркина Е.Б., Оленев Г.В. Миграции грызунов в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа (радиобиологический аспект) // *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2013. – №1. – С.76–83.
22. Клевезаль Г.А., Мина М.В. Методика группового мечення грызунов с помощью тетрациклина и возможности ее использования в экологических исследованиях // *Зоол. журн.* 1980. – Т.19. – Вып.6. – С.937–941.
23. Григоркина Е.Б., Оленев Г.В., Тарасов О.В. Миграционная активность грызунов в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Терофауна России и сопредельных территорий: Матер. Междунар. совещ. – Москва: Т-во научных изданий КМК. 2011. – С.125.*
24. Григоркина Е.Б., Оленев Г.В., Верхотурцев М.С., Тарасов О.В. ВУРС: депонирование стронция-90 реакция системы гемопоза, вариативность признаков как следствие миграционных процессов в населении мелких грызунов // *Биологические системы: устойчивость, принципы и механизмы функционирования: мат-лы IV Всеросс. науч.-практ. конф. с междунар. участием. Нижнетагильская гос. соц.-пед. акад. – Нижний Тагил: НТГСПА, 2012. – Ч.1. – С.124–128.*
25. Ryabokon N.I., Smolich I.I., Kudryashov V.P., Goncharova R.I. Long-term development of the radionuclide exposure of murine rodent populations in Belarus after the Chernobyl accident // *Radiat. Environ. Biophys.*, 2005. – V.44. – P.169–181.
26. Ryabokon N.I., Goncharova R.I. Transgenerational accumulation of radiation damage in small mammals chronically exposed to Chernobyl fallout // *Radiat. Environ. Biophys.*, 2006. – V.45. – P.167–177.
27. Rodgers B.E., Baker R.J. Frequencies of micronuclei in bank voles from zones of high radiation at Chernobyl, Ukraine // *Environ. Toxicol. Chem.*, 2000. – V.19. – P.1644–1648.
28. Matson C.W., Rodgers B.E., Chesser R.K., Baker R.J. Genetic diversity of *Clethrionomys glareolus* populations from highly contaminated sites in the Chernobyl region, Ukraine // *Environ. Toxicol. Chem.*, 2000. – V.19. – P.2130–2135.
29. Geras'kin S.A., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. Effects of non-human species irradiation after the Chernobyl NPP accident // *Environ. Int.*, 2008. – V.34. – P.880–897.
30. Grimes R.W., Nuttall W.J. Generating the option of a two-stage nuclear renaissance. *Science*, 2010. – V.329. – P.799–803.
31. Howard B.J. et al. Protection of the environment from ionizing radiation in a regulatory context – an overview of the PROTECT coordinated action project // *J. Radiol. Prot.*, 2010. – V.30. – P.195–214.
32. Garnier-Laplace, J., Della-Vedova, C., Andersson, P. et al. A multi-criteria weight of evidence approach to derive ecological benchmarks for radioactive substances // *J. Radiol. Prot.*, 2010. – V.30. – P.215–233.
33. Moller A.P., Mousseau T.A. Biological consequences of Chernobyl: 20 years on // *Trends in Biology and Evolution*, 2006. – Vol.21. – №4. – P.200–207.
34. Hosseini A et al. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments // *J. Radiol. Prot.*, 2010. – V.30. – P.235–264.

МЕТОДИКА ОПРЕДЕЛЕНИЯ СОДЕРЖАНИЙ ^{137}Cs В СКВАЖИНАХ С ПОМОЩЬЮ СПЕКТРОМЕТРИЧЕСКОГО ГАММА-КАРОТАЖА

Ю.А. Гринштейн, Т.Д. Мурзадилов, О.В. Логвинов

Институт геофизических исследований, г. Курчатов, Республика Казахстан, igr@igr.kz

METHOD OF DEFINING THE AMOUNT OF ^{137}Cs IN WELLS BY THE SPECTROMETRIC GAMMA RAY LOGGING

Yu.A. Grinshteyn, T.D. Murzadilov, O.V. Logvinov

Institute of Geophysical Research, NNC RK, Kurchatov, Kazakhstan

Abstract. The method of the spectrometric gamma ray logging used by the wells survey to define the amount of ^{137}Cs according to its gamma-ray radiation. The main point of this method is to measure the spectral distribution of the gamma-ray radiation of rocks along the log, to correct the data in accordance with the well conditions, to find out the calibration characteristic of the spectrometer. Each measured spectrum is divided into background and informative part with their own calibration characteristics. The amount of ^{137}Cs is calculated according to a special formula.

Описанная ниже методика разработана с целью контроля за процессами миграции ^{137}Cs , возникшим в результате подземных ядерных взрывов, в массиве горных пород.

В настоящее время в мировой практике определение содержания ^{137}Cs в скважинах проводится путем анализа проб воды, отобранных из ствола скважины. Однако работы, проведенные в 1966–79 гг. на участке Азгир, где проверялась возможность создания подземных полостей в соляных куполах с помощью ядерных взрывов для хранения углеводородов, показали, что содержание ^{137}Cs в воде

скважин, пройденных вблизи ядерных полостей, в основном, не превышает 10 Бк/л, в то же время в нерастворимом остатке его содержание достигает 9000 Бк/кг, т.е. основная масса цезия, возникшая в результате взрыва, находится в нерастворимой форме [1].

При отборе водных проб в гидрогеологических скважинах на участке Балапан бывшего Семипалатинского испытательного ядерного полигона было обнаружено только значимое присутствие стронция-90 и трития, цезий-137 найден не был. Однако известно, что при взрыве атомной

бомбы образуется 180 Кюри радиоактивного цезия на каждую килотонну мощности взрыва, т.е. миграция цезия-137, если она имеет место, происходит путем его переноса коллоидными растворами. Таким образом, совершенно очевидно, что для выявления и контроля за процессами миграции необходимо разработать способ, позволяющий определять содержание цезия-137 в стенках скважин. Исходя из условий постановки задачи можно утверждать, что единственным способом, позволяющим провести прямое определение ^{137}Cs в стенках скважины, является спектрометрический гамма-картаж.

При лабораторном анализе проб горных пород и руд на естественные гамма-излучающие радиоактивные элементы (ЕРЭ) – радий, торий и калий широко применяется спектрометрический анализ с использованием в качестве детектора полупроводниковых детекторов (ППД), а в качестве анализаторов – многоканальные амплитудные анализаторы. Однако разработанные для проведения такого анализа способы и устройства не пригодны для решения поставленной задачи в условиях скважинного пространства, так как ППД нуждаются в глубоком охлаждении (применяется жидкий азот), и они имеют низкую эффективность регистрации гамма-излучения, что вызывает необходимость проводить измерения с длительными экспозициями, достигающими нескольких часов. Указанные особенности спектрометрического анализа с использованием ППД не позволяют использовать этот способ при каротаже скважин. В опубликованной литературе имеются источники, в которых описаны способы проведения гамма-спектрометрического каротажа для определения содержания ЕРЭ по разрезу скважин. Однако

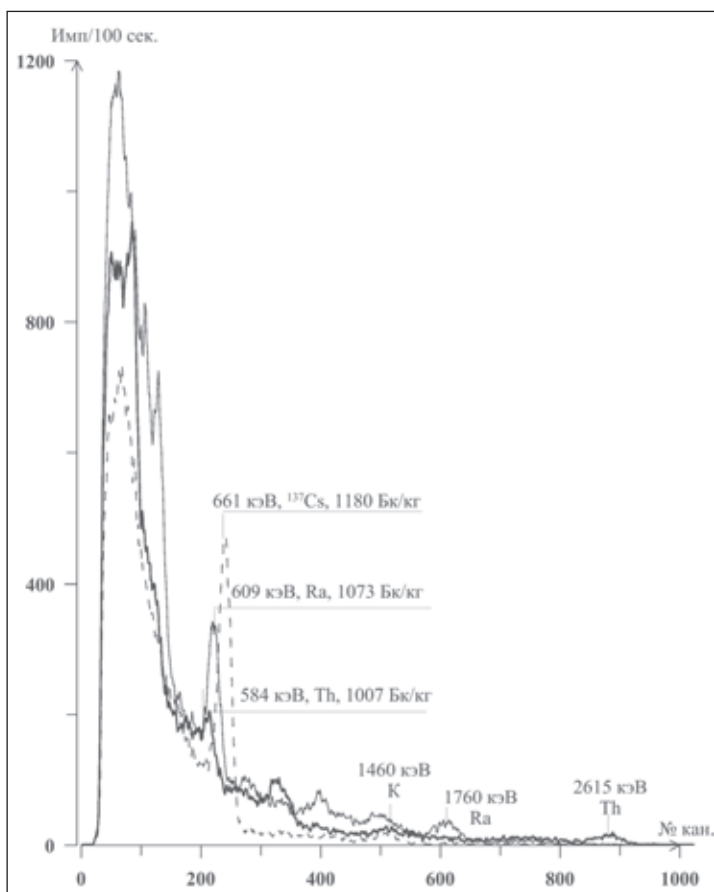


Рис. 1. Спектры, измеренные на моделях цезия, радия и тория

ни в одном опубликованном источнике не рассматривается способ определения содержания ^{137}Cs , возникшем при проведении подземного ядерного взрыва. Это, по-видимому, связано с тем, что в области расположения фотопика ^{137}Cs (661 кэВ – аналитическая линия цезия) находятся фотопи-

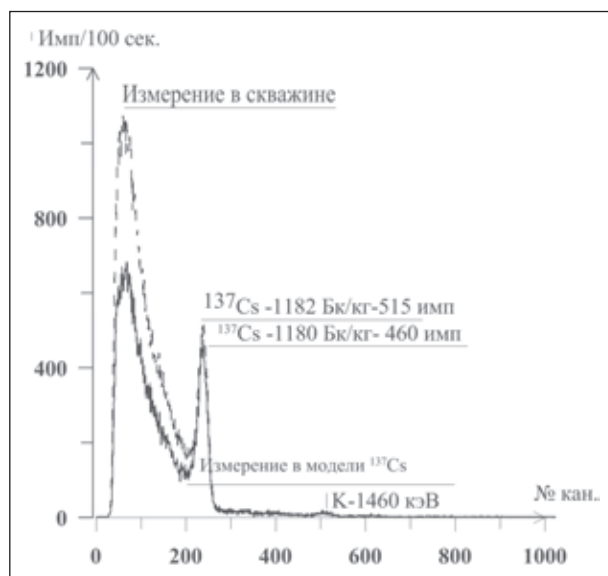


Рис. 2. Спектры, измеренные на модели цезия и в скважине

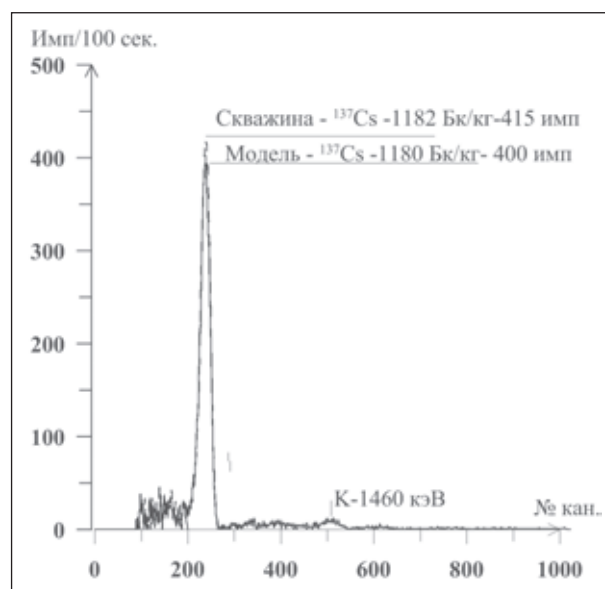


Рис. 3. Спектры, измеренные на модели цезия и в скважине с учетом фона

ки радия (609 кэВ) и тория (584 кэВ), которые, (как это видно из рисунка 1) плохо разрешаются с аналитической линией цезия. Кроме того, на эту часть спектра оказывает значительное влияние вклад многократно рассеянного жесткого излучения калия (1460 кэВ), радия (1120 и 1760 кэВ) и тория (2615 кэВ), которое, накапливаясь в левой части спектра (фактор накопления), увеличивает фон под аналитической линией цезия, при этом величина этого влияния зависит как от содержания ЕРЭ, так и от геометрических условий измерений в скважине и ее заполнения.

Суть разработанной методики сводится к следующему:

Измерения проводятся в интервале 0,2–3,0 мЭВ 1024-канальным стабилизированным спектрометром, стабильность энергетической шкалы которого обеспечивается использованием дифференциальной системой стабилизации, защищенной патентом [2] и скважинным прибором с детектором NaI, размером 50×250 мм с разрешением по линии ^{137}Cs (661 кэВ) порядка 8,5 %. Стабилизация спектра осуществляется по реперному фотопику ^{40}K , практически присутствующему во всех горных породах. Точность стабилизации реперного фотопика составляет около 1 % отн. при его расположении на 505 канале спектрометра. Дальнейшее улучшение стабилизации энергетической шкалы спектрометра достигается путем нахождения энергетической характеристики спектрометра $N=F(E)$ (где N – номер канала спектрометра, E – энергия излучения) индивидуально для каждого измеренного спектра, для чего используется найденная экспериментальным путем, зависимость положения фотопиков цезия, радия и тория от положения реперного фотопика калия (1460 кэВ), и таким образом все спектры приводятся к единому масштабу с точностью до 1 канала спектрометра.

Уменьшение влияния изменения геометрических условий измерений на результаты измерений осуществляется путем учета фоновой составляющей спектра. Из рассмотрения рисунка 2, где приведены два спектра, измеренные на модели с содержанием ^{137}Cs 1180 Бк/кг и в скважине №104/1 на глубине 98 м, где спектрометрическим гамма-каротажем было определено содержание цезия равное 1182 Бк/кг, видно, что скорость счета в фотопике цезия в скважине почти на 10 % выше, чем в модели, что связано с возрастанием фонового излучения в воде, заполняющей скважину. В тоже время из рисунка 3, где приведены те же спектры, но с учетом фона, видно, что при выполнении этой операции разница в скорости счетов не превышает статистической погрешности измерений, т.е. чувствительность метода становится независимой от условий измерений.

Калибровка аппаратуры проводится на специально изготовленных моделях скважин, насыщенных по спектру, но не насыщенным по интенсивности излучения, что позволило изготовить их небольшого размера с весом не превышающем 20 кг, т.е. они мобильны и используются для контрольно-настроечных операций непосредственно при проведении работ на скважинах.

Модели представляют собой полые цилиндры, изго-

Таблица 1. Заданные содержания радионуклидов в моделях скважин

Модель	Расчетное содержание радионуклидов в Бк/кг				Измеренное содержание Cs Бк/кг
	Cs	K	Ra	Th	
Fon	1,6	53	90	7	3
Cs	1180	53	90	7	1185
K	–	1046	90	7	4
Ra	–	53	1073	–	5
Th	–	53	–	1007	3
Cs-K-Ra-Th	1010	53	1006	2207	1020

товленные из жести, длиной 350 мм, диаметр внутреннего отверстия 100 мм, внешний диаметр – 200 мм. В качестве наполнителя использовался цемент марки 400, который после добавки в него заданного количества радионуклидов, затворялся водой и заливался в подготовленные формы. Всего было изготовлено 6 моделей.

Параметры моделей приведены в таблице.

Модели выполняют несколько функций:

- служат для нахождения начальной калибровки энергетической шкалы спектрометра, т.е. по результатам их измерений находится зависимость $N=F(E)$, где E – энергия излучения (кэВ), N – номер канала;
- используются для нахождения вкладов излучения радия, тория и калия в область излучения цезия;
- используются для контрольно-измерительных операций до и после каротажа для определения стабильности работы

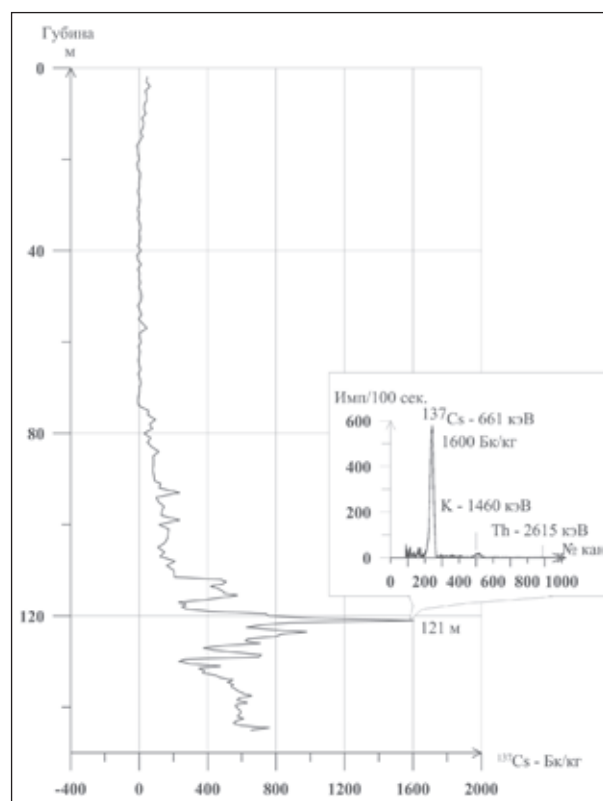


Рис. 4. Результаты спектрометрического гамма-каротажа по скв. 104/2

аппаратуры.

Вклад излучения тория (584 кэВ) и радия (609 кэВ) и калия (1460 кэВ) в область измерения цезия-137 (661 кэВ) учитывается по результатам измерения жестких линий этих элементов, присутствующих в спектре (К-1460 кэВ, Ra-1760 кэВ, Th-2615 кэВ) и нахождения коэффициентов вкладов этих линий в аналитическую область методом наименьших квадратов. Найденные коэффициенты используются для нахождения содержания ^{137}Cs из аналитического выражения:

$$C_{\text{Cs}} = (J_{\text{Cs}} - k_1 \cdot J_{\text{K}} - k_2 \cdot J_{\text{Ra}} - k_3 \cdot J_{\text{Th}} - A_0) / K,$$

где C_{Cs} – содержание ^{137}Cs в Бк/кг; J_{Cs} , J_{K} , J_{Ra} , J_{Th} – измеренные счета в энергетических «окнах» с вычетом фона, соответствующие излучению цезия, калия, радия и тория; A_0 – свободный член уравнения; k_1 , k_2 , k_3 – коэффициенты вкладов в канал цезия излучения калия, радия и тория, соответственно; K – чувствительность метода в имп/Бк.

Результаты применения описанного способа гамма-спектрометрического анализа в моделях скважин приведены в таблице, из которой видно, что результат анализа

вполне удовлетворительный даже при значительных содержаниях ЕРЭ, которые совместно довольно редко встречаются в природе.

Для получения низкого порога чувствительности (порядка 3–5 Бк/кг при вероятности $P=0,67$) каротаж проводится дискретным методом с шагом 0,5 м и экспозицией 100 сек.

С использованием описанного метода был проведен каротаж в гидрогеологических скважинах на бывшем Семипалатинском ядерном полигоне. Результаты гамма-спектрометрического каротажа представлены на рисунке 4, где четко выделяется зона, со значимыми содержаниями ^{137}Cs , здесь же на «врезке» показан спектр, измеренный на глубине 121 м, соответствующий максимуму аномалии.

Статистическая обработка результатов измерений в интервале 20–50 м, где присутствие цезия не отмечается, показала, что среднеквадратическая погрешность определения ^{137}Cs при его содержании близком к нулю равна 5 Бк/кг при вероятности $P=0,67$, что вполне достаточно для проведения поисковых и обзорных работ. При необходимости улучшения порога чувствительности необходимо увеличивать экспозицию измерений.

Литература

1. Гринштейн Ю.А., Мурзадилов Т.Д., Панченко А.И. Патент G01T1/40, №52118
2. Тлеубергенов С.Т. Полигоны Казахстана. // Народная ака-

демия Казахстана «Экология». – Алматы, 1997. – С.251–273.

ОЦЕНКА ОТНОШЕНИЯ $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ С ПОМОЩЬЮ ГАММА-СПЕКТРОМЕТРИИ

В.В. Гудзенко

Институт геологических наук НАН Украины, Киев, Украина, vadymgudz@ukr.net

$^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ RATIO ASSAY BY GAMMA-RAY SPECTROSCOPY

V.V. Gudzenko

Institute of Geological Sciences NAS of Ukraine, Kyiv, Ukraine

Abstract. The methodical approaches for $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ determination in the specimens of rocks and minerals by the semiconductor gamma-ray spectroscopy had been described. Despite of the shape and size of the samples, correct values of this ratio may be obtained for the pieces of ores or core samples. Several examples for accidental specimens of igneous and sedimentary rocks, soils, ores and minerals are represented.

Поскольку торий и уран являются первичными (примордиальными) элементами, их изначальное отношение в земном веществе, вероятнее всего должно отвечать некоторой квазиконстанте. Приставка «квази» отражает различия в периодах полураспада родоначальников радиоактивных рядов, вследствие чего темпы убывания их количества после окончания нуклеогенеза существенно отличны друг от друга. Некоторые из относительно короткоживущих первичных радионуклидов, в частности основоположник ряда нептуния ^{237}Np ($T_{1/2} = 2,14 \times 10^6$ лет), к настоящему времени практически полностью распались. Разделение урана и тория начинается на этапе магматической дифференциации и продолжается на всех последующих стадиях преобразования вещества от магматических пород до современных осадков и почв.

Исходя из существенных различий геохимических свойств урана и тория, их соотношения в породах и минералах могут существенно колебаться в зависимости от генезиса того или иного объекта. В частности содержание этих элементов в океанических осадках может заметно варьировать в зависимости от места отбора проб относительно суши. Вблизи берегов, где важная роль принадлежит терригенной составляющей, обычно преобладает торий, мигрирующий в составе взвесей. В центральных частях океанических бассейнов более вероятно преобладание урана, мигрирующего в растворенном виде.

К середине XX считалось, что во всех геосферах Земли массовое соотношение торий-уран примерно стабильно и равняется четырем [3].

Чрезвычайно популярным было определение геохими-

ческой специализации изверженных пород по соотношениям этих элементов [1]. В некоторых интрузивных массивах Казахстана массовое соотношение торий-уран колеблется от 0,6 до 11 (по активности – 0,2–3,7) – т.е. изменяется более чем на порядок. Большое значение этому отношению придавали и при исследовании осадочных горных пород с целью поисков углеводородов [2]. Подавляющее большинство данных о содержании этих элементов в горных породах были получены в середине прошлого столетия в период интенсивных поисков атомных сырьевых материалов. Главнейшим методом анализа на тот момент был химический.

Известно, что ни ^{232}Th , ни ^{238}U , будучи α -излучателями, не имеют достаточно интенсивных гамма-линий, по которым они бы могли быть определены с помощью γ -спектрометрии высокого разрешения. Тем не менее, оба эти нуклида имеют ряд продуктов распада, находящихся в динамическом равновесии с родоначальниками рядов, которые, при известных обстоятельствах, могут быть успешно использованы.

Определение содержания ^{238}U с помощью γ -спектрометрии высокого разрешения – достаточно сложная задача. В отличие от продуктов распада ^{226}Ra – ^{214}Pb и ^{214}Bi , имеющих множество гамма-линий с высокими (до 46 %) выходами, ^{238}U может быть измерен лишь по линиям его ближайших короткоживущих последователей – относительно мягкого ^{234}Th ($T_{1/2} = 24,1$ суток) и ^{234}mPa ($T_{1/2} = 1,17$ мин), имеющих выходы гамма-квантов, соответственно, не выше 3,8 и 0,65 %.

В области энергий 92–93 кэВ расположен не только дуплет 92,35 (2,72 %) – 92,78 (2,69 %), принадлежащий ^{234}Th , но и достаточно мощный пик ^{228}Ac с выходом 5,6 %. Принимая во внимание чрезвычайно близкие выходы γ -квантов в упомянутом интервале энергий, можно считать, что, рассчитанное программой обработки гамма-спектров содержание ^{234}Th очевидно завышено за счет вклада ^{228}Ac . Действительно, в случае измерения проб с высоким отношением Th/U , активность по этому мультиплету заметно превышает расчетную активность ^{234}Th по пику 63,21 кэВ (3,8 %), где нет интерферирующих линий.

Существующее положение можно исправить, внося в библиотеку спектрометра сведения о гамма-линии 92,35 кэВ (^{228}Ac). Доля этого нуклида в триплете определяется по пику 911,31 кэВ, имеющему максимальный выход, или по сумме трех, наиболее интенсивных пиков.

Существует ещё одна принципиальная возможность определить содержание ^{238}U . Известно, что природная смесь изотопов урана состоит из трёх нуклидов: ^{238}U – 99,274, ^{235}U – 0,7196 и ^{234}U – 0,0057 % общего числа атомов. Чётные изотопы принадлежат ряду распада ^{238}U , а ^{235}U – основоположник ряда актиноурана. Периоды полураспада изотопов урана равны, соответственно, $4,468 \times 10^9$, $7,037 \times 10^8$ и $2,454 \times 10^5$ лет [Browne and Firestone, 1986]. В условиях векового равновесия, соотношение активностей чётных изотопов урана, принадлежащих одному и тому же ряду распада, естественно, равняется единице. Разнообразные природные процессы, сопровождающиеся выщелачиванием, осаждением или растворением мине-

ралов и горных пород, приводят к нарушению равновесия между чётными изотопами урана. Природные воды могут иметь соотношения активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ от приблизительно 0,3 до нескольких десятков [7]. На исследовании этих соотношений базируется весомый раздел изотопной гидрогеологии и геохронологии [5, 6]. Соотношение $^{235}\text{U}/^{238}\text{U}$ более стабильно, учитывая, что оба изотопа являются родоначальниками соответствующих рядов распада и их энергетические состояния в природных объектах близки. В условиях подобного «равновесия» удельная активность ^{238}U в 21,5 раз превышает соответствующий параметр ^{235}U .

Несмотря на малую долю ^{235}U в естественной смеси, этот нуклид имеет ряд относительно интенсивных гамма-линий, выход которых достигает 53 %. Правда, самая мощная его линия интерферирует с линией ^{226}Ra (3,8 %) в области 185,74–186,11 кэВ. В условиях равновесия в системе ^{226}Ra – ^{222}Rn – ^{214}Pb , которое устанавливается в герметизованном образце в течение одной-двух недель, вклад ^{226}Ra в дуплет легко вычисляется.

В отличие от ряда ^{238}U , ряд ^{232}Th не имеет долгоживущих промежуточных продуктов, поэтому практически все дочерние нуклиды, содержащиеся в природных образованиях, пребывают в динамическом равновесии с родоначальником или быстро возвращаются в это состояние после возможных его нарушений.

Ниже приведены результаты гамма-спектрометрических измерений отношений $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ в некоторых минералах и горных породах. Материалом для исследований послужили образцы, собранные в разные годы сотрудниками Института геологических наук НАН Украины во время полевых и морских экспедиционных исследований, а также почвы, отбирившиеся после аварии на Чернобыльской АЭС, с целью оценки техногенного загрязнения окружающей среды. Поскольку подавляющее большинство твердых образцов руд, минералов и горных пород измерялось в виде штуфов, полученные результаты не всегда отвечают абсолютным концентрациям того или иного радионуклида. Во-первых, из-за неравномерности распределения излучателей по объёму, и, во-вторых, из-за неадекватности форм и массы образцов прокалиброванным геометриям. Результаты, полученные в условиях, далеких от прокалиброванных, выделены курсивом. В большинстве случаев эти цифры занижены. Тем не менее, их отношения в общем корректны и определяются лишь статистическими погрешностями измерений.

В приведенных ниже таблицах представлены соотношения активностей нуклидов. Удельная активность ^{238}U (12421 Бк/г) примерно втрое выше соответствующего показателя ^{232}Th (4109 Бк/г). Таким образом, для перехода к массовым соотношениям, приведенные цифры следует утроить. Смысл подобной операции состоит в том, что во многих работах содержания тория и урана приведены в массовых величинах (г/г, % и т.п.).

Измерения выполнялись на полупроводниковом одноплатном спектрометре СЭГ-50, оснащённом детектором ДГДК-100 разрешающей способностью <2 кэВ для линии ^{137}Cs .

Образцы изверженных и метаморфических пород со-

браны на территории бывшего СССР от Украины до Дальнего востока и от Якутии до Таджикистана. Присутствует также образец излившейся породы со дна Южного океана. Торий-урановые отношения, как впрочем и генезис, и литологический состав исследованных образцов, чрезвычайно разнообразны. Обычно активность тория заметно уступает активности урана. Лишь в 20 % случаев эти величины соизмеримы. Единичный случай – заметное превышение ^{232}Th над ^{238}U – наблюдался лишь для ожелезненного по трещинам образца биотит-роговообманкового гранита неизвестного происхождения. Самые низкие значения этого отношения наблюдались в образцах некоторых гранитов и туфов. Самая высокая активность зафиксирована в щелочной метаморфической породе с видимыми кристаллами ортита и циркона. Соотношение торий-уран близко к единице.

Содержание ^{40}K колеблется от почти нулевых значений (вулканическая бомба из Тернопольской области) до превышающих тысячу Бк/кг (некоторые граниты и порфириды).

В отличие от изверженных и метаморфических пород, осадочные породы и почвы представлены исключительно отечественными образцами. Во всех без исключения слу-

чаях преобладает уран. Лишь в двух пробах активности этих радионуклидов соизмеримы. Изменчивость отношений торий-уран, в отличие от изверженных пород, умеренная.

Почти все образцы почв и осадочных пород измерены в прокалбированных геометриях «дента» (110 см³) или сосуде Маринелли (950 см³), так что полученные концентрации радионуклидов вполне адекватны и могут использоваться для вычисления средних значений.

Обращают на себя внимание чрезвычайно низкие торий-урановые отношения в яшме месторождения Збраньки (Житомирская область) и яшмообразной породе с остатками кремней. В обоих случаях зафиксировано чрезвычайно низкое содержание тория, на уровне примерно 3 Бк/кг. Одной из возможных причин этого явления может быть глубоководное происхождение этих пород, образовавшихся вне границ терригенных потоков взвешенного вещества, способного переносить торий.

Наиболее изменчивые торий-урановые соотношения наблюдаются в 11 образцах руд и минералов. Как и в первой таблице, география и минералогия образцов очень пестры. Представлены образцы урановых, ториевых, желез-

Таблица 1. Концентрации и соотношения природных радионуклидов в изверженных и метаморфических горных породах, Бк/кг

Описание образца	^{232}Th	^{238}U	^{40}K	Th/U
Гранит пегматитовый розовый	1,18±0,56	19±6	163±24	0,06±0,05
Кимберлит. Трубка "Ленинградская", Якутия	18±3	39±11	121±28	0,47±0,22
Пироповый лерцолит. Трубка "Обнаженная", Якутия	3,1±1,1	13±3	2,7±7,8	0,24±0,14
Гнейс с кварцевыми прожилками	14±2	41±16	202±0,39	0,34±0,18
Основная излившаяся порода. Южный океан. Банка "Лена"	8±1	14±2	120±12	0,57±0,15
Метаморфизованная щелочная порода. Таджикистан	7 121±760	7 299±666	нпо	0,89±0,20
Гранит биотит-роговообманковый, ожелезненный по трещинам	345±37	131±18	1 121±178	2,63±0,60
Порфирит	185±22	211±34	1 516±238	0,88±0,24
Гранит крупнозернистый порфировидный, Украина	95±11	97±22	946±142	0,98±0,33
Вулканическая бомба. Тернополь	2,7±0,5	8±3	3±12	0,32±0,18
Туф вулканический. Вольнь	1,8±0,4	23±11	315±56	0,08±0,06
Лабрадорит. Житомирская область	2,4±0,4	7,6±2,3	112±19	0,31±0,15
Амфиболит с эпидотом по трещинам	10,8±1,3	22,7±6,0	161±30	0,48±0,18
Гранит окварцованный. Житомир	11±5	29±10	18±25	0,38±0,30
Гранит розово-красный, мелко-средне зернистый. Житомирская обл.	77±9	89±14	1 153±174	0,84±0,22
Гнейс биотитовый. Приморский край	2,5±0,7	28±7	942±141	0,09±0,05
Гранит м-з, розовато-серый	13,4±1,7	171±41	1 789±286	0,08±0,03
Биотитовый гнейс с пирротином. Приморский край	3,7±0,8	7,1±6,6	нмв	0,52±0,59
Гранито-гнейс, Южный Урал	39±13	166±43	415±116	0,23±0,14
Биотит-кварцевая мелкозернистая порода, ожелезненная по трещинам	28±4	104±21	568±108	0,27±0,09
Мелкокристаллический корунд темно-красного цвета. Якутия.	40±5	200±49	133±97	0,20±0,07
Кварцит овручский светлорозовый	13,4±3,1	49±11	26±25	0,27±0,12
То же, темнорозовый	14,1±1,8	42±11	нпо	0,34±0,13
Среднее для изверженных и метаморфических пород				0,50 (0,06–2,63)

Таблица 2. Концентрации и соотношения природных радионуклидов в осадочных горных породах и почвах, Бк/кг

Описание образца	^{232}Th	^{238}U	^{40}K	Th/U
Луговая почва с берега реки Тетерев	33±6	77±33	256±97	0,44±0,26
Почва из сквера, г. Киев	60±18	41±10	370±74	0,68±0,31
Суглинок из котлована красно-бурый	70±9	140±18	32±33	0,50±0,13
Киевский мергель с трассы метро	31±3	109±13	556±55	0,28±0,06
То же самое, другой интервал	34±4	59±7	524±51	0,57±0,13
Керченский п-ов. Сопка Павлова, сопочная брекчия	34±5	59±18	556±105	0,58±0,26
Там же. Сопка Андрусова	37±5	92±36	577±112	0,40±0,21
Там же. Сопочная брекчия грязевого вулкана Центральное озеро	41±4	46±7	532±50	0,89±0,22
Житомир. Почвы по коре выветривания кислых магматических пород.	8±2	33±16	90±49	0,24±0,18
Яшма. Мн-ие Збраньки, Украина	3,0±0,7	129±58	56±28	0,023±0,016
Яшмообразная порода с остатками кремней и силикатно-железистым цементом	3,3±0,7	51±11	нпо	0,06±0,03
Почва. Украинский Щит (УЩ). г. Малин	10±2	26±7	118±18	0,38±0,18
Там же	9±2	20±3	137±26	0,45±0,17
Почва, Днепровско-Донецкая впадина. Точка Q-07	39±4	199±20	519±52	0,20±0,04
Там же. Точка M-18	37±4	64±11	552±52	0,58±0,22
Там же. Точка W-14	16±2	52±18	227±61	0,31±0,14
Луговая почва, Киевская обл.	4,3±0,6	10±2	99±14	0,43±0,29
Почва, с. Згуровка	20±4	126±59	462±129	0,16±0,11
Сопочная брекчия грязевого вулкана. Черное море.	34±6	163±42	510±321	0,21±0,09
Почва, УЩ, с. Соколяча	39±5	58±9	506±84	0,67±0,19
Почва, г. Киев, бульвар Шевченко	20±3	46±12	467±88	0,43±0,17
Среднее для осадочных пород	27,7 (3,0–70)	76,3 (10–199)	357 (32–577)	0,38 (0,02–0,89)

Таблица 3. Содержания и соотношения природных радионуклидов в образцах руд и минералов, Бк/кг

Описание образца	^{232}Th	^{238}U	^{40}K	Th/U
Кристалл полевого шпата таблитчатой формы, светло коричневый	2,1±1,1	41±8	2931±442	0,05±0,04
Штуф серого полевого шпата	11±2	нпо	201±43	–
Песок монацитовый. Украина	774±92	160±27	нпо	4,84±1,35
Оолиты фосфорита. Гвинейский залив	180±20	338±35	нпо	0,53±0,12
Урановая руда. Порошок альбитита	≈0,9	3 358±560	232±213	–
Урановая руда. Уранинит	(184±19) 10 ²	(188±25) 10 ³	нпо	0,10±0,02
Пирит	4,1±4,1	26±7	56±19	0,15±0,20
Железо-марганцевая конкреция из Индийского океана	185±22	296±43	202±93	0,62±0,16
Биотитовый гнейс с пирротинном, Приморский край	3,7±0,8	7,1±6,6	нпо	0,52±0,59
Актинолит. Приморский край	4,8±0,5	нпо	69±86	–
Свинцово-цинковая руда м-ния Кальмакыр, Приташкентский р-н	6,8±4,1	22±7	нпо	0,31±0,28
Среднее для руд и минералов				0,89 (0,05–4,84)

ных, фосфатных и свинцево-цинковых руд и минералов.

Чрезвычайно низкой активностью характеризуется образец полевого шпата. За время экспозиции в 50 часов едва удалось определить содержание ^{40}K и ^{232}Th (по ^{228}Ac). Содержание урана оказалось ниже предела обнаружения. В то же время в разных образцах урановых руд наблюдается абсолютное превосходство урана и соотношение $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ колеблется от практически нулевого до 0,1. Совершенно понятно абсолютное превосходство тория в монацитом песке.

Выводы

Выполненные гамма-спектрометрические измерения практически случайных образцов горных пород, почв, руд и минералов подтверждают высокую информативность использованного подхода для определения геохимической специализации образцов без предварительной подготовки. Соотношение $^{232}\text{Th}/^{238}\text{U}$ может быть получено для штучных проб, образцов керна и т.д. Если измерения сыпучих проб выполняются в калиброванных сосудах, помимо соотношений может быть определено абсолютное содержание любых гамма-излучателей, в частности изотопов радия, актиния, свинца, висмута, тория, урана и калия. Дроблен-

ные твердых пород с целью измерения их в калиброванных геометриях требует их выдерживания в закрытых сосудах для накопления радона ($T_{1/2}=3,85$ суток). Содержание природных радионуклидов рядов урана и тория в большинстве исследованных образцов не превышало нескольких десятков Бк/кг, что потребовало достаточно длительных экспозиций. При временах экспозиции порядка одних суток можно получить статистические погрешности измерений $<20\%$ для большей части радионуклидов.

Помимо урана, тория и радия, чрезвычайную изменчивость демонстрирует ^{40}K . Если образец калиевого полевого шпата содержит около 3 000 Бк/кг этого нуклида, отдельные образцы гранитов – до 1 700 Бк/кг, некоторые образцы почв и минералов содержат всего десятки Бк/кг и даже меньше.

Естественно, гамма-спектрометрический метод уступает по чувствительности альфа-спектрометрическому, не говоря уже о масс-спектрометрии, нейтронном активационном анализе, рентгено-флюоресцентном и других современных методах исследования, однако его безусловным преимуществом является возможность исследовать штучные образцы без их предварительного дробления. Редкие экземпляры каменного материала сохраняются таким образом для других методов исследования, в том числе разрушающих.

Литература

1. Алексеев Ф.А., Готтих Р.П., Воробьева В.Я. Распределение и поисковые критерии радиоактивных элементов и гамма полей в нефтегазоносных районах. В «Проблема геохимических поисков нефтяных и газовых месторождений и вопросы ядерной геологии», Труды ВНИИЯГГ, вып.4. – М.: Недра, 1968. – С.196–222.
2. Баранов В.И. Радиометрия. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 344 с.
3. Гудзенко В.В. Условия формирования вод с ультранизкими изотопными отношениями урана // Водные ресурсы, 1987. – №3. – С.116–119.
4. Гудзенко В.В. Изучение современного карстообразования с помощью изотопов урана // Исследование гидрогеологических и инженерно геологических объектов геофизическими и изотопными методами. Сборник научных трудов. – М., 1988.
5. Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л., Недра, 1974. – 231 с.
6. Сыромятников Н.Г., Иванова Э.И., Трофимова Л.А. Радиоактивные элементы, как индикаторы породы – и рудообразования. – М.: Атомиздат, 1976. – 232 с.
7. Чалов П.И. Изотопное фракционирование природного урана. – Фрунзе: Илим, 1975. – 236 с.
8. Чердынцев В.В. Уран – 234. – М: Атомиздат, 1969. – 308 с.

НАКОПЛЕНИЕ РАДИОНУКЛИДОВ РУДЕРАЛЬНЫМИ ЭКОСИСТЕМАМИ НЕКОТОРЫХ РАЙОНОВ ГОМЕЛЬСКОЙ ОБЛАСТИ (РЕСПУБЛИКА БЕЛАРУСЬ), ПОСТРАДАВШИХ ОТ КАТАСТРОФЫ НА ЧАЭС

Н.М. Дайнеко, С.Ф. Тимофеев

УО «Гомельский государственный университет им. Ф. Скорины», Гомель, Республика Беларусь, Dajneko@gsu.by

ACCUMULATION OF RADIONUCLIDES BY RUDERAL ECOSYSTEMS IN SOME REGIONS OF GOMEL DISTRICT (THE REPUBLIC OF BELARUS) SUFFERED FROM THE ACCIDENT AT NUCLEAR POWER STATION IN CHERNOBYL

N.M.Dajneko, S.F. Timofeev

Gomel State University named after F. Skorina, Gomel, Belarus

Abstract. The radiological analysis of 78 plant samples taken from 8 ruderal ecosystems which was carried out in 2006–2009 shows that only six (7,7%) plant samples do not meet the standard on caesium-137. *Leonorus quinquelobatus*, *Artemisia absinthium*, *Urtica dioica*, *Thymus serpyllum* demonstrated the highest concentration of strontium-90.

После аварии на ЧАЭС радиоактивному загрязнению подверглись значительные территории Гомельской об-

ласти. Спустя 20 лет, на протяжении 2006–2009 гг. нами выполнен анализ рудеральных экосистем трех районов Го-

мельской области: Брагинского, Ветковского и Добрушского. Всего изучено 8 объектов и 78 растительных образцов

На территории Брагинского района радиологическая оценка растений выполнена в летние периоды 2007 и 2009 годов.

Результаты изучения аккумуляции ^{137}Cs лекарственными растениями рудеральных экосистем, выполненные в 2007 году, показаны в табл. 1.

Анализ рудеральной экосистемы выявил, что все 12 растительных образцов отвечали требованиям Республиканского допустимого уровня лекарственно-технического сырья (РДУ/ЛТС-2004), равного 370 Бк/кг. Следует отметить невысокое содержание цезия-137 в растениях. Минимальным накоплением радиоцезия характеризовались хвощ полевой и ольха черная. Среднее содержание ^{137}Cs в растительных образцах этой экосистемы – 35,6 Бк/кг, а средний коэффициент накопления (КН) – 0,073.

Для второй рудеральной экосистемы этого же района характерна такая же картина, как и в первом объекте. Минимальное содержание радиоцезия отмечено у болиголова пятнистого, чистотела большого. Среднее содержание цезия-137 – 12,5 Бк/кг, что в 2,8 раза ниже, чем в первой экосистеме. Средний КН – 0,09, это в 1,2 раза больше, чем

в предыдущей экосистеме.

Результаты радиологического анализа растений летних сборов 2009 г. на содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr представлены в табл. 2.

Из 15 проанализированных растительных образцов этой экосистемы все отвечали требованиям РДУ/ЛТС-2004. Больше всего накапливали цезий-137 икотник серо-зеленый, вейник наземный, пижма обыкновенная, а меньше всего – чабрец обыкновенный, зверобой продырявленный, тысячелистник обыкновенный. Среднее содержание цезия-137 в растительных образцах – 142,4 Бк/кг, а средний КН – 0,38.

Наибольшим накоплением стронция-90 характеризовались чабрец обыкновенный, зверобой продырявленный, цмин песчаный, тысячелистник обыкновенный, а меньшим – вейник наземный, донник белый, сосна обыкновенная. Среднее содержание стронция-90 в растительных образцах этой экосистемы – 255,4 Бк/кг. Это в 1,8 раза выше, чем среднее содержание цезия-137 в растительных образцах, а средний КН радиостронция – 5,96, это в 15,7 раза больше, чем КН радиоцезия.

В летний период 2006 г. на территории Ветковского района выполнены полевые исследования по изучению

Таблица 1. Аккумуляция ^{137}Cs лекарственными растениями рудеральных экосистем Брагинского района

Дата отбора, места произрастания, вид растения	Содержание ^{137}Cs в растениях, Бк/кг	КН по ^{137}Cs , Бк/кг : Бк/кг
22.06.2007 г. Объект №1. Рудеральная экосистема западной окраины д. Малейки, примыкает к пойме р. Брагинка, она относится к ассоциации <i>Arctio-Artemisietum vulgaris</i> Oberd. ex Seybold. et Th. Mull. 1972 союза <i>Arction lappae</i> R.Tx. 1937 em Gutte 1972, порядка <i>Artemisietalia vulgaris</i> Lohm. in R. Tx. 1947, класса <i>Artemisietea vulgaris</i> Lohm., Prsg. et al. ex von Rochov 1951. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – 400 ± 72 Бк/кг		
Хвощ болотный (<i>Equisetum palustre</i>), трава	$6 \pm 0,72$	0,015
Ольха черная (<i>Alnus glutinosa</i>), ветви с листьями	$6 \pm 0,72$	0,015
Дрема белая (<i>Melandrium album</i>), трава	$14 \pm 1,8$	0,035
Ослинник двулетний (<i>Oenothera biennis</i>), трава	$15 \pm 2,1$	0,036
Щавель густой (<i>Rumex confertus</i>), трава	$19 \pm 2,7$	0,045
Подмаренник настоящий (<i>Galium verum</i>), трава	$31 \pm 4,6$	0,074
Полынь горькая (<i>Artemisia absinthium</i>), трава	$41 \pm 5,7$	0,098
Щавель пирамидальный (<i>Rumex thyrsoflorus</i>), трава	$55 \pm 8,8$	0,133
Пустырник пятилопастной (<i>Leonorus quinquelobatus</i>), трава	$55 \pm 8,8$	0,133
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	$56 \pm 7,8$	0,136
Клевер средний (<i>Trifolium medium</i>), трава	$60 \pm 9,6$	0,145
Пижма обыкновенная (<i>Tanacetum vulgare</i>), трава	$66 \pm 10,5$	0,161
22.06.2007 г. Объект №2. Рудеральная экосистема на месте бросовых огородов д. Соболи, она относится к ассоциации <i>Arctio-Artemisietum vulgaris</i> Oberd. ex Seybold. et Th. Mull. 1972 союза <i>Arction lappae</i> R.Tx. 1937 em Gutte 1972, порядка <i>Artemisietalia vulgaris</i> Lohm. in R. Tx. 1947, класса <i>Artemisietea vulgaris</i> Lohm., Prsg. et al. ex von Rochov 1951. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – 140 ± 21 Бк/кг		
Болиголов пятнистый (<i>Conium maculatum</i>), трава	$7 \pm 0,85$	0,05
Чистотел большой (<i>Chelidonium majus</i>), трава	$7 \pm 0,85$	0,051
Лопух большой (<i>Arctium lappa</i>), трава	$9 \pm 1,3$	0,067
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	$11 \pm 1,5$	0,079
Яблоня домашняя (<i>Malus domestica</i>), ветви с листьями	$18 \pm 2,2$	0,132
Сокирки полевые (<i>Consolida regalis</i>), трава	$23 \pm 3,2$	0,161

Таблица 2. Аккумуляция ^{137}Cs и ^{90}Sr и коэффициенты накопления лекарственными растениями рудеральных экосистем Брагинского района

Дата отбора, места произрастания, вид растения	Содержание ^{137}Cs в растениях, Бк/кг	КН по ^{137}Cs Бк/кг : Бк/кг	Содержание ^{90}Sr в растениях, Бк/кг	КН по ^{90}Sr Бк/кг : Бк/кг
09.07.2009 г. Объект №3. Пустырь южной окраины д. Асаревичи, рудеральное сообщество представлено ассоциацией <i>Convolvulo – Agropyretum repentis</i> Felf. (1942) 1943 союза <i>Convolvulo – Agropyroin</i> Gors 1966, порядка <i>Agropyretalis repentis</i> Oberd., Th. Muller et Gors in Oberd. et al. 1967, класса <i>Agropyreteea repentis</i> Oberd. Th. Muller et Gors in Oberd. et al. 1967. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – $379,5 \pm$ Бк/кг; содержание ^{90}Sr в почве в слое 0–10 см – $43,2 \pm$ Бк/кг				
Икотник серо-зелёный (<i>Berteroa incana</i>), трава с соев.	$334 \pm 76,8$	0,88	$170 \pm 32,3$	3,93
Вейник наземный (<i>Calamagrostis epigeios</i>), трава с соев.	243 ± 51	0,64	$114 \pm 23,9$	2,63
Пижма обыкновенная (<i>Tanacetum vulgare</i>), трава с соев.	$231 \pm 43,9$	0,61	$265 \pm 55,6$	6,13
Синяк обыкновенный (<i>Echium vulgare</i>), трава с соев.	$223 \pm 40,1$	0,59	$312 \pm 62,4$	7,22
Ослинник двулетний (<i>Oenothera biennis</i>), трава с соев.	$208 \pm 35,3$	0,55	$296 \pm 53,3$	6,85
Клевер пашенный (<i>Trifolium arvense</i>), трава с соев.	$188 \pm 39,4$	0,50	$168 \pm 30,2$	3,88
Полынь горькая (<i>Artemisia absinthium</i>), трава	$158 \pm 28,4$	0,42	212 ± 36	4,90
Сосна обыкновенная (<i>Pinus sylvestris</i>), ветви с хвоей	$144,4 \pm 24,5$	0,38	$128,2 \pm 28,0$	3,81
Коровяк метельчатый (<i>Verboscum lychnitis</i>), трава с соев.	$128 \pm 25,3$	0,34	$218 \pm 37,1$	5,04
Донник белый (<i>Melilotus albus</i>), трава с соев.	$112,7 \pm 20,2$	0,30	$122,0 \pm 29,2$	2,82
Цмин песчаный (<i>Helichrysum arenarium</i>), трава с соев.	$53,6 \pm 9,5$	0,14	$373,5 \pm 79,2$	8,65
Цикорий обыкновенный (<i>Cichorium intybus</i>), трава с соев.	$36,0 \pm 6,1$	0,1	$197,4 \pm 40,2$	4,57
Тысячелистник обыкновенный (<i>Achillea millefolium</i>), трава с соев.	$31,1 \pm 5,6$	0,08	$365,8 \pm 73,2$	8,47
Зверобой продырявленный (<i>Hypericum perforatum</i>), трава	$29,7 \pm 4,5$	0,08	$398,5 \pm 80,0$	9,22
Чабрец обыкновенный (<i>Thymus serpyllum</i>), трава с соев.	$16,2 \pm 2,4$	0,04	$492,1 \pm 98,4$	11,4

Таблица 3. Аккумуляция ^{137}Cs лекарственными растениями рудеральных экосистем Ветковского района

Дата отбора, места произрастания, вид растения	Содержание ^{137}Cs в растениях, Бк/кг	КН по ^{137}Cs , Бк/кг : Бк/кг
20.07.06 г. Объект №4. Юго-восточная окраина д. Юрковичи, пустырь, примыкает к пойме р. Сож, содержание ^{137}Cs в почве. Почва дерново-подзолистая легкосуглинистая, свежая. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – 1050 ± 168 Бк/кг.		
Девясил британский (<i>Inula Britannica</i>), трава	3946 ± 631	3,758
Горец пятнистый (<i>Polygonum maculata</i>), трава	3408 ± 579	3,246
Черёда трехраздельная (<i>Bidens tripartita</i>), трава	2466 ± 443	2,349
Лопух большой (<i>Arctium lappa</i>), трава	442 ± 80	0,421
Василек луговой (<i>Centaurea jacea</i>), трава	412 ± 70	0,392
Чистец болотный (<i>Stachys palustris</i>), трава	370 ± 67	0,352
Щавель пирамидальный (<i>Rumex thyrsoiflorus</i>), трава	362 ± 76	0,345
Цикорий обыкновенный (<i>Cichorium intybae</i>), трава	321 ± 61	0,306
Аир обыкновенный (<i>Acarus calamus</i>), трава	302 ± 63	0,288
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	273 ± 49	0,260
Пижма обыкновенная (<i>Tanacetum vulgare</i>), трава	200 ± 36	0,190
Чистотел большой (<i>Chelidonium majus</i>), трава	167 ± 30	0,159
Таволга вязолистная (<i>Filipendula ulmaria</i>), трава	91 ± 16	0,087

Таблица 4. Аккумуляция ^{137}Cs лекарственными растениями рудеральных экосистем Добрушского района

Дата отбора, места произрастания, вид растения	Содержание ^{137}Cs в растениях, Бк/кг	КН по ^{137}Cs , Бк/кг : Бк/кг
18.05.2007 г. Объект №5. Пустырь возле заброшенного сада д. Демьянки, растительность входит в состав ассоциации <i>Arctio-Artemisietum vulgaris</i> Oberd. ex Seybold. et Th. Mull. 1972 союза <i>Arction lappae</i> R.Tx. 1937 em Gutte 1972, порядка <i>Artemisietalia vulgaris</i> Lohm. in R. Tx. 1947, класса <i>Artemisietea vulgaris</i> Lohm., Prsg. et al. ex von Rochov 1951. Почва дерново-подзолистая легкосуглинистая, средневлажная. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – $511\pm 71,5$ Бк/кг		
Береза повислая (<i>Betula pendula</i>), ветви с листьями	229 ± 32	0,448
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	199 ± 29	0,389
Вероника дубравная (<i>Veronica chamaedrys</i>), трава	$58\pm 7,5$	0,114
Одуванчик лекарственный (<i>Taraxacum officinale</i>), трава	$46\pm 6,0$	0,090
Лопух большой (<i>Arctium lappa</i>), трава	$34\pm 4,8$	0,067
Яблоня домашняя (<i>Malus domestica</i>), ветви с листьями	$12\pm 1,6$	0,023
18.05.2007 г. Объект №6. Пустырь д. Демьянки. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – $359\pm 50,3$ Бк/кг		
Вероника дубравная (<i>Veronica chamaedrys</i>), трава	238 ± 33	0,663
Чистотел большой (<i>Chelidonium majus</i>), трава	194 ± 29	0,540
Одуванчик лекарственный (<i>Taraxacum officinale</i>), трава	166 ± 23	0,462
Лопух большой (<i>Arctium lappa</i>), трава	$22\pm 2,6$	0,061
Береза повислая (<i>Betula pendula</i>), ветви с листьями	$22\pm 2,36$	0,061
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	$22\pm 2,6$	0,061
18.05.2007 г. Объект №7. Пустырь д. Дубовый Лог. Растительность этого объекта входит в состав ассоциации <i>Arctio-Artemisietum vulgaris</i> Oberd. ex Seybold. et Th. Mull. 1972 союза <i>Arction lappae</i> R.Tx. 1937 em Gutte 1972, порядка <i>Artemisietalia vulgaris</i> Lohm. in R. Tx. 1947, класса <i>Artemisietea vulgaris</i> Lohm., Prsg. et al. ex von Rochov 1951. Почва дерново-подзолистая легкосуглинистая, средневлажная. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – $458\pm 73,3$ Бк/кг		
Вероника дубравная (<i>Veronica chamaedrys</i>), трава	44 ± 7	0,096
Одуванчик лекарственный (<i>Taraxacum officinale</i>), трава	$21\pm 2,7$	0,046
Чистотел большой (<i>Chelidonium majus</i>), трава	$18\pm 2,5$	0,039
Лопух большой (<i>Arctium lappa</i>), трава	$15\pm 2,7$	0,033
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	$10\pm 1,3$	0,028
Яснотка пурпуровая (<i>Lamium purpureum</i>), трава	$9\pm 1,3$	0,020

Таблица 5. Аккумуляция ^{137}Cs и ^{90}Sr лекарственными и другими хозяйственно полезными видами растений рудеральной экосистемы Добрушского района

Дата отбора, места произрастания, вид растения	Содержание ^{137}Cs в растениях, Бк/кг	КН по ^{137}Cs Бк/кг : Бк/кг	Содержание ^{90}Sr в растениях, Бк/кг	КН по ^{90}Sr Бк/кг : Бк/кг
23.06.09 г. Объект №8. Пустырь нежилой д. Вылево. Рудеральная экосистема относится к ассоциации <i>Arctio-Artemisietum vulgaris</i> Oberd. ex Seybold. et Th. Mull. 1972 союза <i>Arction lappae</i> R.Tx. 1937 em Gutte 1972, порядка <i>Artemisietalia vulgaris</i> Lohm. in R.Tx. 1947, класса <i>Artemisietea vulgaris</i> Lohm., Preg. et al. ex van Rochov 1951. Почва дерново-подзолистая среднесуглинистая. Содержание ^{137}Cs в почве в слое 0–10 см – $13\,727\pm 3\,431$ Бк/кг; содержание ^{90}Sr в почве слое 0–10 см – $32,9\pm 6,3$ Бк/кг				
Полынь горькая (<i>Artemisia absinthium</i>), трава	$406,0\pm 69$	0,030	$598\pm 131,5$	18,2
Малина (<i>Rubus idaeus</i>), ветви с листьями	$320,0\pm 58$	0,023	$474\pm 99,5$	14,4
Яблоня домашняя (<i>Malus domestica</i>), ветви с листьями	$323,0\pm 71$	0,024	$284\pm 53,9$	8,6
Лапчатка серебристая (<i>Potentilla argentea</i>), трава	$297,0\pm 65$	0,022	419 ± 75	12,7
Крапива двудомная (<i>Urtica dioica</i>), трава	$164,0\pm 34$	0,012	519 ± 114	15,8
Пустырник пятилопастный (<i>Leonurus quinquelobatus</i>), трава	$158,0\pm 33,2$	0,012	$622,6\pm 131,2$	18,9
Липа (<i>Tilia cordata</i>), ветви с листьями	$26,1\pm 4,4$	0,002	$464,5\pm 96,9$	14,1
Берёза повислая (<i>Betula pendula</i>), ветви с листьями	$55,0\pm 11,0$	0,004	$386\pm 73,3$	11,7
Кострец безостый (<i>Bromopsis inermis</i>), трава	< МДА	–	$228\pm 43,3$	6,9
Цмин песчаный (<i>Helichrysum arenarium</i>), трава с соев.	< МДА	–	$324\pm 71,2$	9,8
Донник белый (<i>Melilotus albus</i>), трава	< МДА	–	$146\pm 30,7$	4,4

Примечание: МДА – минимальная детектируемая активность. Погрешность измерений – 15–20 %.

радиоактивного загрязнения лекарственных и других хозяйственно полезных видов растений на трех объектах.

Результаты радиологического анализа на содержание ^{137}Cs в растениях рудеральных экосистем Ветковского района представлены в табл. 3.

В изученной рудеральной экосистеме из 13 растительных образцов – 5 не отвечали требованиям РДУ/ЛТС-2004. Больше всего цезия-137 содержали девясил британский, превышение норматива составило в 10,7 раза, горец пятнистый – в 9,2 раза, череда трехраздельная – в 6,7 раза. Менее всего накапливала цезий-137 таволга вязолистная. Среднее содержание цезия-137 в растительных образцах – 981,5 Бк/кг, а средний КН – 0,93.

Весной 2007 года на территории Добрушского района на трех объектах выполнены полевые исследования по изучению радиоактивного загрязнения ^{137}Cs лекарственных и других хозяйственно полезных видов растений рудеральных экосистем (табл. 4). Изучение аккумуляции цезия-137 пятой рудеральной экосистемы Добрушского района выявило, что все 6 растительных образцов отвечали требованиям РДУ/ЛТС-2004. Среди этих растений больше всего накапливали цезий-137 береза повислая и крапива двудомная, а меньше всего – яблоня домашняя и лопух большой. Среднее содержание цезия-137 в растительных образцах – 96,3 Бк/кг, а средний КН – 0,189.

Шестая рудеральная экосистема этого района аналогична первой. Все растения не превышали РДУ/ЛТС-2004. Больше других накапливали цезий-137 вероника дубравная, чистотел большой, а менее всего – лопух большой, береза повислая, крапива двудомная. Среднее содержание в растительных образцах радиоцезия – 110,7 Бк/кг, а средний КН – 0,308. Как видно, среднее содержание ^{137}Cs в растительных образцах незначительно, тогда как КН во втором объекте в 1,6 раза был выше, чем в первом.

В седьмом объекте, как и в двух предыдущих, расти-

тельные образцы не отличались высоким содержанием цезия-137, и среднее содержание этого радионуклида – 19,5 Бк/кг, это в 4,9 – 5,6 раза ниже, чем в 1-ом и 2-ом объектах. Средний КН – 0,044, что в 4,3 – 7,0 раз меньше, чем в двух предыдущих объектах.

В летний период 2009 года нами были продолжены исследования рудеральной экосистемы этого же района.

Результаты изучения радиологического загрязнения лекарственных и других хозяйственно полезных видов растений рудеральной экосистемы приведены в табл. 5.

Рассматривая изучаемую экосистему видно, что из 11 анализируемых видов только полынь горькая превышала РДУ/ЛТС-2004 по ^{137}Cs в 1,1 раза. Минимальным накоплением характеризовались донник белый, цмин песчаный, кострец безостый, липа, береза повислая. Среднее содержание цезия-137 в растительных образцах составляет 159 Бк/кг, а средний КН – 0,37.

Наиболее высоким содержанием стронция-90 характеризовались пустырник пятилопастной, полынь горькая, крапива двудомная. Несколько меньшим накоплением радиостронция по сравнению с другими видами отличался донник белый. Среднее содержание стронция-90 в растительных образцах этой экосистемы 405,8 Бк/кг, это в 2,5 раза выше, чем среднее содержание цезия-137. Средний КН стронция-90 – 12,3. Как видно, растительные образцы этой экосистемы обладают высоким КН, и он в 33,2 раза выше КН цезия-137.

Таким образом, проведенный в 2006–2009 гг. радиологический анализ 78 растительных образцов восьми рудеральных экосистем показал, что только шесть (7,7%) растительных образцов не отвечали нормативу по содержанию цезия-137. Наибольшее накопление стронция-90 отмечено у пустырника пятилопастного, полыни горькой, крапивы двудомной, чабреца обыкновенного.

НАКОПЛЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ МАКРОМИЦЕТАМИ В ЛАБОРАТОРНЫХ УСЛОВИЯХ

Д.В. Дементьев, Н.С. Мануковский, А.Я. Болсуновский, Ю.В. Александрова

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, dementyev@gmail.com

ACCUMULATION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES BY MACROMYCETES: IN VITRO STUDIES

D.V. Dementyev, N.S. Manukovsky, A.Ya. Bolsunovsky, Yu.V. Alexandrova

Institute of Biophysics of Siberian Branch of Russian Academy of Sciences, Krasnoyarsk, Russia, dementyev@gmail.com

Abstract. In the laboratory experiments *Pleurotus ostreatus* and *Neonothopanus nimbi* have been found to accumulate high concentrations of ^{241}Am from solution. The transfer of ^{241}Am from the cultivation solution to the mycelium of these fungus species reached 85–97% of the total content of the radionuclide in the solution. Thus, the biomass of macro fungi can be used for bioremediation of the contaminated liquid media. In the laboratory experiments with fruit bodies of *Pleurotus ostreatus* grown on the soil-like substrate containing artificial radionuclides (^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu), the fungi only accumulated the significant levels of ^{137}Cs . The ^{137}Cs CF for the fungi grown on the substrate based on bottom sediments was an order of magnitude higher than the ^{137}Cs CF for the fungi grown on the soil-based substrate. This difference may be accounted for by the different fractions of the bioavailable cesium in these substrates.

Наземные экосистемы планеты в результате интенсивного использования деющих материалов загрязнены

техногенными радионуклидами. В связи с этим радиологические исследования территорий вокруг предприятий

ЯТЦ и вопрос по ремедиации радиоактивно загрязнённых территорий как никогда актуальны. В пойменных почвах р. Енисей регистрируется широкий перечень техногенных радионуклидов, в том числе трансурановых, которые могут накапливаться живыми организмами. Макромицеты способны накапливать техногенные радионуклиды и тяжёлые металлы на порядки больше, чем растения и, следовательно, грибы можно использовать для биоремедиации загрязнённых территорий. Основной целью работы было исследование накопления техногенных радионуклидов, в том числе трансурановых, макромицетами в лабораторных условиях.

Материалы и методы

В 2010–2011 гг. были проведены лабораторные эксперименты по накоплению ^{241}Am мицелием трёх видов макромицетов, культивируемых на жидких средах с внесением изотопа ^{241}Am . В качестве объектов были взяты виды: шампиньон (*Agaricus bisporus*), вешенка (*Pleurotus ostreatus*) и гриб *Neonothopanus nambi*. Для каждого вида готовились жидкие среды объёмом по 100 мл с тремя вариантами активности ^{241}Am (100, 200 и 400 Бк/л) и контрольный опыт без ^{241}Am . В раствор инокулировали зерновой мицелий и инкубировали в термостате 14–30 дней при температуре 25 °С. Содержание ^{241}Am в приготовленных пробах определяли на сцинтилляционном γ -счётчике Wallac Wizard 1480 (PerkinElmer, Финляндия). Для оценки накопления техногенных радионуклидов из загрязнённых почв и донных отложений поймы р. Енисей в лабораторных условиях в 2012 г. были проведены эксперименты по культивированию вида *Pleurotus ostreatus*. Работы проводились с двумя вариантами субстрата: 1) на основе пойменной почвы и целлюлозы и 2) донных отложений и целлюлозы в соотношении 1 : 1 по сухой массе. Подготовленные субстраты каждый в трёх повторностях укладывали в пластиковые банки и стерилизовали в термостате при 70 °С в течение 5 ч. Затем в субстрат инокулировали зерновой мицелий и инкубировали в термостате 14 дней при температуре 27 °С. После разрастания мицелия в субстрате для стимуляции плодоношения банки помещали во влажную климатическую камеру с температурой 16–18 °С и относительной влажностью 95–99 %. Через 30 дней после инокулирования мицелия в субстрат были получены плодовые тела *Pleurotus ostreatus*. Для определения содержания техногенных радионуклидов плодовые тела были высушены. Удельную активность γ -излучающих радионуклидов в подготовленных навесках определяли на γ -спектрометре Canberra (США) с полупроводниковым германиевым детектором.

Накопление трансуранового радионуклида мицелием из жидкого субстрата

Основной путь поступления техногенных радионуклидов в природных условиях в грибы – усвоение из субстрата. В настоящее время в пойменных почвах ниже по течению от ГХК, кроме ^{60}Co , ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{152,154}\text{Eu}$, также определяются изотопы трансурановых элементов: ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am и $^{243,244}\text{Cm}$ [4]. Для трансурановых радионуклидов, которые

Таблица 1. Удельная активность и КН ^{241}Am (для сырой массы) в мицелии

Вид	Внесено, Бк/л	Биомасса, Бк/г	КН, л/г
<i>Pleurotus ostreatus</i>	100	1,2	67
	200	2,6	120
	400	3,9	63
<i>Neonothopanus nambi</i>	100	1,9	260
	200	4,3	1 980
	400	14	230

являются новыми для биосферы, отсутствуют стабильные изотопы и неизвестны элементы-аналоги. Вместе с тем трансурановые элементы накапливаются в биомассе живых организмов [1, 2, 8]. Проведённые лабораторные эксперименты по культивированию грибного мицелия на жидкой среде с внесённым ^{241}Am показали высокую степень накопления данного трансуранового радионуклида. Для двух видов грибов *Pleurotus ostreatus* и *Neonothopanus nambi* удельная активность ^{241}Am , накопленного в мицелии, линейно возрастала с увеличением его концентрации в среде (табл. 1). В ходе экспериментов в биомассу грибов переходило 85–97 % ^{241}Am от общего содержания в культивационном растворе. Мицелий *Agaricus bisporus* в большинстве случаев плохо развивался на жидкой среде, в связи с чем для него был получен широкий разброс накопления ^{241}Am от 7 до 89 %. Рассчитанные коэффициенты накопления (КН) ^{241}Am мицелием из культивационного раствора в конце эксперимента (табл. 1) демонстрируют видовые отличия в аккумуляции ^{241}Am . По сравнению с видовой вариативностью в накоплении ^{137}Cs грибами, которая достигает двух порядков [6, 7], различия в накоплении ^{241}Am видами *P. ostreatus* и *N. nambi* выражены не столь значительно. Полученная высокая степень аккумуляции ^{241}Am из раствора видами *P. ostreatus* и *N. nambi* в лабораторных условиях позволяет использовать биомассу макромицетов с целью биоремедиации загрязнённых растворов. Ранее разными авторами была отмечена возможность использования грибов как биоиндикаторов загрязнения трансурановыми радионуклидами [2], так и с целью биоремедиации [5, 9, 10].

Накопление техногенных радионуклидов макромицетами из почвоподобного субстрата

В лабораторных условиях на субстрате на основе целлюлозы, пойменных почв и донных отложений, загрязнённых техногенными радионуклидами, были выращены плодовые тела *Pleurotus ostreatus*. В ходе эксперимента плодоношение *P. ostreatus* продолжалось 60 дней в несколько этапов (волн) с уменьшением урожайности в каждой волне по мере потребления питательных веществ из субстрата и старения мицелия (рис. 1). Полученная к концу эксперимента общая биомасса плодовых тел на субстрате из почвы и донных отложений (д/о) практически не отличалась и составила 12,4 г и 11,2 г сухой массы (DW) соответственно.

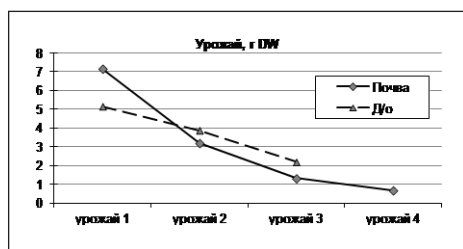


Рис. 1. Урожайность плодовых тел *Pleurotus ostreatus* в эксперименте

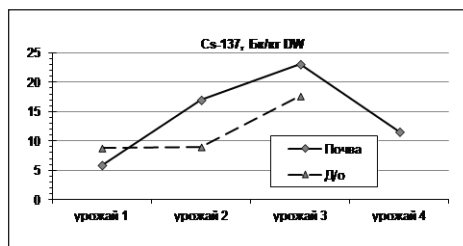


Рис. 2. Удельная активность ^{137}Cs в плодовых телах *Pleurotus ostreatus*

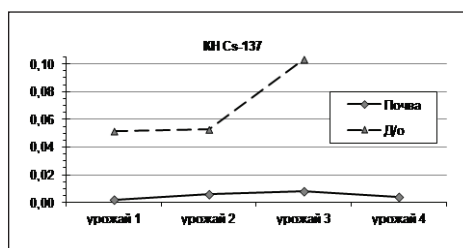


Рис. 3. Коэффициент накопления ^{137}Cs в плодовых телах *Pleurotus ostreatus*

Таблица 2. Содержание радионуклидов в лабораторном субстрате, Бк/кг сух. массы

	Co-60	Cs-137	Eu-152
Почва + целлюлоза	4,4	2 900	27
Д/о + целлюлоза	45	170	260

По результатам γ -спектрометрического анализа в плодовых телах *P. ostreatus* накапливался ^{137}Cs в обоих вариантах субстрата (рис. 2). Для почвы и донных отложений характерно увеличение удельной активности ^{137}Cs в плодовых телах грибов от первого к третьему урожаю, в то время как урожайность к третьей волне наоборот падала (рис. 1). Это может быть объяснено тем, что мицелий грибов в процессе питания выделяет экзоферменты для растворения питательных веществ в субстрате и, таким образом, доля биодоступного цезия со временем может возрастать. В донных отложениях содержание ^{152}Eu было выше содержания ^{137}Cs (табл. 2), однако в грибах он не накапливался. В

плодовых телах, полученных на донных отложениях, было зарегистрировано накопление ^{60}Co на пределе обнаружения (10 Бк/кг).

Характер изменения рассчитанных коэффициентов накопления (КН) ^{137}Cs плодовыми телами *P. ostreatus* повторяет изменения удельной активности ^{137}Cs в грибах. Однако сами значения КН ^{137}Cs для грибов, выращенных на разных субстратах, значительно отличаются (рис. 3). КН ^{137}Cs для грибов, выращенных на субстрате на основе донных отложений, возрастает от первого к третьему урожаю с 0,05 до 0,1. КН ^{137}Cs для грибов, выращенных на субстрате на основе почвы, возрастает от 0,002 до 0,008, что на порядок ниже, чем для варианта с донными отложениями. Такое отличие значений КН для разных субстратов может быть объяснено различной биодоступностью ^{137}Cs в почве и донных отложениях. Известно, что доля подвижного цезия в поверхностных слоях донных отложений обычно менее 10 % [3]. Подвижность радионуклидов со временем может уменьшаться вследствие постепенного вымывания и потребления живыми организмами миграционных форм радионуклидов. В нашем случае время с момента поступления радионуклидов в пойменные почвы гораздо больше, чем в донные отложения, что можно оценить по изотопному соотношению радиоизотопов ^{152}Eu и ^{137}Cs , для которых периоды полураспада составляют 13,54 и 30,07 лет, соответственно. Донные отложения с относительно недавним поступлением радионуклидов характеризуются сравнимым уровнем содержания ^{152}Eu и ^{137}Cs . В дальнейшем из-за более короткого периода полураспада ^{152}Eu его доля уменьшается. Падение значения КН ^{137}Cs в четвертой волне на почвенном субстрате может быть обусловлено старением мицелия и уменьшением его физиологической активности.

Заключение

Получена высокая степень аккумуляции ^{241}Am из раствора мицелием грибов *P. ostreatus* и *N. nambi* в лабораторных условиях. В биомассу мицелия данных видов переходило 85–97 % ^{241}Am от общего содержания в культивационной среде, что позволяет использовать данные виды для биоремедиации загрязнённых радионуклидами растворов. В лабораторных экспериментах по выращиванию *P. ostreatus* на субстрате из пойменных почв и донных отложений р. Енисей, загрязнённых техногенными радионуклидами, в плодовых телах накапливался только ^{137}Cs . Коэффициент накопления (КН) ^{137}Cs для плодовых тел грибов, выращенных на субстрате из донных отложений (0,05–0,1) на порядок выше КН ^{137}Cs для плодовых тел, выращенных на почвенном субстрате (0,002–0,008), что может объясняться различной долей биодоступного цезия. В дальнейших экспериментах планируется расширить перечень видов грибов и оптимизировать условия их выращивания для получения более высоких КН техногенных радионуклидов.

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ №12-04-00915.

Литература

1. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Дементьев Д.В., Болсуновский А.Я. Накопление ^{241}Am карасем серебряным из пищи и воды // Доклады академии наук, 2011. – Т.439. – №5. – С.708–712.
2. Baeza A., Guillen J., Mielinski J.W., Gaca P. Soil-to-fungi transfer of ^{90}Sr , $^{239+240}\text{Pu}$, and ^{241}Am // *Radiochim. Acta*. 2006. – №94. – P.75–80.
3. Bolsunovsky A. and Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River // *J. Alloy. Compd.* 2007. – №444–445. – P.495–499.
4. Bolsunovsky A., Ermakov A., Sobolev A. New data on transuranium elements in the ecosystem of the Yenisei River floodplain // *Radiochim. Acta*. 2007. – №95(9). – P.547–552.
5. Bystrzejewska-Piotrowska G., Pianka D., Bazała M.A., et al. Pilot Study of Bioaccumulation and Distribution of Cesium, Potassium, Sodium and Calcium in King Oyster Mushroom (*Pleurotus Eryngii*) Grown Under Controlled Conditions // *International Journal of Phytoremediation*. 2008. – Vol.10. – P.503–514.
6. Dementyev D.V., Bolsunovsky A. Ya. Accumulation of artificial radionuclides by edible wild mushrooms and berries in the forests of the central part of the Krasnoyarsk Krai // *Radioprotection*. 2009. – Vol.44. – №5. – P.115–120.
7. 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. – Vol.48. – P.95–121.
8. Liu N., Yang Yu., Luo Sh., et al. Biosorption of ^{241}Am by *Rhizopus arrhizus*: preliminary investigation and evaluation // *Appl. Radiat. Isotopes*. 2002. – №57. – P.139–143.
9. Liu N., Liao J., Yang Yu., et al. Biosorption of ^{241}Am by *Saccharomyces cerevisiae*: Preliminary investigation on mechanism // *J. Radioanal. Nucl. Chem*. 2008. – Vol.275. – №1. – P.173–180.
10. Steiner M., Linkov I., Yoshida S. The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest ecosystems // *J. Environ. Radioact.* 2002. – Vol.58. – P.217–241.

О КОЭФФИЦИЕНТЕ РАДИОАКТИВНОГО РАВНОВЕСИЯ В РУДОНОСНЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ХИАГДИНСКОГО РУДНОГО УЗЛА НА ПРИМЕРЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ ДЫБРЫН (РЕСПУБЛИКА БУРЯТИЯ)

В.А. Домаренко, С.В. Краморенко, А.А. Новгородцев, Е.А. Митрофанов, В.Г. Деревенец
Национальный исследовательский Томский политехнический университет, viktor_domarenko@mail.ru

KOEFFICIENT OF RADIOACTIVE EQUILIBRIUM IN THE METALLIFEROUS SEDIMENTS KHIAGDA ORE NODE FOR EXAMPLE DYBRYN DEPOSIT (BURYATIA)

V.A. Domarenko, S.V. Kramorenko, A.A. Novgorod, E.A. Mitrofanov, V.G. Derevenets
Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

Abstract. Installed on the field characteristic of all hydrogenic deposits zoning in distribution coefficient of radioactivity equilibrium (K) [3]. Manifest it in stock around the rims of radium deposits external and internal radium ghosting occurring on the border of the oxidized species.

Дыбрыньское месторождение урана административно расположено в южной части Баунтовского района Бурятии, по природным условиям приравнено к районам Крайнего Севера. Географически месторождение находится в южной части Витимского плоскогорья, на площади Амалатского плато базальтов (в его юго-восточной части). Расстояние до ближайших областных центров Читы и Улан-Удэ составляет соответственно 200 и 400 км, до районного центра п. Багдарин 120 км. От осваиваемого Хиагдинского месторождения оно расположено в 18 км к западу [2].

Месторождение Дыбрыньское занимает крайнюю западную часть Хиагдинского рудного поля и расположено на северо-западном склоне Байсыханского поднятия. Оно находится в 10 км к северо-западу от месторождения Тетрах (рис. 1). Площадь его охватывает истоки и долину верхнего течения р. Дыбрынь-Джиллинда и характеризуется абсолютными отметками в 1280–1230 м водораздельных частей и 1240–1200 м долин рек.

Участок месторождения расположен в южной части Амалатского плато базальтов и охватывает протяженный отрезок верхнего течения Аталангинской стволковой палеодолины и серию коротких правых притоков, дренирующих

северо-западный склон Байсыханского валообразного поднятия фундамента, которое фиксируется серией разновеликих выступов гранитов общей северо-восточной ориентировки.

В современном рельефе наиболее крупные выступы возвышаются на высоту от нескольких метров до первых десятков метров. Положение Байсыханского поднятия совпадает с современным водоразделом рек Аталанга, Дыбрынь-Джиллинда.

Геологическое строение участка месторождения определяется наличием кристаллических образований нижнего структурного этажа и кайнозойских вулканогенно-осадочных образований слоистого чехла, формирование которого происходило при экзогенных, эрозионных, седиментационных, тектонических процессах и интенсивном базальтовом вулканизме.

Нижний структурный этаж, слагающий южное и юго-восточное обрамление покрова базальтов и фундамент палеодолин, представлен лейкократовыми гранитами витимканского комплекса. Для гранитов комплекса характерна средне- и мелкозернистая структура, наличие темного кварца. Главной особенностью гранитов является их вы-

сокая радиоактивность (до 30–70 мкР/час), обусловленная присутствием акцессорных радиоактивных минералов, в т.ч. и уранинита, образующего микроскопические выделения в межзерновых интерстициях. В юго-западной части строение фундамента гетерогенное, обусловленное развитием крупных ксенолитов палеозойских метаморфизованных осадочных пород химгильдинской свиты, метаморфических пород гаргинской и суванихинской свит, присутствием мелких тел диоритов, гранодиоритов, присутствием небольших блоков базальтов и осадочных пород нижнего мела.

Перед накоплением неогеновых осадков по породам фундамента развилась плащеобразная глинистая, глинисто-щебенистая кора выветривания каолинового профиля. На участках более глубокой эрозии продукты коры отсутствуют, а на пологих бортах палеодолин и площадках террас мощность глинисто-щебенистых образований коры варьирует от первых метров до 20–25 м. Образования коры выветривания водоупорны.

Вулканогенно-осадочные слоистые образования отнесены в состав джилиндинской свиты раннего неогена. По составу и условиям осадконакопления джилиндинская свита подразделяется на две подсвиты: нижнюю – преимущественно терригенную и верхнюю – преимущественно вулканогенную, каждая из которых в свою очередь включает в себя ряд более мелких толщ или пачек пород. По фациальным условиям осадочные образования джилиндинской свиты представлены пролювиально-делювиальным, аллювиальным и озерным комплексами. В составе аллювиального комплекса выделяются русловые и пойменные фации при явном преобладании первых. Для всех осадков продуктивной толщи джилиндинской свиты характерны аркозовый и олигомиктовый состав, отсутствие литификации, низкая степень окатанности обломочного материала, плохая сортированность. Цемент осадков порово-контактный, порово-пленочный и базальный.

В грубозернистых разностях заполняющая масса песчано-алевритовая, полимиктового или аркозового состава. Особенностью осадков является наличие углефицированной растительной и тонкодисперсной сажистой органики, мелкой вкрапленности пирита-мельниковита. Содержание органического вещества разного вида и степени преобразования составляет 1,2–3,4 %, в единичных пробах до 10,8 %, отмечается практическое отсутствие карбонатов (содержание CO_2 обычно не превышает 0,23–0,28 %, в единичных пробах по глинам до 1,94 %), повсеместно фиксируются следы эпигенетических изменений различной степени.

Структурный план месторождения Дыбынское определяется Аталангинской стволочной палеодолиной 1 порядка, имеющей общее северо-восточное простирание, 10-тью правыми притоками северо-западного направления, проявлением разрывной тектоники сбросового типа и наличием базальтовых вулканических аппаратов центрального типа (рис. 2).

Протяженность основной Аталангинской палеодолины в границах месторождения составляет 14 км, ширина около 1300 м. По размерам и морфологии данный отрезок

палеодолины аналогичен рудоносным эрозионным структурам высокого порядка и отличается лишь более пологим уклоном продольного профиля русла (10–15 м/км).

Протяженность долин правых боковых притоков колеблется от 1 до 4 км, при ширине 400–600 м. Палеодолины месторождения Дыбынское расположены на северо-западном склоне Байсыханского поднятия и отличаются от рудоносных палеодолин юго-восточного склона меньшей протяженностью и более крутым продольным профилем.

С юго-запада на северо-восток через всю площадь месторождения в правобережной и осевой частях Аталангинской палеодолины прослежен постседиментационный Кореткондинский разлом, фиксирующийся дроблением пород развитием притертых трещин и вертикальным смещением, как пород фундамента, так и всех неогеновых толщ. Разлом представлен серией субпараллельных сбросов, по которым северо-западный блок опущен на 30–70 м. Зоны трещиноватости субмеридионального и северо-западного направлений зафиксированы бурением в фундаменте палеодолин.

В обобщенных границах урановое оруденение прослежено в направлении с юго-запада на северо-восток на 8600 м и с разновеликими апофизами северо-западного простирания. Крайняя юго-западная часть месторождения опущена сброшена по сбросам Кореткондинского разлома. Амплитуда вертикального смещения залежи колеблется от 30–40 м на западе, до 60–70 м на востоке (рис. 3).

В гидрогеологическом строении месторождения участвуют воды водоносных горизонтов и комплексов:

5. Порово-пластовые воды сезонно-талого (деятельного) слоя.
6. Трещинно-пластовые воды водоносного комплекса неогеновых базальтов.
7. Порово-пластовые воды рыхлых осадочных отложений неогена (продуктивный).
8. Трещинно-жилые воды зон разломов и тектонической трещиноватости фундамента.

Кондиционное оруденение слагает субгоризонтальные и пологонаклонные пласто- и лентообразными рудные залежи в базальной части неогенового разреза, их положение в плане контролируется осевыми частями палеодолин. В единичных случаях оруденение развивается выше базального горизонта на уровне надпойменных террас. Глубина залегания оруденения от 90 до 210 метров.

Границы рудных интервалов визуально не определяются и выделяются радиометрическими методами, по данным гамма-каротажа и опробования. В частных пересечениях по скважинам залежь обычно состоит от одного до пяти сближенных рудных интервалов мощностью от первых десятков сантиметров до 19,9 м (средняя 9,14 м). Руды в основном бедные и рядовые, содержание урана по пересечению обычно составляет первые сотые доли процента от 0,014 до 0,098 %, в среднем 0,038 %.

Руды месторождения характеризуются рядовой удельной продуктивностью, составляющей в среднем 4,8 кг/м². В большей степени рудонасыщенность зависит от мощности, в меньшей от содержания урана. В целом, изменчивость

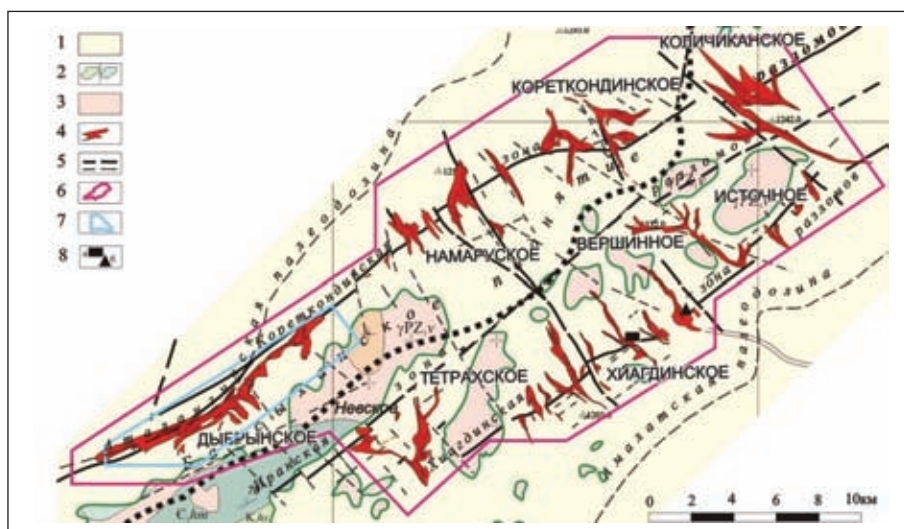


Рис. 1. Схематическая геологическая карта Хиагдинского рудного поля

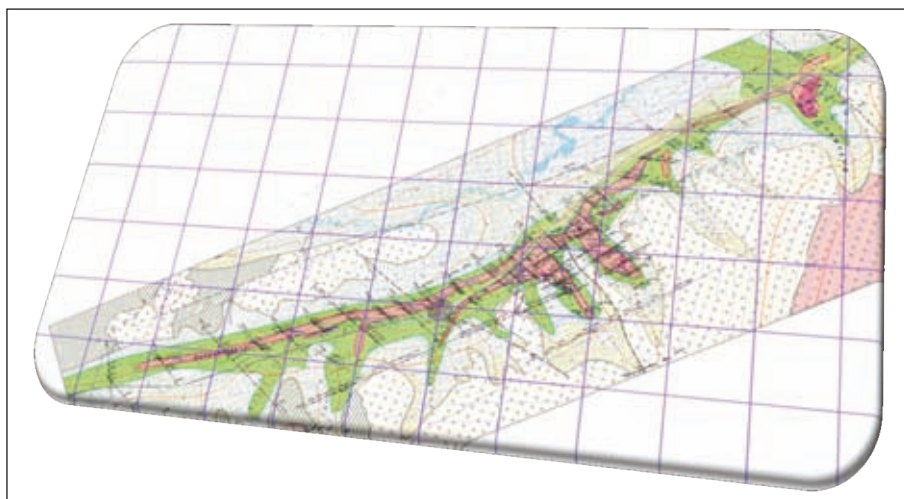


Рис. 2. Структурный план месторождения Дыбрыньское

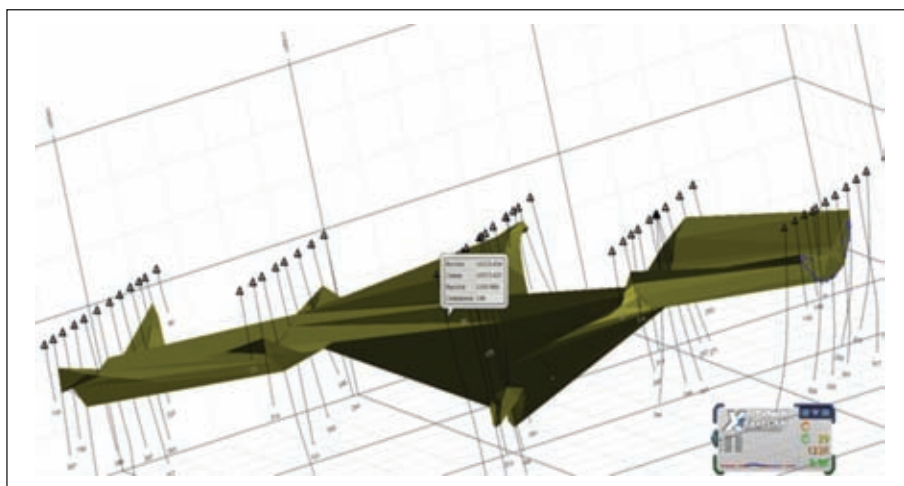


Рис. 3. Каркасная модель рудных отложений осевой части палеодолины Дыбрынь – Джилинда, выполненная в ГИС Micromine

параметров оруденения слабая – коэффициент вариации мощности рудных интервалов равен 42 %, коэффициент вариации содержаний урана составляя 34 %. По предварительным данным распределение металла и его запасов закономерное, в поперечном и продольном профиле симметричное относительно оси.

В аллювиальных отложениях месторождения были обнаружены повышенные концентрации золота. Причем часть его локализуется в контурах урановой рудной залежи, а другая располагается немного выше нее. Источником россыпного золота, по мнению большинства исследователей, являются зоны окисления по пиритизированным метаморфическим породам, где происходит накопление и перераспределение золота.

Заполняющая масса грубозернистых песков алеврит-глинистая имеет полиминеральный состав. Количество ее колеблется в пределах 10–30 % от общего объема породы. В составе заполнителя отмечаются алевро-пелитовые зерна кварца, калиевого полевого шпата, дисперсные глинистые минералы, тонкочешуйчатые агрегаты гидрослюда, дисперсное органическое вещество. В составе глинистых выявлены каолинит, монтмориллонит, гидрослюда, галлуазит, метагаллуазит, нонтронит.

Органическое вещество присутствует в рудах повсеместно и среднее содержание Сорг составляет 0,3 %. Органика отмечается в виде скоплений мелкого углефицированного растительного детрита в псаммитах или равномерно распыленного в глинисто-алевритовых разностях, а также в виде крупных остатков растительности, линз торфов и лигнитов. В отдельных прослоях углистых осадков содержание Сорг достигает 5 %, а в торфах и лигнитах до 15–28 %.

Урановая минерализация тяготеет пространственно к глинистым минералам, переотложенной органике, сульфидам железа, заполняет поры и трещины в обломках породообразующих минералов. Основными урановыми минералами являются фосфаты четырехвалентного урана (нингиоит), очень редки оксиды урана (уранинит, настуран, урановые черни), гидроксиды (фурмарьерит), силикаты (коффинит), арсениды (метановачекиит), карбонаты (студтит, виденманнит, рётзерфордин), фосфаты шестивалентного урана (отенит), очень редко титанат урана – браннерит. Урансодержащие – аршиновит, дисперсный анатаз.

В распределении минеральных фаз урана нет четких закономерностей, но наблюдается определенная тенденция их в размещении: – в тыловой зоне в рядовых рудах преобладают оксиды четырехвалентного урана; – в центральных частях рудной залежи присутствуют все формы оксидов четырехвалентного урана, а также коффинит и редко нингиоит; во фронтальной зоне рудной залежи, на ее выклинивании в безрудную сероцветную толщу – обычные пленочные и глобулярные выделения оксидов урана.

По химическому и минеральному составу технологические свойства руд Дыбынского месторождения предполагаются благоприятными для серноокислотного способа ПВ, что требует подтверждения достоверными фактическими данными.

Урановые руды месторождений Хиагдинского рудного

поля и Дыбынского месторождения монометалльны и не содержат промышленных концентраций других элементов. Спорадически, в небольших количествах в них установлены: Mo, Re, Sc, Pb, Cu, Zn, Au, Ag и редкоземельные элементы. В соответствии с инструкцией ГКЗ большинство сопутствующих элементов следует отнести к 3 группе, поскольку они не образуют собственных минералов, самостоятельных рудных тел, присутствуют в рудах и рудовмещающих породах в виде примесей и потенциально могут накапливаться в технологических растворах при извлечении урана методом ПВ. В корреляционной связи с ураном находятся молибден и цинк, содержание которых в рудных телах может достигать 97,2 и 300–340 г/т соответственно.

Время начала формирования руд, рассчитанное по изотопам свинца и радиоактивных элементов составляет ориентировочно 20 млн.лет, самое позднее зафиксированное перераспределение урана завершилось 1–2 млн.лет назад.

По оценке ресурсов месторождение Дыбын относится к группе средних. При поисковых и оценочных работах запасы и прогнозные ресурсы месторождения обоснованы и локализованы на трех участках. Кондиционное урановое оруденение вскрыли 27 скважин на 11 линиях. Наиболее крупная лентообразная залежь локализуется в стволовой палеодолине Дыбынская-1. Протяженность участка с кондиционным оруденением 4,0 км при ширине 50–300 м. В разрезе выделяется от 1 до 5 рудных интервалов, разделенных безрудными прослоями. Мощность оруденения по сечениям 1,9–11,2 м, содержание урана 0,016–0,098 %. Удельная продуктивность оруденения – 4,88 кг/м². Оцененные запасы урана категории C₂ составляют 4 006 т.

Общая оценка ресурсов урана месторождения Дыбын на 01.05.1992 года составила 7 058 т, в том числе запасы категории C₂ – 4 006 т и ресурсы категории P₁ – 3 052 т. Следует отметить, что за пределами описанной залежи в ее правых притоках известны признаки ураноносности в виде отдельных рудных пересечений. Такие потенциально рудоносные структуры не получили оценки на ранней стадии работ и представляют собой резерв на наращивание сырьевой базы месторождения.

Наибольший интерес из общего круга решаемых задач представляет процесс выявления закономерностей характера распределения уранового оруденения. Основным поисковым методом определения границ урановой минерализации является анализ изменения гамма-активности в скважинах. Гамма каротаж заключается в регистрации гамма-излучения естественных радиоактивных элементов горных пород (U, Th, K) по разрезу скважины. Поскольку большинство скважин проводится без отбора керна, геофизические исследования скважин (ГИС) являются основным, а зачастую и единственным методом получения наиболее полной информации об особенностях геологического разреза и характеристик уранового оруденения по каждой скважине.

Главной особенностью руд данного генезиса является нарушение радиоактивного равновесия в урановом ряду связано с процессами разделения миграции урана и продуктов его распада, а также с эманированием руд [1, 3, 4].

Количественно нарушение радиактивного равновесия характеризуется коэффициентом радиактивного равновесия K_{pp} под которым понимают отношение количеств данного изотопа к родоначальнику ряда распада, причём количество обоих элементов выражают в единицах равновесного с ним урана. K_{pp} между ураном и радием высчитывается по формуле:

$$K_{pp} = \frac{C(Ra)}{C(U)} \times \frac{1}{3,4 \times 10^{-7}},$$

где содержания урана и радия приведены в массовых долях или в процентах. При сохранении радиактивного равновесия коэффициент равен единице. Если $K_{pp} < 1$, равновесие сдвинуто в сторону урана если $K_{pp} > 1$, то в сторону радия. Различают локальные и зональные нарушения радиактивного равновесия. При локальном нарушении пространственное разобщение урана и радия велико и сглаживается для больших объёмов руды. Локальные

нарушения, связаны с миграцией радия.

На месторождении установлена характерная для всех гидрогенных месторождений зональность в распределении K_{pp} в крест простираения рудных тел [3]. Проявлена она в наличии вокруг урановорудных тел внешних радиевых оторочек, а также внутренних радиевых ореолов, встречающихся на границе окисленных пород. Из этого был сделан вывод, что для учета радиевых ореолов у границ рудных интервалов при интерпретации необходимо использовать зависимости бортовой концентрации радия от средней концентрации радия в рудных интервалах. Расчет средних значений K_{pp} проводится по результатам анализов секционных проб керна для каждого рудного пересечения в границах интервала с концентрацией урана 0,01 % (с выходом керна не менее 70 %) по скважинам, относительно равномерно распределенным на площади работ.

Литература

1. Методические рекомендации по применению классификации запасов месторождений и прогнозных ресурсов твердых полезных ископаемых (радиоактивные металлы) Приложение 5 к распоряжению МПР России от 5 июня 2007 г. N 37-р.
2. Оценка перспектив ураноносности южного фланга Витимского плоскогорья: отчет по геологическому заданию // И.Р. Коробенко [и др.]. – Иркутск: ГФУП «Сосновгеология»,

1980.

3. Прогнозирование, поиски и оценка урановых месторождений в палеоруслах: метод. рекомендации / А.Б. Халезов. – М.: ВИМС, 1999. – 153 с.
4. Разведка месторождений урана для отработки методом подземного выщелачивания / М.В. Шумилин [и др.]. – М.: Недра, 1985.

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ БЕРИЛЛИЯ-7 В АТМОСФЕРНЫХ ВЫПАДЕНИЯХ И РАСТЕНИЯХ ЕВРОПЕЙСКОГО СЕВЕРА РОССИИ

С.В. Дружинин, Г.П. Киселев, А.В. Очеретенко

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

CHARACTERISTIC FEATURES OF BERYLLIUM-7 DISTRIBUTION IN ATMOSPHERIC LOSSES AND PLANTS OF THE EUROPEAN NORTH OF RUSSIA

S.V. Druzhinin, G.P. Kiselyov, A.V. Ocheretenko

Institute of Ecological problems in the North, UB the Russian Academy of Science, Arkhangelsk, Russia, kiselevgp@yandex.ru, druzhininse@yandex.ru

Abstract. This work contains data in the distribution of radionuclide beryllium-7 in atmospheric losses (aerosols of a ground layer of air, an atmospheric precipitation) and plants in the Northwest of Russia. Beryllium-7 activity increases in atmospheric aerosols in atmospheric pressure. The laws of beryllium-7 accumulation in leaves of the deciduous plants during three vegetative periods are shown. The beryllium-7 stream in leaves is estimated. Beryllium-7 activity and accumulation in deciduous plants depends on the district of their growth.

Первые упоминания о получении бериллия-7 искусственным путем относятся к сороковым годам прошлого столетия. Так на 60-дюймовом циклотроне в Беркли, в лаборатории Крекера бомбардировкой протонами в 10 Мэв чистого литиевого металла Эдвин М. Макмилан и Эмилио Сегре получали бериллий-7 по реакции ${}^7_3\text{Li} + {}^1_1\text{n} = {}^7_4\text{Be} + {}^0_0\text{n}$, который использовался для экспериментальных целей [16]. В природных условиях, а именно в атмосфере впервые бериллий-7 был обнаружен в начале 50-х годов прошлого века [15]. Ими же был показан и механизм образования бе-

риллия-7 в атмосфере, связанный с космическими лучами. Основные реакции, приводящие к образованию изотопа бериллия-7 в атмосфере Земли, протекают при взаимодействии первичных и вторичных космических лучей с ядрами азота и кислорода, которые являются основными составляющими атмосферного воздуха. Это так называемые реакции скалывания ${}^{14}_7\text{N}(\text{p}, \text{X}) {}^7_4\text{Be}$, ${}^{16}_8\text{O}(\text{p}, \text{X}) {}^7_4\text{Be}$, ${}^{14}_7\text{N}(\text{n}, \text{X}) {}^7_4\text{Be}$ и ${}^{16}_8\text{O}(\text{n}, \text{X}) {}^7_4\text{Be}$. В работе [2] экспериментальным путем показаны фотоядерные реакции образования бериллия-7 в атмосфере. Этот путь образования бериллия-7 до

настоящего времени не учитывался. В работе экспериментально рассматриваются реакции ${}^6\text{C}^{12}(\gamma, X){}_4\text{Be}^7$, ${}^7\text{N}^{14}(\gamma, X){}_4\text{Be}^7$, ${}^8\text{O}^{16}(\gamma, X){}_4\text{Be}^7$. Фотопроизводство бериллия-7 имеет значительный вклад в поток бериллия-7 на поверхность земли независимо от широты местности, при этом значительное его количество образуется на малых высотах. Запас естественного радиоизотопа ${}^7\text{Be}$ в атмосфере оценивается величиной $1,8 \times 10^{17}$ Бк, что соответствует значению около 810 атомов/ $\text{м}^2 \cdot \text{с}$, а средняя концентрация в тропосфере составляет 12,5 мБк/ м^3 . Бериллий-7 – это относительно короткоживущий ($T_{1/2} = 53,3$ дня) радионуклид, что обеспечивает его небольшое накопление в природных средах. При распаде Be^7 ядро захватывает орбитальный электрон этого атома, что приводит к превращению одного протона в нейтрон, и новое ядро приобретает порядковый номер на единицу меньше. Обычно захват ядром электрона происходит с самой внутренней, ближайшей к ядру К-оболочки атома [13, 14]. Бериллий-7 в приземной атмосфере изучался рядом ученых [1–3, 6, 9–16].

Начиная с 2004 года в Архангельском регионе лабораторией экологической радиологии ИЭПС УрО РАН систематически исследовался радиоактивный изотоп бериллий-7 в различных средах – атмосферных осадках (дожде и снеге). Аэрозолях воздуха, природных водах, растениях и почвах [4–9].

Для определения активности радионуклида бериллия-7 в приземном слое атмосферы отбирались пробы аэрозолей на фильтрующий материал «Петрянова-Соколова» размером 400×400 мм. После прокачки 50 000–60 000 м^3 воздуха фильтр сворачивался, взвешивался и измерялся в геометрии Петри на гамма-спектрометре «Прогресс-2000», программа которого позволяет измерения гамма-активности изотопов в фильтре пересчитывать в объемную активность Бк/ м^3 аэрозолей воздуха. Далее определялась зольная масса аэрозолей. Измерения объемной активности бериллия-7 в приземной атмосфере проводились за период с 2010 по 2011 годы. Объемная активность бериллия-7 в г. Архангельске изменялась от 4×10^{-4} Бк/ м^3 до 23×10^{-4} Бк/ м^3 (рис. 1). Аналогичные распределения потока бериллия-7 в приземной атмосфере получают в других регионах (Севастополь, Москва, Апатиты). [1, 10–12].

Проводился анализ значений объемной активности радионуклида бериллия-7, минеральной массы аэрозолей и параметрами атмосферы (относительная влажность, температура, атмосферное давление, количество атмосферных осадков) за исследуемый период. Определено сезонное распределение концентраций бериллия-7, массы аэрозолей и атмосферного давления в г. Архангельске. При

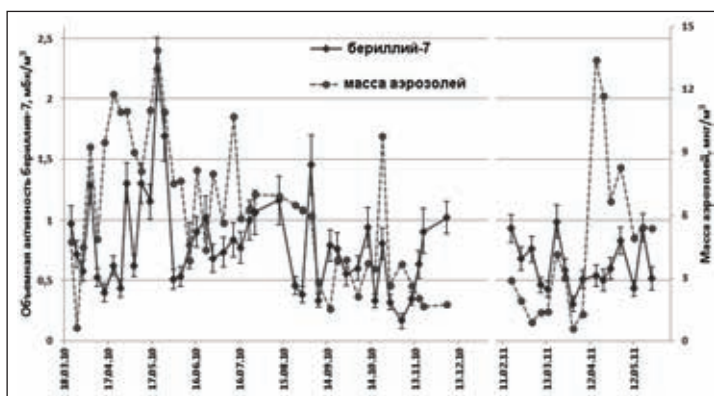


Рис. 1. Изменение объемной активности бериллия-7 и массы аэрозолей в приземной атмосфере г.Архангельска за период с 13.03.2010 г. по 04.10.2011 г.

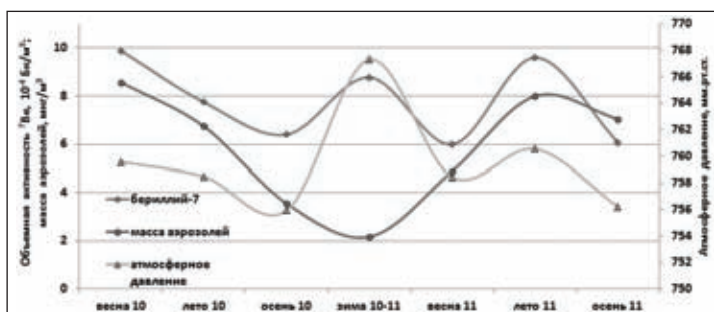


Рис. 2. Среднесезонное распределение концентрации бериллия-7 (Бк/ м^3), массы аэрозолей ($\text{мкг}/\text{м}^3$) и атмосферного давления (мм.рт.ст.) за период с весны 2010 г. по осень 2011 г. для г. Архангельска

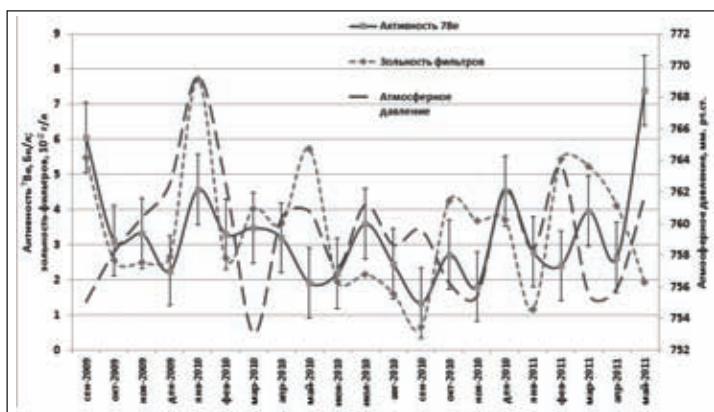


Рис. 3. Объемные среднесезонные значения активности бериллия-7, зольности фильтров в атмосферных осадках г. Архангельска

возрастании атмосферного давления наблюдается увеличение концентрации бериллия-7 в приземной атмосфере (рис. 2). Более сильная связь этих параметров наблюдалась в 2010 году. В 2011 году увеличение концентрации бериллия-7 так же происходило с увеличением атмосферного давления. Высокое давление в приземной атмосфере связано с антициклонами. В центрах антициклонов возникают вертикальные потоки воздуха сверху вниз, что и

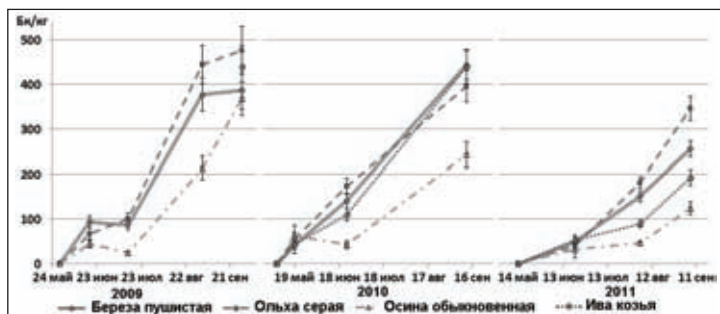


Рис. 4. Удельная активность бериллия-7 в листьях деревьев за вегетационные периоды с 2009 по 2011 гг. на полигоне «Лапоминка» Приморского района

приводит к переносу бериллия-7 с высоких атмосферных горизонтов в приземную атмосферу, к тому же в это время аэрозоли не вымываются атмосферными осадками.

Для определения активности бериллия-7 в «мокрых выпадениях» отбирались пробы атмосферных осадков (дождь и снег) на стационарной площадке в пластиковый надувной бассейн диаметром 2 м в течение всего периода их выпадения, что составляло от 1,5 до 40 л.

Вода фильтровалась на фильтрах белая и синяя лента, фильтрат упаривался до 1 л и измерялся при добавлении золы фильтров в геометрии Маринелли на гамма-спектрометре «Прогресс-гамма» с программным обеспечением «Прогресс-2000».

Отмечаются вариации поступления радионуклида бериллия-7 с атмосферными осадками. Распределение концентрации бериллия-7 в атмосферных осадках в г. Архангельске по месяцам за период с сентября 2009 г. по май 2011 г. показана на рисунке 3.

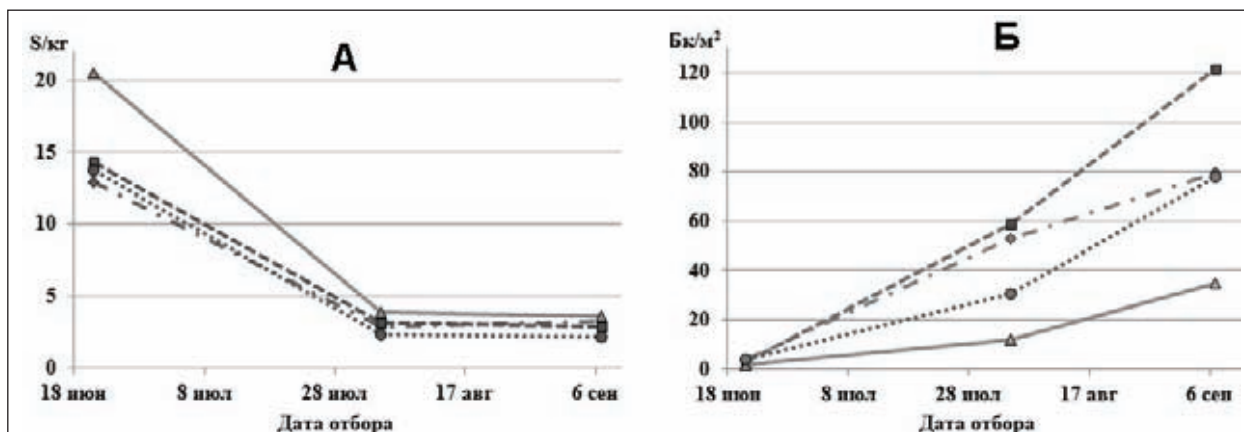
Исследование накопления изотопа бериллия-7 в листовых породах древесных растений Европейского Севера за три периода наблюдений выявило закономерность – за зимний период времени в ветвях деревьев бериллий-7, накопленный за лето практически полностью распадается, а с началом вегетационного периода начинает накапливаться снова, поступая из листьев. Накопле-

ние происходит неравномерно. Показано, что листья и ветви растений обладают различной емкостью для накопления изотопа бериллия-7 из атмосферы, а также различной кинетикой накопления в течение вегетационного периода. Отмечается понижение уровня накопления этого изотопа в течение вегетационного периода в разные годы (рис. 4).

Понижение удельной активности бериллия-7 в 2011 г., скорее всего, связано с изменением климатических параметров на исследуемой территории. Так, в 2011 году в летний период увеличивалось количество жарких дней летом. Вегетационный период в 2010 году начался примерно на две недели раньше по сравнению с другими двумя годами проведения исследований. Не смотря на это, удельная активность к концу вегетационного периода 2010 г. не достигла максимума 2009 г. 2011 год был особенно засушливым (за весь период вегетации выпало осадков на 200 мм меньше нормы), что, по-видимому, и сказалось на более низких значениях удельной активности изотопа.

По отобранному гербарию листьев растений за период исследований был рассчитан поток бериллия-7 в листьях древесных растений. Определение площади листовой пластины древесных растений проводилось по программе Symmetry in biology Нижегородского государственного университета им. Н.И. Лобачевского, разработчиками которой являются Гелашвили Д.Б., Марычев М.О., Чалкова Н.В., Чупрунов Е.В., Нижегородцев А.А., Мокров И.В., Силкин А.А.

Параметры площади листьев березы пушистой, ольхи серой, осины обыкновенной, ивы козьей и накопление бериллия-7 в Бк/м² в 2011 г. приведено на рисунке 5. Поток составил для ольхи серой – $1,7 \times 10^{-5}$ Бк/м²с, для березы пушистой и ивы козьей $1,1 \times 10^{-5}$ Бк/м²с и осины обыкновенной 5×10^{-6} Бк/м²с, различие в потоках объясняется нами физиологией листьев растений, то есть способностью задерживать на себе аэрозоли и влагу.



А – площадь листьев в пересчёте на кг их сухого веса, S/kg; Б – площадь листьев в пересчёте на кг сухого веса, которая поглощает определённое количество изотопа, Бк/м².

Рис. 5. Поступление изотопа бериллия-7 в растения в зависимости от площади листьев

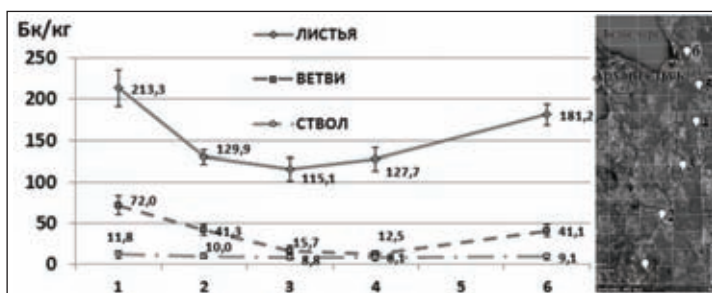
Определялись географические условия накопления бериллия-7 в листьях различных растений.

Концентрации бериллия-7 в листьях, ветвях и стволах ольхи серой, отобранных 2 августа 2011 года по профилю Каргополь-«Лапоминка», показаны на рисунке 6. На юге Архангельской области концентрация бериллия-7 в листьях максимальная.

В районе Плесеца снижается и далее по профилю в пределах погрешности находится на одном уровне (150 Бк/кг), причем значения активности изотопа меняются одновременно как в листьях, так и в ветвях и стволах отобранных проб.

Краткие выводы

В настоящее время проводится поиск эффективных методов изучения влияния широких атмосферных ливней на биологические системы на Земле. Получаемые данные о распределении изотопа бериллия-7 в природных средах



1 – юг Архангельской области (Каргополь); 3–4 Плесец; 6 – Архангельск (полигон «Лапоминка»).

Рис. 6. Зависимость распределения бериллия-7 в листьях, ветвях, стволах ольхи серой в зависимости от широты местности

атмосфере, водах, растениях может оказаться надежным индикатором комплексного влияния космических лучей на биосистемы, что и определяет актуальность проводимых исследований.

Работа выполнена при финансовой поддержке Проекта 12-У-5-1009.

Литература

- Арбузова А.П., Батраков Г.Ф., Иванова Т.М. и др. Временная изменчивость концентрации ^7Be в приземной атмосфере и сухих выпадениях в северо-западном регионе / Система контроля окружающей среды. Выпуск 14, морской гидрофизический институт НАН Украины. – Севастополь, 2010. – с.
- Безуглов М.В., Малышевский В.С., Малышина Т.В. и др. Фототрождение космогенного бериллия-7 в земной атмосфере. Электронный научный журнал «Исследовано в России» 589 <http://zhurnal.apc.relarn.ru/articles/2011/046.pdf>
- Григченко З.Г., Флегонтов В.М., Флейшман Д.Г. Радиоактивные выпадения ^7Be и ^{22}Na в районе Ленинграда в 1960–1973 гг. // Космогенные радиоактивные изотопы. Вып.3. – Вильнюс: Изд-во ИФМ АН ЛитССР, 1975. – С.71–81.
- Дружинин С.В., Киселев Г.П. Бериллий-7 в атмосферных осадках и растениях Архангельской области // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.174–177.
- Дружинин С.В., Киселев Г.П. Бериллий-7 в различных средах города Архангельска // Северные территории России: Проблемы и перспективы развития. Материалы всероссийской конференции с международным участием. Институт экологических проблем Севера УрО РАН. – Архангельск, 2008. – С.438–442.
- Дружинин С.В., Киселев Г.П. Изотопы бериллий-7, полоний-210, свинец-210 в атмосферных осадках и аэрозолях г. Архангельска // Вестник Поморского университета. Серия «Естественные науки». – Архангельск: ПГУ, 2010. – №4. – С.15–19.
- Дружинин С.В., Киселев Г.П. Результаты исследований бериллия-7 в природных средах Архангельского региона // Экология Арктических и приарктических территорий: материалы международного симпозиума. Институт экологических проблем Севера УрО РАН, от введ. д.х.н., К.Г. Боголюбова. – Архангельск, 2010. – С.272–275.
- Киселев Г.П., Дружинин С.В. Космогенный изотоп бериллий-7 и другие радиоактивные изотопы в растениях Архангельской области // Вестник Архангельского государственного технического университета. Серия «Прикладная геоэкология». – Архангельск: Арханг. гос. техн. ун-т, 2009. – Вып.82. – С.14–28.
- Киселев Г.П., Дружинин С.В. Радиоактивный космогенный изотоп бериллий-7 в атмосферных осадках и аэрозолях г. Архангельска // Вестник Архангельского государственного технического университета. Серия «Прикладная геоэкология». – Архангельск: Арханг. гос. техн. ун-т, 2009. – Вып.79. – С.11–18.
- Мельник Н.А., Райских А.А., Вашенко Э.В., Корнилов П.Н. Влияние природных факторов на радиоактивность атмосферных осадков и аэрозолей в северных широтах // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Сб. мат. II Междунар. конф. г. Томск 18–22 октября. – 2004. – «Тандем-Арт». – Томск, 2004. – С.377–379.
- Мельник Н.А., Корнилов П.Н. Радиоэкологическая оценка растительных объектов центральной части Мурманской области // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Сб. мат. II Междунар. конф. г. Томск 18–22 октября 2004. – «Тандем-Арт». – Томск, 2004. – С.380–382.
- Петрова Т.Б., Микляев П.С., Власов В.К. и др. Вариации содержания ^7Be в приземном слое атмосферы на средних широтах // Вестник Московского университета. Серия 2: Химия, 2009. – Т.50. – №5. – С.396–401.
- Руденко Н.П., Севастьянов А.И. Радиоактивные изотопы бериллия ^7Be и ^{10}Be . – М.: Атомиздат, 1964. – 24 с.
- Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. – М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2006. – 286 с.
- Arnold, J.R., and Al-Salih, H. A. (1955). «Beryllium-7 produced by cosmic rays». Science, 1955. – V.121. – P.451–453.
- By josephine f. Crowley, joseph g. Hamilton, and kenneth g. Scott the metabolism of carrier-free radioberyllium in the rat (From the Cracker Laboratory and the Divisions of Medical Physics, Radiology and Medicine, University of California, Berkeley and San Francisco) (Received for publication, September 27, 1948).

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ В АРКТИЧЕСКОЙ ЗОНЕ РОССИИ

А.В. Евсеев, А.Д. Телелекова

Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова (МГУ им. М.В. Ломоносова), Москва, Россия, avevseev@yandex.ru, anfisa_90@mail.ru

RADIONUCLIDE POLLUTION IN THE ARCTIC ZONE OF RUSSIA

A.V. Evseev, A.D. Teleleкова

M.V. Lomonosov Moscow State University (MSU Lomonosova M.V.) Moscow, Russia

Экологическим проблемам Арктики в последние десятилетия уделяется повышенное внимание не только приарктическими государствами, но и другими, учитывая важную роль этого региона в сохранении экологического равновесия на планете и наличия богатейших месторождений минерального и углеводородного сырья. Значительная площадь суши Арктики относится к зоне Российской Арктики (АЗРФ). Это один из важнейших регионов нашей страны, включающий уникальные природные комплексы, крайне уязвимые и неустойчивые к антропогенному воздействию. Проведенные исследования показали, что наряду с тяжелыми металлами и нефтяными углеводородами радионуклиды считаются приоритетными загрязняющими веществами, негативно влияющими на экосистемы этого региона [7].

АЗРФ, как и ряд других регионов планеты, испытала воздействие глобальных антропогенных источников радионуклидов, возникших после освоения атомной энергии. Для этого региона характерны как местные источники (Новоземельский полигон, АЭС, атомный флот, промышленные предприятия по утилизации судов с ядерной силовой установкой, хранилища ядерных отходов, поступление радионуклидов с мест добычи и транспортировке углеводородного сырья, внеплановые выбросы во время подземных ядерных взрывов при решении ряда производственных задач, сохранившиеся радиоизотопные термоэлектрические генераторы, которые использовались для длительного автономного электрического питания маяков и т.д.), так и удаленные, поставляющие радионуклиды в результате трансграничного переноса. Основными из них являются: испытания ядерного оружия США, Китаем, Великобританией и Францией в 1945–90 гг., а так же аварии на АЭС в Чернобыле и Фукусиме, внесшие основной вклад в глобальный воздушный перенос радиоактивных аэрозолей и осаждающихся в том числе и на территории Арктики. К дальнему водному переносу можно отнести вынос радионуклидов речными водами из водосборных бассейнов Оби и Енисея, аккумулирующих сброс радиохимических предприятий, а так же перенос морскими течениями части жидких радиоактивных отходов, сбрасываемых в морские воды западноевропейскими заводами по переработке облученного ядерного топлива в Селлафилде и Даунрее в Великобритании и на мысе Аг во Франции.

Значительный вклад в радиационное загрязнение АЗРФ внёс Северный испытательный полигон (острова архипелага Новая Земля). В период с 1955 по 1962 было проведено 87 воздушных, 3 наземных, 3 подводных и приземных взрывы. В районе приземного и подводного

ядерных взрывов до сих пор очень высокое излучение, но не превышает 200 мкР/час [10]. Примерно 12 % радиоактивных продуктов взрывов на Новой Земле выпали неподалеку от мест испытаний, 10 % выпадений попали в концентрическое циркумполярное кольцо на широте Новой Земли, а 78 % в виде мелкодисперсных продуктов пополнили глобальный фонд радионуклидов атмосферы Земли [4]. Проведенные исследования ледяного керна на архипелаге Северная Земля (ледник Купол Вавилова) показали четкую картину проведенных ядерных взрывов, причем максимальное содержание радионуклидов обнаружено на глубине около 20 м, что соотносится с испытаниями 1962 г.

В настоящее время повышенное внимание уделяется изучению радиационной обстановки в морях Северного Ледовитого океана. Наиболее тщательно исследовались Баренцево и Карское моря. Исследования показали, что повышенное содержание радионуклидов в Баренцевом море характерно для Кольского залива, а так же западной части побережья. Максимальные уровни ^{137}Cs характерны для донных отложений губы Черная на юге Новой Земли и составляет 1444 Бк/кг [9]. Наибольшее содержание радионуклида зафиксировано в прибрежной части моря, где проходит прибрежное Мурманское течение. Так в открытых губах Баренцева моря Дальнезеленецкой и Териберской активность ^{137}Cs составила 3,6 и 3,4 Бк/м³, соответственно. В водах Кольского залива содержание ^{137}Cs не превышает 3 Бк/м³. В районе западного побережья Новой Земли активность радионуклида близка к средней для Баренцева моря величине – около 2 Бк/м³. Отдельные прибрежные районы Баренцева моря находятся под влиянием локальных источников радиоактивного загрязнения, поэтому для них характерно более высокое накопление ^{137}Cs донными отложениями. Так средняя удельная активность радионуклида в осадках Кольского залива по данным 2001–2006 гг. составила 10,2 Бк/кг, что примерно в три раза выше, чем в открытой части Баренцева моря [8].

Особое внимание уделяется Карскому морю, как наиболее подверженному радиоактивному загрязнению. В его акватории А.Ю. Мирошников выявил четыре зоны повышенной активности ^{137}Cs , превышающие 15 Бк/кг [9]. Выделенные зоны имеют различные источники радиоцезия по изолинии 15 Бк/кг. Они образовались в различных геохимических, литологических, геоморфологических и гидрологических обстановках: Новоземельская ЗПА образовалась за счет накопления продуктов ядерных испытаний покровными ледниками архипелага Северная Земля, их последующего смыва и разгрузки ледников в морскую среду Карского моря; Вайгачская ЗПА расположена у

острова Вайгач и пролива Карские ворота, обязана своим происхождением радиоактивности, поступающей из Баренцева моря; Обская и Енисейская ЗПА, включающие в себя участки максимальных радиационных загрязнений, возникли в пределах маргинального фильтра Карского моря за счет выносов радиоактивности речными водными массами Оби и Енисея.

За время, прошедшее от начала атомного века, в акваторию Карского моря из различных источников поступило от 43 до 58 кКи радиоцезия. При этом основным его источником стали глобальные радиоактивные выпадения из атмосферы (~27 кКи), доля которых составляет более половины указанного количества. Морские течения северной Атлантики доставили еще от ~4 до 8 кКи ^{137}Cs . Доля локальных выпадений радиоактивных веществ, образовавшихся преимущественно в результате атмосферных ядерных испытаний, пока представляется предположительной и требует отдельного изучения. Влияние сбросов и затоплений ЖРО и ТРО у островов Новой Земли пока носит точечный характер [8].

Проводившиеся исследования в наземных геосистемах АЗРФ показали, что в отдельных районах, где имеются местные потенциальные источники радиационного загрязнения, отмечается повышенное содержание отдельных радионуклидов.

На Севере России основными объектами потенциальной радиационной опасности являются атомные электростанции. За Полярным кругом в России на западе и на востоке находятся две АЭС – Кольская и Билибинская.

В проведенных нами исследованиях вблизи Кольской АЭС не выявлено высокого содержания (от 31 до 110 Бк/кг). Опробование в центральной части Кольского полуострова показало, что содержание других радионуклидов колеблется менее значительно, например, для Ra^{226} находится в пределах 0–10 Бк/кг при максимальном содержании 26 Бк/кг, Th^{232} – 0–4 Бк/кг. Значительного увеличения концентрации искусственных радионуклидов вблизи Кольской АЭС не наблюдается, что свидетельствует об отсутствии выбросов радионуклидов. На территории Архангельской и Мурманской областей отмечаются участки, загрязненные радионуклидами в результате аварии на Чернобыльской АЭС. Проблема загрязнения Севера России радионуклидами от техногенных источников до настоящего времени далека от разрешения. Проведенные ранее исследования показали, что площадь с уровнем загрязнения 0,1 Ки/км² на севере европейской территории России занимает почти 15 % тундры и 18 % бореальных лесов. Основным источником глобального загрязнения радионуклидами продолжает оставаться медленный процесс выведения из атмосферы продуктов испытания ядерного оружия [3].

Проводимые нами исследования ландшафтов Архангельской и Мурманской областей показали, что в ряде районов наблюдается повышенное содержание радионуклидов. Опробование мхов и лишайников Мурманской области показало, что содержание Cs^{137} составляло 30–80 Бк/кг и лишь в отдельных случаях менее 10 Бк/кг и более 100 Бк/кг. Для всех рассмотренных почв максимальные концентрации фиксировались в верхнем гумусовом гори-

зонте почв (до 270 Бк/кг). Это характерно и для Архангельской области. Однако проведенные ранее исследования показали, что максимальное содержание искусственного радионуклида в данном регионе достигло 2000 Бк/кг в гумусовом горизонте подзолистого почвы в районе Беломоро-Кулойского плато [1]. Основная часть опробованных мхов и лишайников содержит ^{137}Cs в пределах 30–80 Бк/кг и лишь в отдельных случаях наблюдались концентрации менее 10 Бк/кг и более 100 Бк/кг. Максимальный уровень концентрации, обнаруженный в центральной части Кольского полуострова, составлял 179 Бк/кг. Пространственное распределение радионуклидов в почве зависит от количества выпавших на поверхность и скорости миграции. Для всех рассмотренных почв максимальные концентрации фиксировались в верхних органогенных горизонтах, а содержание Cs^{137} находилось в пределах от 20 до 70 Бк/кг. Характерная особенность почв – резкое уменьшение величины концентрации Cs^{137} с глубиной. Максимальное содержание в почвах ^{137}Cs достигало 270 Бк/кг в верхнем гумусовом горизонте иллювиально-железистой подзолистого почвы. В нижележащих горизонтах В и С концентрация этого радионуклида не превышала 10 Бк/кг, что свидетельствует об отсутствии радиальной миграции в почвенном профиле и наличии мощного геохимического барьера в виде растительного опада и гумусового горизонта. Проведенные ранее исследования показали, что максимальное содержание искусственного радионуклида Cs^{137} в данном регионе достигало 2000 Бк/кг в гумусовом горизонте почвы, опробованной в районе Беломоро-Кулойского плато [1]. В целом по данным этих авторов содержание Cs^{137} в иллювиальных горизонтах почв находится в пределах 4–6 Бк/кг, а в почвообразующей породе – горизонте С еще меньше – менее 4 Бк/кг. Выявлена и закономерность пространственного накопления радионуклида в ландшафтах региона. Так, установлено увеличение активности Cs^{137} с юга на север, в частности активность Cs^{137} в южной тундре в 6 раз выше, чем в северной тайге и в 10 раз выше, чем в средней тайге. Опробование в центральной части Кольского полуострова показало, что содержание других радионуклидов колеблется менее значительно и, например, для Ra^{226} находится в пределах 0–10 Бк/кг при максимальном содержании 26 Бк/кг, Th^{232} – 0–4 Бк/кг.

Радиобиологическая значимость уровней загрязнения воздуха долгоживущими радионуклидами в АЗРФ ничтожна, так как за счет пищевого пути Cs^{137} поступает в десятки раз больше. Наблюдаются пищевые цепочки: лишайник-олень-человек, питающийся оленями, рыба-человек, куропатка-человек. Основная доза внутреннего облучения у человека от глобальных выпадений формируется в результате попадания радионуклидов в организм с пищевыми продуктами. В Арктике это, в первую очередь, оленина. Мясо, как и картофель, характеризуется наименьшей скоростью очищения. Наиболее значительный максимум по содержанию Cs^{137} в ягеле в пределах Ненецкого и Ямало-ненецкого АО связаны с испытаниями на Новой Земле. Повышение радиоактивности ягеля фиксируются со сдвигом в один год по вышеуказанным пищевым цепочкам [5].

Особое внимание уделяется территориям, где прово-

дились мирные ядерные взрывы, число которых в пределах АЗРФ достигало 29. К сожалению, при этом отмечались и аварийные выбросы, в том числе в районе Хибин и на севере Якутии. Однако это не сильно отразилось на экологической обстановке. В районе Хибин было проведено 2 взрыва [2]. Участок носит название «Объект Днепр» и расположен в районе горы Куэльпорр, являющейся северо-западным отрогом плато Кукисвумчорр (центральная часть Хибин). Здесь было проведено 2 подземных ядерных взрыва в рамках деятельности ОАО «Апатит», крупнейшего в мире предприятия по добыче и переработке апатитовой руды, с целью применения атомной энергии для добычи апатита. Один направленный взрыв должен был раздробить породу по вертикали, другой – по горизонтали, после чего образовавшийся щебень можно было бы легко добыть. Эксперимент не удался, шахта была законсервирована и завалена. В настоящее время объект относится к закрытым объектам ПЯВ, хотя у ОАО «Апатит» с этим месторождением связаны перспективы дальнейшего расширения производственных мощностей предприятия.

Нами проводилось исследование радиозоологического состояния района, где расположены законсервированные в настоящее время шахты – места проведения ядерных взрывов. ОАО «Апатит», которому принадлежит полигон, провело операцию по наведению экологического порядка на Куэльпорре. Все оборудование вывезли из горы в специально отведенное место. Все три штольни перекрыты бетонными стенами, а снаружи засыпаны пустой породой. По данным службы радиационной безопасности г. Апатиты, руда, находящаяся в отвалах, совершенно безопасна (15 мкР/час). По данным доклада о состоянии природной среды Мурманской области радиационный фон находится в пределах естественного значения [6]. Однако наши исследования показывают более высокий уровень (до 30 мкР/час), а у входов в штольню превышение составляет почти в 3 раза.

Отмеченная радиоактивность Куэльпорра имеет техногенное происхождение. Однако в Хибинах есть районы, где радиоактивное излучение достигает серьезных значений, что обусловлено повышенным природным радиационным

фоном (Хибинский горный массив выделяется как радиоактивная аномалия из-за урана и тория). Таким местом, привлекающим внимание с точки зрения радиационной безопасности, является ущелье Гакмана, в котором велась подземная разработка ловчоррита – минерала, содержащего торий. Рудник просуществовал всего пять лет, затем был заброшен. В отличие от штолен Куэльпорра, здесь полностью отсутствует обустройство территории, и нет предупреждений об опасности. Уже на осыпи, которая ведет к штольням, радиационный фон превышает 40 мкР/час.

Проведенный анализ показал, что радиозоологическую обстановку в Хибинском горном массиве можно оценить как благоприятную. В большей части проб содержание ¹³⁷Cs колеблется в допустимом диапазоне от 6–60 Бк/кг. Однако есть отдельные пробы с аномальными концентрациями до 320 Бк/кг. Диапазон содержания естественных радионуклидов радия и тория также высок от 0 до 250 Бк/кг, что связано с высокой естественной радиоактивностью горных пород Хибинского горного массива. В снежном покрове не обнаружены искусственные радионуклиды в местах опробования, что указывает на отсутствие поступления искусственных радионуклидов из законсервированного рудника в свежеснежный покров.

Полученные данные были сопоставлены с территорией, расположенной вблизи Кольской АЭС, где также проводилось опробование почвы, растительности и донных отложений, для которых характерны значения средних удельных активностей составляют до 60–70 Бк/кг.

Проведенные исследования показали, что для ряда районов АЗРФ характерно относительно невысокое радиационное загрязнение природной среды, обусловленного как местными источниками поступления радионуклидов, так и отдаленными в результате трансграничного переноса. Наиболее интенсивно этот процесс наблюдался в 60–е – 80–е годы 20 века и связан с активным хозяйственным освоением региона. В настоящее время предпосылки для повышения уровня радиационного загрязнения не наблюдаются.

Литература

1. Баженов А.В., Юдахин Ф.Н., Киселев Г.П. Распределение ¹³⁷Cs в почвах северной и средней тайги Архангельской области // Геодинамика и геоэкология // Материалы международной конференции. – Архангельск, 1999.
2. Булатов В.И. 200 ядерных полигонов СССР: География радиационных катастроф и загрязнений. – Новосибирск: ЦЭРИС, 1993. – 88 с.
3. Гордеев В.В., Данилов А.А., Евсеев А.В. и др. Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны Российской Федерации. – М.: Научный мир, 2010.
4. Диагностический анализ состояния окружающей среды Арктической зоны Российской Федерации (расширенное резюме). – Отв. редактор Б.А. Моргунов. – М.: Научный мир, 2011. – 200 с.: ил.
5. Додин Д.А., Садиков М.А., Бордюков Ю.К. Некоторые аспекты радиационной обстановки в Арктике и направления экологических исследований. ВНИИОкеанология, 1994.
6. Доклад о состоянии и охране окружающей среды в Мурманской области в 2003 г. Министерство природных ресурсов Российской Федерации 2004 г.
7. Евсеев А.В., Красовская Т.М. Эколого-географические особенности природной среды районов Крайнего Севера России. Смоленск: изд. СГУ, 1996.
8. Загрязнение Арктики: доклад о состоянии окружающей среды Арктики. АМАП. Осло, 1998.
9. Мирошников А.Ю. Закономерности распределения и накопления радиоцезия в донных осадках Карского моря. Диссертация на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. 2012 г.
10. Ядерные взрывы в СССР. Северный испытательный полигон (Справочная информация) / ред. В.Н. Михайлов (и др.). – 2-е изд. – Спб., 1999. – 160 с.

ФОРМЫ КОНЦЕНТРИРОВАНИЯ ТОРИЯ В ЩЕЛОЧНЫХ ПОРОДАХ ЛОВОЗЁРСКОГО МАССИВА (КОЛЬСКИЙ ПОЛУОСТРОВ)

В.Н. Ермолаева¹, И.В. Пеков^{1,2}, Н.В. Чуканов³

¹ГЕОХИ РАН, Москва, cvera@mail.ru

²МГУ, Москва

³ИПХФ РАН, Черноголовка

FORMS OF THORIUM CONCENTRATIONS IN ALKALINE ROCKS OF LOVOZERO MASSIF (KOLA PENINSULA)

V.N. Ermolaeva¹, I.V. Pekov^{1,2}, N.V. Chukanov³

¹GEOKHI RAS, Moscow, cvera@mail.ru

²MSU, Moscow

³IPCP RAS, Chernogolovka

Abstract. In Lovozero pegmatites the biggest variety of namely Th and Th-rich phases is observed. During the evolution from magmatic to pegmatite and hydrothermal stages forms of thorium occurrence in minerals change from Th-rich phases to namely Th minerals and from oxides, phosphosilicates and phosphates to silicates. On the ussingite and hydrothermal stages of pegmatite evolution the separation of Th, U and REE between different phases takes place. Th and U formed mainly silicates and REE – phosphates. Thorium shows a tendency to accumulate in aeration products that shows the absence of the ecological danger connected with the increased radioactivity, near the Lovozero alkaline massif.

Собственных минералов тория в природе известно всего 21; около половины из них относится к классу силикатов (таблица 1).

Столь малое число минеральных видов обусловлено относительно низким кларком тория ($1,5 \times 10^{-3}\%$) и способностью этого элемента рассеиваться в виде изоморфной примеси в характерных акцессорных минералах магматических пород, а также тем, что многие минералы тория метамиктны и вследствие этого рентгеноаморфны, из-за чего не могут быть утверждены в статусе новых минеральных видов. Для плутоногенных формаций отмечается заметное нарастание содержания тория от ультраосновных (5×10^{-7} мас. %) через основные и средние (5×10^{-4} мас. %) и кислые ($1,8 \times 10^{-3}$ мас. %) [16] к щелочным породам (до 60×10^{-3} мас. %) [5]. Породы Ловозёрского массива в среднем содержат $3,5 \times 10^{-3}$ мас. % тория [6].

Геохимия тория в магматических породах Ловозёрского щелочного массива тесно связана с редкоземельными элементами, так как Th в основном концентрируется в их минералах, изоморфно замещая REE [5, 6, 12]. Концентрация этого элемента в пегматитах, как правило, выше (в среднем $6,2 \times 10^{-3}\%$), чем во вмещающих их породах ($1,8 \times 10^{-3}\%$) [6]: большая часть акцессорных минералов – концентрато-

ров тория кристаллизуется на поздних этапах пегматитового процесса в ассоциациях с альбитом, уссингитом, натролитом. Изученные нами ториевые минералы из пегматитов Ловозёрского массива: умбозерит $\text{Na}_{1-3}\text{Sr}_{3,5-4}(\text{Mn}, \text{Zn}, \text{Fe})\text{Th}[\text{Si}_8(\text{O}, \text{OH})_{24}] \cdot n\text{H}_2\text{O}$, титан-ториевые силикаты $\text{Na}_{0-7}\text{Sr}_{0-1}(\text{Th}, \text{REE}, \text{U})_{1-1,5}(\text{Ti}, \text{Mn}, \text{Fe})_{1-1,5}[\text{Si}_8(\text{O}, \text{OH})_{24}] \cdot n\text{H}_2\text{O}$, натрий-ториевые силикаты $\text{Na}_{1,5-4}\text{Th}_{2,5-5}[\text{Si}_8(\text{O}, \text{OH})_{24}] \cdot n\text{H}_2\text{O}$, фосфат тория $\text{Th}_{1-x}[\text{PO}_4] \cdot n\text{H}_2\text{O}$, торит $\text{Th}[\text{SiO}_4]$.

По минеральным парагенезисам можно выделить четыре последовательных стадии развития большинства ультращелочных пегматитов Ловозёрского массива, соответствующие понижению температуры [13] (табл. 2): 1) раннепегматитовую, 2) ультращелочную позднепегматитовую (уссингитовую), 3) высокощелочную раннегидротермальную, 4) относительно низкощелочную позднегидротермальную.

На магматической стадии торий тесно связан с минералами редкоземельных элементов, в первую очередь в лопарите-(Ce). В меньшей степени торий концентрируется в монаците-(Ce), пироклоре, ринките, апатите, в которые этот элемент входит в виде изоморфной примеси [6, 17], а также в минералах ряда стенструпин-(Ce) – торостенстру-

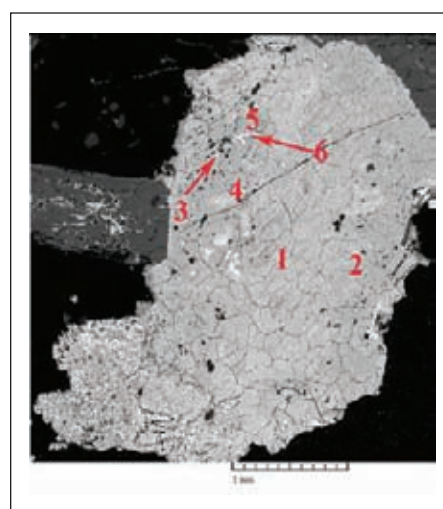
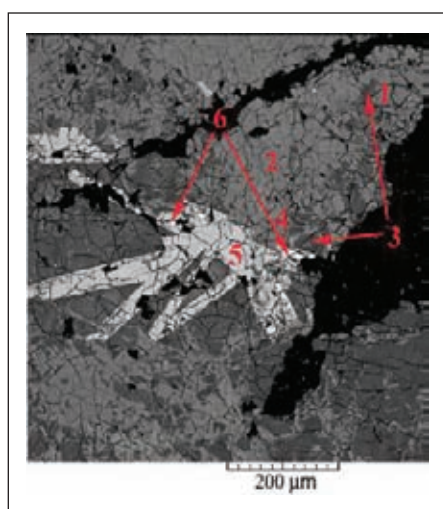
Таблица 1. Собственные минералы тория (Mandarino, Back, 2004; Atencio et al, 2004)

Силикаты: торит* $\text{Th}[\text{SiO}_4]$ тетр., хаттонит* $\text{Th}[\text{SiO}_4]$ мон., торогуммит $\text{Th}[\text{SiO}_4]_{41-x}(\text{OH})_{4x}$, эканит $\text{ThCa}_2[\text{Si}_8\text{O}_{20}]$, стисиит $\text{Th}(\text{Na}, \text{Ca})_2\text{K}_{1-x}[\text{Si}_8\text{O}_{20}]$, туркестанит $\text{Th}(\text{Ca}, \text{Na})_2(\text{K}_{1-x}\text{X})[\text{Si}_8\text{O}_{20}] \cdot n\text{H}_2\text{O}$, торостенструпин* $\text{Na}_{0,5}\text{Ca}_{1,5}(\text{Th}, \text{REE})_6(\text{Mn}, \text{Fe}, \text{Al}, \text{Ti})_{4-5}[\text{Si}_6\text{O}_{18}]_2[\text{Si}_2\text{P}_2\text{O}_{10}]_2(\text{OH}, \text{F}, \text{O})_x \cdot n\text{H}_2\text{O}$, торнасит $(\text{Na}, \text{K})\text{Th}[\text{Si}_{11}(\text{O}, \text{H}_2\text{O}, \text{F}, \text{Cl})_{33}]$, умбозерит* $\text{Na}_3\text{Sr}_4\text{Th}(\text{Mn}, \text{Zn}, \text{Fe}, \text{Mg})[\text{Si}_8\text{O}_{24}](\text{OH})$, чиприаниит $\text{Ca}_4[(\text{Th}, \text{U})\text{REE}]_2\text{Al}_2[\text{Si}_4\text{B}_4\text{O}_{22}](\text{OH})_2$, куиньонит $(\text{Th}, \text{Ba}, \text{K}, \text{Ca})(\text{UO}_2)_2(\text{Si}, \text{P})_5\text{O}_{13} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$. Фосфаты: брабантит $\text{CaTh}(\text{PO}_4)_2$, броккит $\text{Ca}_{0,5}\text{Th}_{0,5}(\text{PO}_4) \cdot \text{H}_2\text{O}$, грейит $(\text{Th}, \text{Pb}, \text{Ca})(\text{PO}_4) \cdot \text{H}_2\text{O}$, эйлеттерсит $(\text{Th}, \text{Pb})_{1-x}\text{Al}_3(\text{PO}_4)_2(\text{SiO}_4)_2(\text{OH})_6$, кивуит $(\text{Th}, \text{Ca}, \text{Pb})\text{H}_2(\text{UO}_2)_4(\text{PO}_4)_2(\text{OH})_8 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, алтупит $\text{AlTh}(\text{UO}_2)_2[(\text{UO}_2)_3\text{O}(\text{OH})(\text{PO}_4)_2](\text{OH})_3 \cdot 15\text{H}_2\text{O}$. Карбонаты: торбастнезит $\text{Th}(\text{Ca}, \text{Ce})(\text{CO}_3)_2\text{F}_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$, тулюокит $\text{Na}_6\text{BaTh}(\text{CO}_3)_6 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Оксиды: тораниит ThO_2, торутит $(\text{Th}, \text{U}, \text{Ca})\text{Ti}_2(\text{O}, \text{OH})_6$.

Примечание: * – известны в Ловозёрском массиве.

Таблица 2. Порядок кристаллизации ториевых (*) и торийсодержащих минералов в Ловозёрском массиве

Минерал	Стадия				
	Магматическая	Раннепегматитовая	Уссингитовая	Высокощелочная раннегидротермальная	Низкощелочная позднегидротермальная
Лопарит	_____	_____			
Минералы группы пирохлора	_____	_____	_____	_____	_____
Стенструпин-(Ce)	_____	_____	_____	_____	
Торостенструпин*	_____	_____	_____	_____	
Умбозерит*			_____		
Na,Th-силикаты*			_____	_____	
Беловит-(Ce)			_____	_____	
Лапландит-(Ce)				_____	
Сейдит-(Ce)				_____	
Сажинит-(Ce)				_____	
Стеклоподобные Na,Th,REE-силикаты*				_____	
Тундрит-(Ce)				_____	
Бербанкит			_____		
Na,Ti,Th-силикаты*				_____	(декатенированная форма)
Фосфат тория*			_____ (протофаза)	_____	
Карнасуртит-(Ce)				_____ (возможная протофаза)	
Торит*				_____	
Минералы группы монацита					
Минералы группы рабдофана					



Слева: 1 – Na,Ti,Th-силикат, 2 – витусит-(La), 3 – сажинит-(Ce), 4 – стенструпин-(Ce), 5 – Na,U-силикаты, 6 – Na,U,Th-силикат.

Справа: 1 – изменённый стенструпин, 2 – Na,Ti,Th-силикат, 3 – Na,U-силикат, 4 – витусит-(Ce), 5 – сажинит-(Ce), 6 – рабдофан-(La), 7 – рабдофан-(Ce). BSE.

Рис. 1. Замещение стенструпина (пегматит «Шкатулка», Ловозеро)

пин [23].

Для раннепегматитовой стадии собственные минералы тория не характерны, и лопарит-(Ce) остаётся одним из главных концентраторов этого элемента. Содержания тория в нём (0,9% ThO₂) близки к лопариту магматических пород (0,4–1,3% ThO₂) [2, 6]. На более поздних стадиях лопарит вытесняется (в том числе замещается) различными силикатами и фосфатами с Ti, Nb, REE, Th: баритолампрофиллитом, ломоносомитом, стенструпином-(Ce), вуоннемитом, беловитом, витуситом, нордитом [2, 14].

Уссингитовый парагенезис начинает формироваться при температурах не ниже 400 °С (данные по натритовому термометру: [4]) и представлен уссингитом, вуоннемитом, серандитом, манганнептунитом, ломоносомитом, виллиомитом, цирсиалитом, натритом, натросилитом и др. Минералы этой стадии характеризуются очень высокими содержаниями натрия и отсутствием или очень низким содержанием воды. Уссингитовое тело, как правило, имеет две главных зоны – краевую, в которой концентрируются минералы редких элементов, в том числе тория, и ядро, обычно их не содержащее. Минералами-носителями тория на уссингитовой стадии оказываются главным образом силикаты (минералы ряда стенструпин-(Ce) – торостенструпин, умбозериты, натрий-ториевые силикаты), а также фосфат тория [14, 19].

На высокощелочной раннегидротермальной стадии происходит интенсивное замещение «сухих» минералов уссингитового парагенезиса более высоководными фазами: уссингит замещается натролитом, ломоносомит – борнеманитом, натросилит – гидросиликатами натрия, и др. [14, 19]. По минералам ряда стенструпин-(Ce) – торостенструпин развиваются агрегаты редкоземельных и ториевых фаз: беловита-(Ce), лапландита-(Ce), сажинита-(Ce), витусита-(Ce), сейдита-(Ce), Na, Th- и Ti, Th-силикатов, Th, REE-силикатных стёкол. Также на этой стадии торий в небольших количествах входит в состав тундрита и бербанкита [19]. Таким образом, торий и здесь концентрируется в основном в виде силикатов. Нами изучены псевдоморфозы по минералам ряда стенструпин-(Ce) – торостенструпин из пегматитового тела Шкатулка, сложенные редкоземельными, ториевыми и урановыми фазами (рис. 1). Изменение стенструпина – самый красивый пример разделения Th и U (с образованием собственных фаз), отделения их от редкоземельных элементов и фракционирования последних между собой, в результате чего образуются минералы с резко выраженными La-, Ce-, Nd- и Y-максимумами (табл. 3). В стенструпине эти близкие по своим характеристикам элементы изоморфны, а в продуктах его изменения происходит их глубокая сепарация: REE главным образом входят в состав фосфатов, а Th и U – силикатов.

Низкощелочная позднегидротермальная стадия наступает при температурах, видимо, ниже 200 °С [15]. Расстворы, реагируя с минералами более ранних стадий, изменяют их, вынося легкоподвижный натрий. На этой стадии образуются торит, карнасуртит, члены групп рабдофана (развиваются, обычно путём замещения, по минералам ряда стенструпина, витуситу, беловиту) и монацита [14].

Таблица 3. Продукты изменения стенструпина

REE минералы	Th минералы	U минералы
беловит-(Ce)	Na, Th-силикаты	Na, U-силикаты
витусит-(Ce)	Na, Ti, Th-силикаты	Na, U, Th-силикат
витусит-(La)		
рабдофан-(La)		
рабдофан-(Ce)		
рабдофан-(Nd)		
сажинит-(Ce)		
абенакиит-(Nd)		
Na, Y, Mn-силикат		

Здесь торий концентрируется главным образом в фосфатах, содержащих редкоземельные элементы, а также в виде собственной фазы – торита. Важную роль в переносе тория и других малоподвижных элементов (Nb, Ti, REE) на этой стадии играют органические соединения [7, 8, 9, 10, 11, 18, 20, 21, 22].

Таким образом, в пегматитах наблюдаются высокие концентрации тория и самое большое разнообразие собственно ториевых фаз и минералов с существенной примесью этого элемента. В процессе эволюции от магматической к пегматитовой и гидротермальной стадиям меняется характер вхождения тория в минералы: на магматической стадии это примесная форма, а на постмагматических стадиях торий образует собственные минералы. На магматической стадии этот элемент связан главным образом с оксидами, фосфатосиликатами и фосфатами (лопарит, пирохлор, апатит, стенструпин), а в пегматитах он образует силикаты. На уссингитовой и гидротермальной стадиях развития пегматитов наблюдается разделение Th и U по разным фазам, отделение их от REE и фракционирование последних между собой, при этом Th и U формируют главным образом силикаты, а REE – фосфаты.

Сравнивая составы свежих и изменённых образцов умбозеритов, можно видеть, что в последних полностью отсутствуют Sr и Ba, практически полностью – Na, Ca и K (0,3 вместо 3 ф.е.) и понижено содержание Si. Аналогичная картина наблюдается и для титан-ториевых силикатов: свежих («Шкатулка») и изменённых (пегматит №71). Содержания тория и REE относительно других катионов возрастают в изменённых образцах по сравнению со свежими. Отношение (Th+REE)/Ti колеблется от 0,99 до 1,25 для свежих и от 0,72 до 1,22 для изменённых образцов титан-ториевых силикатов. Поскольку титан является одним из наименее подвижных элементов, а отношение (Th+REE)/Ti в изменённых образцах по сравнению со свежими меняется мало, то остается предположить также устойчивость тория в этих фазах к гипергенному воздействию. Торий в этих минералах даже при разрушении кремнекислородного каркаса и выносе части кремния проявляет тенденцию к накоплению в продуктах выветривания, что свидетельствует об отсутствии экологической опасности, связанной с повышенной радиоактивностью, в районе Ловозёрского щелочного массива.

Литература

1. Atencio D., Carvalho F.M.S., Matioli P.A. Coutinhoite, a new thorium uranyl silicate hydrate, from Urucum mine, Galileia, Minas Gerais, Brazil // *Amer. Miner.* 2004. – Vol.89. – P.721–724.
2. Kogarko L.N., Williams C.T., Woolley A.R. Chemical evolution and petrogenetic implications of loparite in the layered, agpaitic Lovozero complex, Kola Peninsula, Russia // *Mineralogy and Petrology*, 2002. – Vol.74. – P.1–24.
3. Mandarin J.A., Back M.E. *Fleischer's Glossary of Mineral Species*. Tucson: Mineralogical Record Inc., 2004. – 309 pp.
4. Zubkova N.A., Pushcharovsky D.Yu., Ivaldi G., Ferraris G., Pekov I.V., Chukanov N.V. Crystal structure of natrite, γ - Na_2CO_3 // *N. Jb. Miner. Mh.*, 2002. – №2. – P.85–96.
5. Власов К.А., Кузьменко М.В., Еськова Е.М. Ловозёрский щелочной массив. – М.: 1959. – 623 с.
6. Герасимовский В.И., Волков В.П., Когарко Л.Н., Поляков А.И., Сапрыкина Т.В., Балашов Ю.А. Геохимия Ловозёрского щелочного массива. – М.: Наука, 1966. – 395 с.
7. Ермолаева В.Н., Чуканов Н.В., Пеков И.В., Шлюкова З.В. Минералообразование с участием битуминозных веществ в пегматитах Хибинского массива: новые данные // *Новые данные о минералах*, 2007. – Вып.42. – С.33–42.
8. Ермолаева В.Н., Чуканов Н.В., Пеков И.В., Когарко Л.Н. Геохимическая и генетическая роль органических веществ в постмагматических дифференциатах щелочных массивов // *ЗРМО*, 2008. – Ч.137. – Вып.5. – С.17–33.
9. Зезин Р.Б., Соколова М.Н. Макропроявления углеродистых веществ в гидротермальных образованиях Хибинского массива // *ДАН СССР*, 1967. – Т.177. – №4. – С.921–924.
10. Лабунцов А.Н. Карбоцер. // *Минералы Хибинских и Ловозёрских тундр*. – М.-Л.: АН СССР, 1937. – С.445–447.
11. Лоскутов А.В., Полежаева Л.И. К вопросу о природе хибинских карбоцеров // *Матер. по минер. Кольского п-ва*. В. 6. – Л.: Наука, 1968. – С.276–281.
12. Поляков А.И. Геохимия тория в щелочных породах Кольского полуострова. – М.: Наука, 1970. – 165 с.
13. Пеков И.В. Генетическая минералогия и кристаллохимия редких элементов в высокощелочных постмагматических системах. Дисс. докт. геол.-минер. наук. – М.: МГУ, 2005. – 652 с.
14. Пеков И.В. Ловозёрский массив: история исследования, пегматиты, минералы. – М.: Земля, 2001. – 432 с.
15. Пеков И.В., Турчкова А.Г., Ловская Е.В., Чуканов Н.В. Цеолиты щелочных массивов. – М.: МГУ, 2004. – 168 с.
16. Рябчиков Д.И., Гольбрайх Е.К. Аналитическая химия элементов. Торий. – М.: 1960. – 295 с.
17. Семёнов Е.И. Минералогия Ловозёрского щелочного массива. – М.: Наука, 1972. – 307 с.
18. Флоровская В.Н., Зезин Р.Б., Овчинникова Л.И., Пиковский Ю.И., Теплицкая Т.А. Диагностика органических веществ в горных породах и минералах магматического и гидротермального происхождения. – М.: Наука, 1968. – 250 с.
19. Хомяков А.П. Минералогия ультрааглитовых щелочных пород. – М.: Наука, 1990. – 195 с.
20. Чуканов Н.В., Ермолаева В.Н., Пеков И.В., Лахти С. Углеродистые вещества пегматитах различных генетических типов и их роль в формировании минеральных ассоциаций // *Новые данные о минералах*. – М.: ООО «Алптурм», 2009. – Вып.44. – С.11–23.
21. Чуканов Н.В., Ермолаева В.Н., Пеков И.В., Соколов С.В., Некрасов А.Н., Соколова М.Н. Редкометальная минерализация, связанная с битуминозными веществами в поздних ассоциациях пегматитов Хибинского и Ловозёрского массивов // *Труды Минералогического музея РАН (Новые данные о минералах)*, 2005. – Т.40. – С.80–94.
22. Чуканов Н.В., Пеков И.В., Соколов С.В., Некрасов А.Н., Ермолаева В.Н., Наумова И.С. К вопросу об образовании и геохимической роли битуминозных веществ в пегматитах Хибинского и Ловозёрского щелочных массивов (Кольский полуостров, Россия) // *Геохимия*, 2006. – С.774–789.
23. Чуканова (Ермолаева) В.Н., Когарко Л.Н., Вилльямс Ч.Т., Пеков И.В., Чуканов Н.В. Особенности состава и генезиса стенструпина из магматических пород Ловозёрского щелочного массива (Кольский полуостров) // *Геохимия*, 2004. – №4. – С.355–369.

УРАН И ФОСФОР В РАЗРЕЗАХ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ОЗЕРА БАЙКАЛ (АКАДЕМИЧЕСКИЙ ХРЕБЕТ, СТАНЦИИ St8; St11)

С.М. Жмодик¹, И.С. Кириченко¹, Д.К. Белянин¹, А.Г. Миронов², Н.С. Карманов¹, О.М. Хлыстов³

¹Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, zhmodik@uiggm.nsc.ru

²Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия

³Лимнологический институт СО РАН, Иркутск, Россия

URANIUM AND PHOSPHORUS IN THE SUB-BOTTOM PROFILES OF LAKE BAIKAL (ACADEMIC RIDGE STATION St8; St11)

S.M. Zhmodik¹, I.S. Kirichenko¹, D.K. Belyanin¹, A.G. Mironov², N.S. Karmanov¹, O.M. Khlystov³

¹Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, zhmodik@uiggm.nsc.ru

²Geological Institute SB RAS, Ulan-Ude, Russia

³Limnologicheskoy Institute SB RAS, Irkutsk, Russia

Abstract. The report presents data on the distribution and the occurrences of uranium and phosphorus in the sub-bottom profiles of Lake Baikal (Academic Range). The results were obtained with the use of nuclear methods of local analysis (neutron activation (neutron-fission and neutron-beta) autoradiography, RFA-SR of microlayer, INAA), SEM and ICP-MS.

Интерес к изучению глубоководных осадков озера Байкал значительно возрос в последнее десятилетие в связи с возможностью использования фактических данных об изменениях различных свойств и параметров донных отложений для палеоклиматических реконструкций в голоцен-плейстоценовое время и более ранние периоды. В осадках озера записана история климатических изменений за период его существования. И так как Байкал максимально отдален от океанов, то есть все основания на получение палеоклиматической информации, характеризующей помимо глобальных изменений климата специфические особенности континентального палеоклимата. Однако, установлено, что наряду с ритмически изменяющимися геохимическими параметрами выявлены пики диагенетического происхождения, обусловленные формированием стяжений, конкреций, слоев, образовавшихся спустя долгое время после захоронения осадков. Диагенетические образования могут существенно изменить первоначальное распределение химических элементов в толще осадков и тем самым маскировать сигналы изменяющихся климатов [4]. С другой стороны, существуют представления о том, что геохимические аномалии в байкальских осадках могут возникать в результате кратковременного массового выпадения вещества органической и неорганической природы из водной толщи, в результате катастрофических явлений [5]. Поэтому, исследование природы, минерало-геохимических и физико-химических условий формирования неоднородности распределения химических элементов в донных осадках озера Байкал представляет большой как научный, так и практический интерес.

На основании исследований проведенных в последние годы показано, что в качестве наиболее чувствительных индикаторов климатических изменений могут быть использованы вариации концентраций биогенного кремнезема, органического углерода, урана, тория, других элементов и их соотношений [1–3, 5–14]. В то же время, источники поступления этих компонентов в байкальский бассейн могут быть различными. Временная оценка периодичности событий при

исследовании колонок донных отложений зависит от локальности используемых методов анализа и возможности определения форм нахождения элементов в осадке. Так анализ колонки с шагом 100 микрон при скорости осадконакопления 2–3 см/1000 лет – характерной для Академического хребта озера Байкал позволяет определять изменение концентраций элементов каждые 2,0–3,0 года. Очень важным моментом при таком анализе является возможность учитывать влияние терригенной, диагенетической и эпигенетической «составляющих». В работе показаны результаты комплексного изучения локального распределения: U и P методом активационной авторадииграфии; U, As, Fe, Ca, Sr, Y, Ti, Mn и других элементов методом рентгенфлуоресцентного анализа с синхротронным излучением (РФА-СИ); формы нахождения с использованием сканирующей электронной микроскопии (СЭМ), – во фрагментах донных отложений Академического хребта (озеро Байкал), содержащих фосфоритовые образования. Выявлены геохимические особенности фосфатов в осадках озера Байкал. Показана высокая эффективность использования авторадииграфического метода в сочетании с РФА-СИ и СЭМ для изучения форм нахождения элементов и выяснения природы аномальных концентраций элементов при анализе тонких слоев осадков (менее 100 мкм).

Были изучены фрагменты колонок донных отложений на Академическом хребте озера Байкал со станций: St11 (инт. 110–112,8 см), VER-96-1 St8 (инт. 181,8–235 см; координаты 107° 56' 25" N; 53° 32' 15" E) и VER St11: (интервалы: 05–50 см и 88–125 см; координаты 108° 00' 05" N; 53° 33' 51" E). Колонки донных отложений получены с использованием технических подходов, позволяющих извлекать образцы с ненарушенной исходной структурой. Из керны вырезался брусок 50 × 30 × 10 мм, который подвергался криогенной вакуумной сушке, а затем цементировался (пропитывался) эпоксидным компаундом. Из центральной части цементированного таким образом материала донных отложений изготавливались полированные препараты (шлифы). Керн станций 8 и 11 хорошо коррелируют

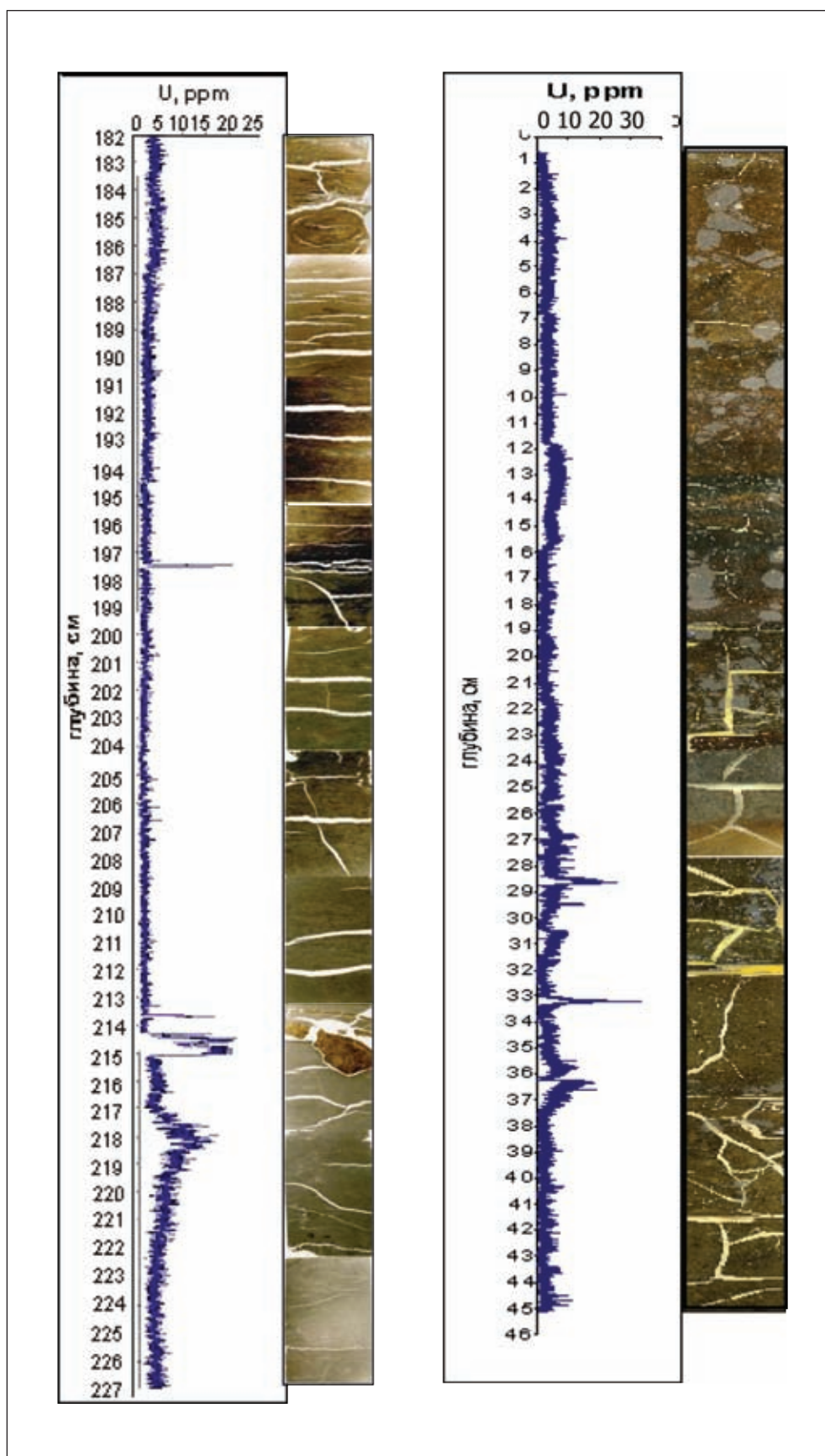


Рис. 1. Фрагменты колонок донных отложений озера Байкал (слева – St8, инт. 181,8–235 см; справа – St11, инт. 0,6–46,7 см) и графики распределения в них урана по данным активационной бета-авторадиографии

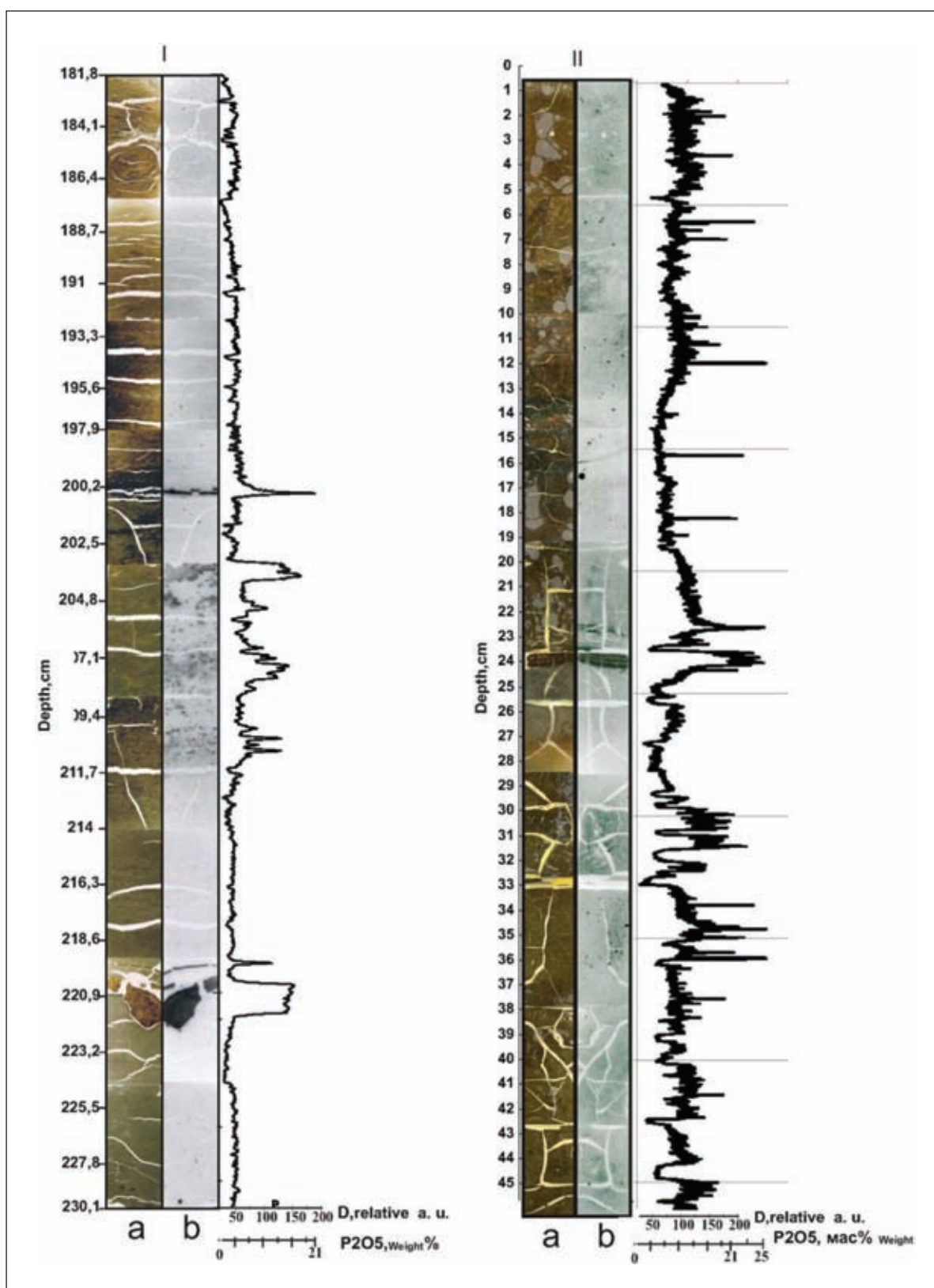


Рис. 2. Фрагменты колонок донных отложений озера Байкал (а) (I – St8, инт. 181,8–235 см; II – St11, инт. 0,6–46,7 см), активационных бета-авторадиограмм (б) и графики распределения фосфора. Распределение фосфора в колонке St8 приведены для рассеянной (аутигенной) формы нахождения фосфора, а в St11 – график отражает все существующие формы нахождения фосфора, от рассеянной (сорбционной) до минеральной аутигенной (апатит) и кластогенной (апатит, монацит)

с другими колонками осадков с Академического хребта по первичному описанию и данным диатомового анализа. Изученные интервалы представлены постепенным переходом от ледниковых глин к диатомовым илам. Диатомовые горизонты на 30–40 % сложены материалом диатомовых водорослей и относятся к океанической стадии 5а (максимум ~80 тыс. лет) [10] или соответствуют казанцевскому межледниковью [3]. В керне станций соответственно на глубинах 219–221 см, 25–26 см и 111 см среди диатомовых илов фиксируются слои и участки бурого цвета, обогащенные гидроксидами Fe, представленные фосфатным веществом. Эти интервалы были выявлены и детально изучены методом активационной авторадииографии, а также комплексом методов: РФА-СИ, СЭМ, ИНАА, ИСП-МС.

Основой исследований явились данные о пространственном распределении урана и фосфора в донных осадках, которые были получены с использованием метода активационной авторадииографии. Распределение U изучено методом нейтронно-осколочной (n,f)-авторадииографии, а фосфора методом (n, β)-авторадииографии. Препараты готовились в виде тонких (60 мкм) полированных пластин, закрепленных на подложке из кварцевого стекла и облучались в канале ядерного реактора тепловыми нейтронами интегральным потоком 1×10^{16} нейтрон/см². Твердотельным трековым детектором для осколков деления ²³⁵U служил синтетический фторфлогопит. Травление детектора проводилось в 20 % растворе HF. Изучение характера пространственного распределения треков осколков деления ²³⁵U в детекторе и количественные подсчеты проводились на микроскопе YENAVAL и AxioSkope A1 Zeiss. В качестве эталонов использовались природные стекла базальта и андезита с содержаниями U от 0,2 до 1,2 ppm.

При облучении фосфора нейтронами происходит реакция ³¹P(n, β)³²P. Радионуклид ³²P является β -излучателем ($\beta = 100\%$) с периодом полураспада 14,5 дня и энергией частиц 1,707 МэВ, что позволяет его регистрировать с помощью ядерных фотоэмульсий. Бета-авторадииограммы были получены с использованием пленок типа AF и MSBioMax Kodak со временем экспозиции от 5 до 14 часов. По мере «остывания» облученных препаратов была получена серия авторадииограмм, на которых в зависимости от периода полураспада, удельной активности и концентрации элементов фиксировалось распределение ⁷⁶As + ¹⁵³Sm; ¹⁹⁸Au + ³²P; ³²P; ³⁵S. Несмотря на активацию других элементов: ⁵⁹Fe, ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ^{100m}Ag и др., они не фиксируются на β -авторадииограммах в период существования ³²P из-за их низких удельных активностей и малых экспозиций. Анализ β -авторадииограмм осуществлялся методом цифровой обработки изображений с построением графиков распределения элементов.

РФА-СИ проводился на сканирующей станции «Байкал» с источником СИ от накопителя ВЭПП-3 в Институте ядерной физики им Будкера. Для выполнения сканирующего SRXFA образцов – линеек использована система вертикального перемещения образца поперек облучающего пучка СИ. Шаг перемещения составлял 0,2 мм, точность шага была не хуже 0,01 мм. Коллимация пучка в этих экспериментах осуществлялась выходной щелью монохрома-

тора высотой 0,2 мм и шириной 2–5 мм. Таким образом, элементному анализу подвергался весь исследованный образец без пропусков. Подробнее изложение устройства станции, ее тестирование и метрологические характеристики изложены в [15]. Образцы облучались монохроматизированным поляризованным пучком СИ с энергией 22–23 кэВ. Этим методом анализировались противоположные срезы цементированного осадка, из которого готовились препараты для авторадииографий.

Колонки донных отложений отобраны в осевой части Академического хребта озера Байкал, станции St8, St11. Глубина водной толщи в месте отбора 277 м. Особенностью осадков Академического хребта является минимальное присутствие терригенного материала, по причине его удаленности от прямого влияния больших рек (Селенга, Баргузин, Ангара). Встречающиеся в осадках гнезда и линзы песка и алеврита в глинисто-диатомовых отложениях связаны с золовым поступлением вещества. Небольшое количество терригенного материала позволяет выделить аутигенную составляющую осадка и определить в ней концентрации элементов. Известно, что фактически только аутигенный материал в осадке отражает физико-химические условия отложения осадка и условий окружающей среды.

Изучено распределение урана и фосфора (рис. 1, 2), а также ряда других элементов во фрагментах колонок донных осадков озера Байкал со станций St11 (инт. 110–118,5 см), VER-96-1 St8 (инт. 181,8–235,0 см) и VER St11 (инт. 06,0–45,0 см и 219–221 см). Методом нейтронно-осколочной и бета-авторадииографии на этих интервалах обнаружены аномально высокие концентрации U и P в виде тонких слоев и слоистых конкреций. На авторадииограммах проявляется детальная структура урансодержащих фосфатов в виде тонкой слоистости, обусловленной вариациями концентраций U и P. Данными просвечивающей и электронной сканирующей микроскопии, электронографии, микронзондового анализа установлено, что фосфатное вещество является Ca-дефицитным гидроксилалатитом, который, в большинстве случаев, замещает внутренние части диатомей [7]. Применение SRXFA позволило не только подтвердить существование высоких концентраций U (до 100 ppm) в фосфоритовых образованиях, но и выявить группу элементов, накапливающихся в фосфате. Такими элементами являются Ca, Fe, Mn, As, Sr, Cd, Y, Sb, Ba, U, Au которые выделяются в отдельную группу по данным кластерного и факторного анализов. Концентрации этих элементов в фосфате в 3–30 раз превышают фоновые концентрации, характерные для глинистых частей осадка. В то же время, группа элементов, таких как: K, Th, Ti, связанных с глинистыми минералами, практически не меняют концентраций в фосфорите по сравнению с типичным диатомовым осадком.

Полученные данные свидетельствуют о существовании в донных осадках озера Байкал аутигенных фосфоритов – концентраторов урана и других элементов, которые могут формировать слои, распространенные на больших площадях, а также хлопьевидные образования, свидетельствующие о возможной коагуляции гидроксидов железа и соосаждении с ними фосфора и урана. Кроме того,

в осадках вблизи поверхности (20 см от поверхности дна) обнаружен слой фосфорита мощностью около 1 см не содержащий урана. Графики, фиксирующие соотношения породообразующих элементов в марганец-железо-фосфорных слоях и конкрециях свидетельствуют, с одной стороны, о сорбционном механизме поглощения фосфата гидроксидом железа с возможностью формирования, выше предела насыщения апатита либо вивианита, а с другой – о вероятности существования соединений с железом,

кальцием и фосфором в своем составе в ассоциации с гидроксидом железа. Результаты также свидетельствуют о многообразии механизмов концентрирования фосфора и урана в осадках озера Байкал, а также о возможности использования данных о распределении, в частности урана, для палеоклиматических реконструкций.

Работа выполнена при поддержке грантов: РФФИ 12-05-01164; 12-05-31324_мол.а; Научной школы Н.Л. Добрецова; Президиума СО РАН 89, ОНЗ-5.1.

Литература

1. Безрукова Е.В., Богданов Ю.А., Вильямс Д.Ф. и др., Глубокие изменения экосистемы Северного Байкала в голоцене // ДАН СССР, 1991. – Т.321. – №5. – С.1032–1037.
2. Гавшин В.М., Бобров В.А., Богданов Ю.А., Урановые аномалии в глубоководных отложениях озера Байкал // ДАН СССР, 1994. – Т.334. – С.356–359.
3. Гавшин В.М., Архипов С.А., Бобров В.А. и др. Распределение естественных радиоактивных элементов в голоцен-плейстоценовых глубоководных отложениях озера Байкал и хронологические построения // Геология и геофизика, 1998. – №39(8). – С.1045–1058.
4. Гранина Л.З. Ранний диагенез донных осадков озера Байкал. – Новосибирск: Академ. изд-во «Гео», 2008. – 160 с.
5. Грачев М.А. О современном состоянии экологической системы оз.Байкал. – Новосибирск: Изд-во СО РАН. 2002. – 141 с.
6. М.А. Грачев, Е.В. Лихошвай, С.С.Воробьева и др., Сигналы палеоклиматов верхнего плейстоцена в осадках озера Байкал // Геология и Геофизика, 1997. – №38(5). – С.957–980.
7. С.М. Жмодик, А.Г. Миронов, М.А. Грачев и др. Урансодержащие фосфориты в донных осадках озера Байкал // ДАН, 2001. – Т.379. – №4. – С.528–533.
8. Коллектив участников проекта «Байкал-Бурение». Непрерывная запись климатических изменений в отложениях озера Байкал за последние 5 миллионов лет. // Геология и геофизика, 1998. – №39(2). – С.139–156.
9. М.И. Кузьмин, М.А. Грачев, Д. Вильямс и др. Непрерывная летопись палеоклиматов последних 4,5 миллионов лет из озера Байкал // Геология и Геофизика, 1997. – №38(5). – С.1021–1023.
10. S.M. Colman, J.A. Peck, E.B. Karabanov et al. Continental climate response to orbital forcing from biogenic silica records in Lake Baikal // Nature, 1995. – Vol.378. – P.769–771.
11. D.A. Edgington, J.A. Robbins, S.M. Colman, K.A. Orlandini & M.P. Gustin, Uranium – series disequilibrium, sedimentation, diatom frustules, and paleoclimate change in Lake Baikal // Earth Planet.Sci.Lett., 1996. – Vol.142. – P.29–42.
12. E.L. Goldberg, M.A. Phedorin, M.A. Grachev et al. Geochemical signals of orbital forcing in the records of paleoclimates found in the sediments of Lake Baikal // Nucl.Instr&Meth. in Phys. Res., 2000. – Vol.A448/1–2. – P.384–393.
13. Grachev M.A., Vorobyova S.S., Likhoshway E.V. et al. A high resolution diatom record of the palaeoclimates of East Siberia for the last 2,5 my from Lake Baikal // Quaternary Sci. Rev., 1998. – №17. – P.1101–1106.
14. M.A. Phedorin, E.L. Goldberg, M.A. Grachev, O.L. Levina, O.M. Khlystov, I.P. Dolbny, The comparison of biogenic silica, Br and Nd distributions in the sediments of Lake Baikal as proxies of changing paleoclimates of the last 480 kyr // Nucl. Instr&Meth. in Phys. Res., 2000. – Vol.A448/1–2. – P.400–406.
15. D.F. Williams, J. Peck, E.B. Karabanov et al. Lake Baikal record of continental climate response to orbital insolation during the past 5 Million years // Science, 1997. – Vol.278. – P.1114–1117.
16. K.V. Zolotarev, E.L. Goldberg, V.I. Kondratyev et al. Scanning SR-XRF beamline for analysis of bottom sediments // Nucl. Instr&Meth in Phys., 2001. – Vol.470. – P.382–387.

РАДИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА ПОЧВ НА УЧАСТКАХ ПРОВЕДЕНИЯ ПОДЗЕМНЫХ ЯДЕРНЫХ ВЗРЫВОВ В КРАСНОЯРСКОМ КРАЕ

Л.В. Жорняк, Ю.Л. Замятина, А.А. Кудагелдинов, А.Ю. Иванов

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск, Россия, zhornyak_lina@mail.ru

RADIOGEOCHEMICAL CHARACTERISTICS OF SOILS OF UNDERGROUND NUCLEAR EXPLOSIONS IN KRASNOYARSK REGION

L.V. Zhornyak, Yu.L. Zamyatina, A.A. Kudageldinov, A.Yu. Ivanov

National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, zhornyak_lina@mail.ru

Abstract. In the paper on the basis of radiogeochemical characteristics of soils from zone of carrying out of underground nuclear explosions in Krasnoyarsk territory are submitted.

Территории, прилегающие к местам проведения подземных ядерных взрывов (ПЯВ), проведенных в мирных целях, относятся к участкам потенциальной опасности техногенного радиоактивного загрязнения окружающей сре-

ды. Подземные ядерные взрывы на территории Красноярского края были проведены в 70-х–80-х годах прошлого столетия (всего выполнено 9 ПЯВ). Основной целью проведения взрывов было глубинное сейсмическое зондиро-

Таблица 1. Краткая характеристика скважин ПЯВ на территории Красноярского края [по данным 3–4]

№ п/п	Наименование ПЯВ	Место проведения	Дата проведения	Глубина, м	Мощность, кт
1	Кимберлит-3	35 км к ю.-з. от п. Тура, 300 м к востоку от скв. Метеорит-3	06.09.1979 г.	599	8,5
2	Плутон-1 (Батолит-1)	120 км к ю.-в. от п. Байкит, д. Усть-Камо, 2 км выше устья ручья Юктэ	01.11.1980 г.	720	8
3	Шпат-2	п. Виви, 140 км к юго-западу от п. Тура	22.10.1981 г.	581	8,5
4	Рифт-1	190 км к западу от г. Дудинка верховье реки Мессояха	04.09.1982 г.	860	16
5	Рифт-4	30 км к ю.-в. от п. Ногинск верховье р. Ясenga	25.09. 1982 г.	544	8,5
6	Горизонт-3	80 км к северо-востоку от г. Норильска, оз. Лама	29.09.1975 г.	834	7,6
7	Метеорит-2	80 км к северо-востоку от г. Норильска, оз. Лама, 800 м к востоку от скв. Горизонт-3	26.07.1977 г.	850	15
8	Метеорит- 3	35 км к ю.-з. от п. Тура	21.08.1977 г.	600	8,5
9	Кратон-2	100 км к югу от г. Игарка, 1,5 км к ю.-з. от п. Ермаково	21.09.1978 г.	886	15

вание земной коры. Радиационная безопасность обеспечивалась правильным выбором геолого-гидрологических условий проведения взрыва, глубиной и энергией взрыва, оптимальной конструкцией скважины и тщательным проведением изоляционных работ в процессе бурения. Однако в результате проведения ПЯВ образуются довольно мощные и протяжённые зоны открытой трещиноватости, которые могут служить проводящими каналами выхода радионуклидов, как на дневную поверхность, так и в перекрывающие водоносные горизонты [1]. Выход радиоактивных веществ на поверхность может происходить не только через «открытые» разломы, но и через стволы других расположенных недалеко геологических скважин. Есть данные, что в ряде случаев при проведении ПЯВ имело место слабонапорное истечение радионуклидов через затрубье технологической скважины («Батолит-1») [2].

В целях оценки современной радиогеохимической обстановки на участках проведения ПЯВ были выполнены комплексные полевые и лабораторные исследования на территории семи участков проведения ПЯВ в Красноярском крае («Кратон-2», «Метеорит-2», «Горизонт-3», «Рифт-1», «Плутон-1» («Батолит-1»), «Кимберлит-3» и «Метеорит-3»). Исследования проводились специалистами Национального исследовательского Томского политехнического университета по заказу Министерства природных ресурсов и лесного комплекса Красноярского края. В данной публикации приводятся результаты изучения почв на участках проведения ПЯВ.

Краткая характеристика изученных в работе участков ПЯВ, приведена в таблице 1. Четыре объекта ПЯВ из девяти расположены в непосредственной близости от населенных пунктов, остальные – в 35–190 км.

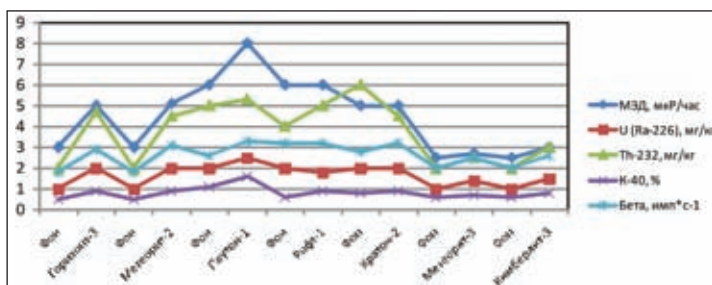
В ходе полевых работ при проведении исследований на семи участках проведения ПЯВ

наряду с отбором проб почв (142 пробы) были выполнены дозиметрические и полевые гамма-спектрометрические измерения (1973 измерения) и измерения плотности потока бета-излучения (1973 измерения) с целью общей оценки радиационной ситуации на изучаемой территории.

В процессе лабораторно-аналитических исследований отобранных проб почвы был проведен спектрометрический анализ гамма-излучающих компонентов (U, Th, K, Cs) в 20 пробах с каждого участка, альфа-спектрометрический анализ изотопов плутония и урана в двух пробах с каждого участка, инструментальный нейтронно-активационный анализ на радиоактивные элементы в 5 пробах с каждого участка. Все аналитические исследования проведены в аттестованных и аккредитованных лабораториях с использованием стандартных образцов сравнения (гг. Томск, Москва, Красноярск).

Полученные экспериментальные данные обрабатывались с использованием методов математической статистики и ГИС-технологий. Уровни накопления элементов в почвах сравнивались с их фоновыми концентрациями и литературными данными.

На рисунке 1 приведены усредненные результаты полевых исследований семи участков проведения ПЯВ (по

**Рис. 1.** Средние значения показателей радиационной обстановки на территориях семи участков ПЯВ и фоновых районах (в 2 км от устья скважин)

281 измерению на каждом участке).

По измеренным показателям, характеризующим радиационную обстановку (МЭД, содержание естественных радиоактивных элементов, плотность потока бета излучения) выявлены незначительные превышения над фоном от 1,1 ед. по МЭД для участка «Метеорит-3» до 2,4 ед. по Th^{232} для участка «Горизонт-3».

Содержания естественных радиоактивных элементов в почвах на участках проведения ПЯВ по сравнению с почвами некоторых регионов Сибири находятся на уровне или ниже приведенных в таблице 2 значений, особенно для тория и калия.

По результатам лабораторно-аналитических исследований методами гамма- и альфа-спектрометрии проб почв отобранных на участках ПЯВ полученные значения удельных активностей техногенных радионуклидов в целом, не превышают или находятся на уровне глобального загрязнения почв данными элементами, характерного как для территории России в целом, так и для Красноярского края (таблица 3). Например, удельная активность гигиенически значимого радионуклида Cs-137 во всех пробах не достигает уровня регионального глобального фона (20 Бк/кг; [6]), а также в пересчете на площадную активность, не превышает глобального уровня загрязнения почвы Cs-137 для территории России (2,2 кБк/м²; по данным [7]). Уровень удельной активности плутония не превышает контрольный уровень загрязнения плутонием почв Красноярского края (1 Бк/кг) [8]. По изотопам урана установленные значения также меньше фоновой активности [9].

Одним из важных радиогеохимических показателей в геосферных оболочках является отношение изотопов $\text{U}^{238}/\text{U}^{235}$, которое является физической константой и определяется на сегодняшний день величиной 137,8 ед. Отклонение от этого значения свидетельствует о том, что либо происходили процессы ядерного деления с выгоранием U^{235} (например, на природных ядерных реакторах, функционировавших 2,5–3,0 млрд. лет назад – месторождения урана Окло, Богембо и др. в Африке) [10], либо имеет место воз-

Таблица 2. Содержание естественных радиоактивных элементов и значение торий-уранового отношения в почвах на участках проведения ПЯВ и почвах некоторых регионов Сибири по результатам полевых исследований

Территория/ участок ПЯВ	U (Ra), мг/кг	Th, мг/кг	K, %	Th/U
Горизонт-3	2 (2)	4,7 (2,4)	0,9 (1,8)	2,3
Метеорит-2	2 (2)	4,5 (2,3)	0,9 (1,8)	2,2
Плутон-1	2,5 (1,3)	5,3 (1,1)	1,6 (1,5)	2,1
Рифт-1	1,8 (0,9)	5 (1,3)	0,9 (1,5)	2,8
Кратон-2	2 (1)	4,5 (0,8)	0,9 (1,3)	2,2
Метеорит-3	1,4 (1,4)	2,5 (1,3)	0,7 (1,2)	1,8
Кимберлит-3	1,5 (1,5)	3 (1,5)	0,8 (1,3)	2
Томская область, в т.ч. зона влияния СХК [5]	2,5 2,6	10,8 9,6	1,7 н.д.	4,6 3,7
Иркутская область [5]	2	6,2	1,5	3,1
Читинская область [5]	2,4	8,5	2,2	3,5
Почвы Сибири [5]	1,9	6	1,7	3,2

Примечание: в скобках указаны коэффициенты концентраций относительно фона – в 2 км от скважины.

действие предприятий ядерно-топливного цикла, занимающихся разделением изотопов урана (г. Северск, г. Ангарск и др.) или проведение ядерных взрывов любого характера [11].

Содержание урана в почвах по данным нейтронно-активационного анализа находится в пределах от 0,4 мг/кг для участка «Кимберлит-3» до 1,7 мг/кг («Плутон-1»), тория – от 1,2 мг/кг также для участка «Кимберлит-3» до 4,5 мг/кг – для «Плутон-1» (рис. 2).

Содержания урана в изученных почвах по сравнению с литературными данными [6–5, 12–13] отмечаются на уровне или несколько ниже, тория – ниже примерно в 2 и более раз. По сравнению со средними значениями концентраций данных элементов в почвах мира по Н. Bowen (1966) и кларком для почв по А.П. Виноградову (1957) выявлены повышенные содержания урана для пяти участков проведения ПЯВ из семи («Метеорит-2», «Кратон-2», «Плутон-1», «Рифт-1» и «Горизонт-3»).

Величина торий-уранового отношения (Th/U) – важ-

Таблица 3. Средние значения удельной активности радионуклидов в почве по данным гамма- и альфа-спектрометрии

Название участка ПЯВ	Средняя удельная активность почв, Бк/кг								
	Cs^{137}	K^{40}	Th^{232}	Ra^{226}	$\text{Pu}^{239+240**}$	Pu^{238**}	U^{238**}	U^{235**}	U^{234**}
Горизонт-3	6	149	10	7	0,47	<п.о.	7,9	0,4	10,3
Метеорит-2	6	143	7	5	0,17	<п.о.	7,05	0,4	6,9
Рифт-1	3*	266	12	9	0,17	<п.о.	18,0	0,6	20,7
Кратон-2	2*	266	12	9	0,27	<п.о.	18,5	0,8	21,4
Плутон-1	6	630	13	12	0,17	<п.о.	16,3	0,5	21,5
Метеорит-3	7	200	8	10	0,5	0,5	4,4	0,1	4,5
Кимберлит-3	6	269	6	9	0,6	1,1	6,2	0,1	6,9

Примечание: объем выборки для каждого участка 20 проб, для участка «Плутон-1» – 21 проба; <п.о. – ниже предела обнаружения; «*» – оценочное значение, т.к. более 50 % данных выборки, по которой определялось среднее значение ниже п.о.; «**» – данные по 2-м пробам.

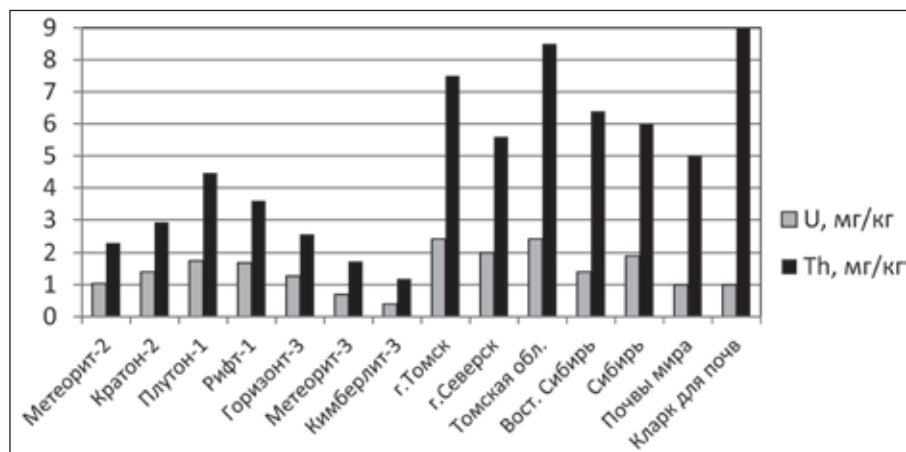


Рис. 2. Содержание радиоактивных элементов в почвах участков проведения ПЯВ и других территорий

ный оценочный показатель состояния почв. Почвы вне зон техногенного воздействия, как правило, располагаются по линии Th/U отношения, близкого к 3–4,5 ед. В зонах техногенной трансформации почв этот показатель становится существенно ниже [14]. Величины Th/U отношения меньше 2,5 единиц характерны для почв, подвергшихся влиянию предприятий ядерно-топливного цикла [6].

Среднее значение торий-уранового отношения в изученных почвах изменяется от 2 («Горизонт-3») до 3 («Кимберлит-3») единиц. Более 60 % проб выборки имеют значение отношения в почвах менее 2,5 ед. Выделяются отдельные пробы почв, в которых данное отношение составляет менее 1 («Рифт-1» и «Метеорит-3») или более 5 («Кимберлит-3» и «Метеорит-3») единиц (рис. 3).

Кроме показателя торий-уранового отношения, в качестве индикатора для характеристики техногенных геохимических аномалий, связанных с воздействием предприятий ядерно-топливного цикла можно использовать отношение сумм легких лантаноидов к тяжелым. В работах Л.П. Рихванова (1997), Е.Г. Язикова (2006), В.В. Архангельского и др. (2001), А.Ю. Шатилова (2001) на примере почв и аэрозольных выпадений показано, что значения $(La+Ce)/(Yb+Lu)$ менее 22 единиц характеризуют территории, находящиеся

в зоне влияния СХК. В нашем случае значения отношения менее 22 единиц зафиксированы для почв участков «Метеорит-2» (19 ед.), «Горизонт-3» (18 ед.), «Метеорит-3» (12 ед.) и «Кимберлит-3» (9 ед.).

Таким образом, в результате выполненных исследований по оценке радиогеохимических показателей почв на территории семи участков проведения ПЯВ, расположенных в Красноярском крае выявлены незначительные превышения над фоном по измеренным в ходе полевых работ показателям (МЭД, содержание естественных радиоактивных элементов, плотность потока бета излучения). Полученные значения удельных активностей техногенных радионуклидов в целом, не превышают или находятся на уровне глобального загрязнения почв данными элементами. Однако особенности почв подобных территорий проявляются не только в вышефоновых концентрациях радионуклидов, а в изменении значений некоторых отношений этих элементов – в нашем случае это величины отношений U^{238}/U^{235} , Th/U и $(La+Ce)/(Yb+Lu)$.

Следует также отметить, что по всем контролируемым показателям НРБ-99/2009 [15] в ходе исследований превышений гигиенических нормативов не установлено, но, принимая во внимание утверждение американских ис-

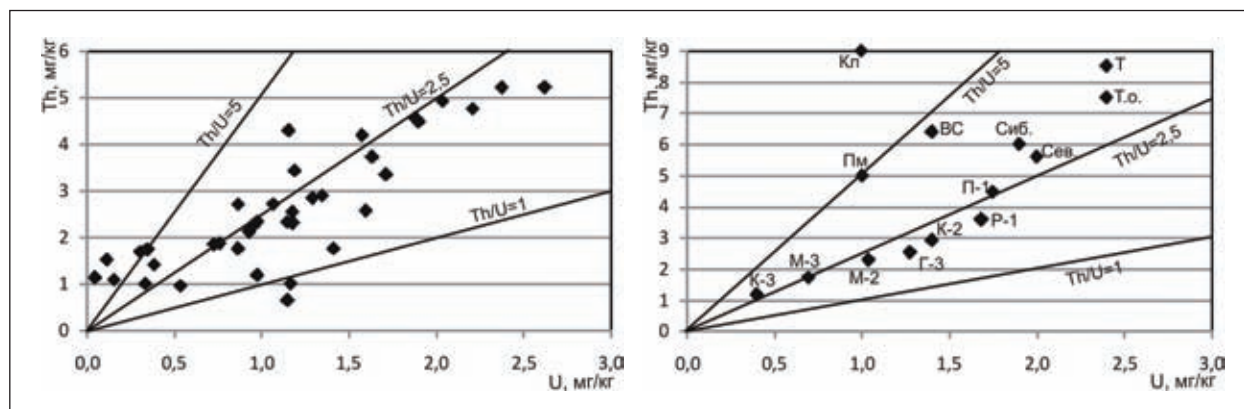


Рис. 3. Показатель торий-уранового отношения в изученных почвах: К-3 – «Кимберлит-3»; М-3 – «Метеорит-3»; М-2 – «Метеорит-2»; Г-3 – «Горизонт-3»; К-2 – «Кратон-2»; Р-1 – «Рифт-1»; П-1 – «Плутон-1»; Т – г. Томск [13]; Т.о. – Томская область [6]; Сев. – г. Северск [12]; Сиб. – Сибирь [5]; ВС – Восточная Сибирь [5]; Пм – почвы мира Н. Bowen, 1966; Кл – кларк для почв по А.П. Виноградову, 1957

следователей, что любой подземный ядерный взрыв рано или поздно найдет отражение в объектах природной среды на дневной поверхности, необходимо в дальнейшем проводить регулярные мониторинговые радиозоологические

исследования таких участков вследствие существования потенциальной возможности миграции радионуклидов из полости ПЯВ в подземные воды и окружающую среду.

Литература

1. А.В. Яблоков. Миф о безопасности и эффективности мирных подземных ядерных взрывов. – Центр экологической политики России, Москва, 2003 год.
2. Дубасов Ю.В. Касаткин В.В. Радиационная обстановка в местах проведения подземных мирных ядерных взрывов: Докл. Межд. конф. «Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях», 24–26 апреля. – Москва, 2000.
3. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Коля, авторов под. рук. проф. В.А. Логачева. – М.: Изд. АТ, 2001. – 519 с.
4. Справка о подземных ядерных взрывах, проведенных в промышленных (мирных) целях на территории Красноярского края в 1975–1982 гг.: Фондовые материалы ФГУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае». – Красноярск, 1994 г.
5. Страховенко В.Д. Содержание радиоактивных элементов в почвах Сибири / В.Д. Страховенко, И.Н. Маликова, Л.П. Рихванов [и др.] // Радиозоология XXI века: Матер. Междунар. конф. – Красноярск, 2012. – С.352–356.
6. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиозоологии / Л.П. Рихванов. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
7. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств в 2008 году: Ежегодник / Под ред. С.М. Вакуловского. – НПО «Тайфун», Обнинск, 2009. – 297 с.
8. Атурова В.П. Плутоний в почвах Красноярского края: автореф. дис... канд. биол. наук. – Красноярск, 2000. – 28 с.
9. Руководство по методам контроля за радиоактивностью окружающей среды / Под ред. И.А. Соболева и др. – М: «Медицина», 2002 г. – 432 с.
10. Gauthier_Lafaye F. Natural nuclear fission reactors in Gabon // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Матер. Междунар. конф. – Томск: Изд-во ТПУ, 2004. – С.737–744.
11. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде / Л.П. Рихванов, С.И. Арбузов, Н.В. Барановская [и др.] // Известия Томского политехнического университета. – 2007. – Т.311. – №1. – С.128–136.
12. Язиков Е. Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири // Дисс. ... доктора геол.-мин. наук. – Томск, 2006. – 423 с.
13. Язиков Е.Г. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв: монография / Е.Г. Язиков, А.В. Таловская, Л.В. Жорняк. – Томск: Изд. ТПУ, 2010. – 264 с.
14. Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Матер.Междунар. конф. – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С.308–312.
15. СанПиН 2.6.1.2523-09 «Нормы радиационной безопасности – 99/2009». – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009.

БАРЬЕРЫ БЕЗОПАСНОСТИ ПРИ ВЫВОДЕ ИЗ ЭКСПЛУАТАЦИИ И КОНСЕРВАЦИИ РАДИАЦИОННО-ОПАСНЫХ ОБЪЕКТОВ

Е.В. Захарова¹, А.А. Меняйло¹, Н.Д. Андрющенко¹, В.М. Ермолаев¹,
А.А. Зубков², Е.А. Комаров³, К.В. Юшин⁴

¹Институт физической химии и электрохимии им. А.Н. Фрумкина РАН, Москва

²ОАО Сибирский химический комбинат, г. Северск

³Госкорпорация «Росатом», Москва

⁴ОАО «ОДЦ УГР», г. Северск

SAFETY BARRIERS FOR DECOMMISSIONING AND MOTHBALLING OF THE RADIATION HAZARDOUS SITES

E.V. Zakharova¹, A.A. Menyalo¹, N.D. Andryushchenko¹, V.M. Ermolaev¹, A.A. Zubkov², E.A. Komarov³, K.V. Yushitsin⁴

¹Frumkin's Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry Russian Academy of Sciences, Moscow

²Siberian groups of chemical enterprises, Seversk

³State Corporation "Rosatom", Moscow

⁴The Trials and Demonstrations Centre for Uranium-Graphite Reactors, Seversk

Abstract. Basic requirements to the materials used to create the safety barriers for the radiation hazardous object decommissioning have been determined. Advantages of the application of clay rocks (of the poly-mineral composition) as compared to the application of bentonite (the mono-mineral composition) have been shown. The possibility of using gel-forming liquid silica-based solutions containing hydrolyzed aluminum compounds and modifying additives has been shown in terms of the material for constructing the protective barrier with both anti-filtration and anti-migration properties.

Вывод из эксплуатации ядерных объектов осуществляется, когда заканчивается срок службы, или вследствие

коммерческих или политических мероприятий. Понятие вывод из эксплуатации (ВЭ) означает, что в дальнейшем

не планируется использование ядерной установки по прямому назначению. Первый документ МАГАТЭ, посвященный вопросам ВЭ ядерных объектов, появился в 1975 г. [1]. Международные рамки для безопасного ВЭ ядерных установок и площадок определяются Объединенной конвенцией по безопасному обращению с РАО (МАГАТЭ, 1977 г.) и стандартами МАГАТЭ.

В настоящее время в России создается отраслевая система, предусматривающая три варианта (или их комбинации) ВЭ радиационно опасных объектов [2]:

- полный демонтаж (ликвидация);
- конверсия – перепрофилирование объекта;
- захоронение на месте.

Выбор стратегии ВЭ для каждой страны зависит от ее технических и экономических возможностей, социальных факторов и национальной политики [3].

Однако независимо от того, какой вариант ВЭ будет принят, должна быть обеспечена изоляция радионуклидов от среды обитания человека на весь период времени сохранения их потенциальной опасности. Этот период для долгоживущих радионуклидов составляет сотни тысяч лет.

В настоящее время в странах, где имеются объекты ЯТЦ, геологическая среда рассматривается как наиболее безопасное место для захоронения РАО. При этом безопасность человека и окружающей среды должна обеспечиваться за счет создаваемой системы барьеров на пути распространения радионуклидов. Нарушение целостности одного из барьеров или вероятной внешнее событие природного или техногенного происхождения не должны приводить к снижению уровня долговременной безопасности захоронения РАО (принцип многобарьерности) [4, 5]. С необходимостью ВЭ первого поколения радиационно-опасных объектов столкнулись уже практически все страны, поэтому работы по созданию барьеров безопасности приобретают все большую актуальность.

Инженерные защитные барьеры, различные по механизму действия (механические, физико-химические и биогеохимические), широко используются в промышленности, их объединяют общие требования к барьерным материалам [6]:

- селективность извлечения токсичных компонентов;
- низкая водопроницаемость;
- стабильность свойств за период эксплуатации;
- пластичность;
- достаточная несущая способность;
- доступность;
- экономическая обоснованность.

С учетом особенностей поведения радионуклидов, к барьерным материалам, используемым для снижения или предотвращения процессов миграции радионуклидов, предъявляются дополнительные требования:

- неселективность при сорбции различных по химическим свойствам радионуклидов;
- высокая задерживающая способность по от-

ношению к радионуклидам, в первую очередь, актинидам;

- отсутствие компонентов, способных повышать мобильность радионуклидов при эксплуатации барьера;
- низкая водопроницаемость;
- стабильность свойств барьера в течение периода эксплуатации;
- экологическая безопасность.

Приведенные в табл. 1 данные свидетельствуют о возможности применения различных материалов для сооружения барьеров безопасности. Однако при захоронении радиационно-опасных объектов должны использоваться материалы, сохраняющие свои защитные свойства в течение длительного периода времени. Именно природные материалы в большей степени удовлетворяют перечисленным требованиям. Опыт показывает, что перспективно также использовать барьерные материалы на основе кремния и алюминия – основных элементов породообразующих минералов. При этом природные геохимические барьеры рассматриваются как аналоги, создаваемых инженерных барьеров безопасности в объектах окончательной изоляции.

По эффективности действия техногенные барьеры делятся на противодиффузионные и противомиграционные. Интерес представляют материалы, обладающие одновременно различными защитными свойствами. Очевидно, что при ВЭ радиационно-опасных установок по варианту захоронения на месте в состав многобарьерной системы будут входить не только создаваемые, но и существующие инженерные барьеры, а также породы, вмещающие эти установки. Принципиальная схема такой защитной

Таблица 1. Противомиграционные свойства инженерных барьеров из различных материалов

Материал	Радионуклиды
Бентонит	Продукты деления и актиниды
Глины	Продукты деления и актиниды
Песчано-глинистые породы	Продукты деления и актиниды
Трепел (полиминеральная смесь)	^{90}Sr , ^{137}Cs
Обедненный UO_2	$^{237}\text{Np}(\text{IV}, \text{V})$; $^{99}\text{Tc}(\text{IV})$ со временем увеличиваются противодиффузионные свойства
Нефелин	^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239}\text{Pu}(\text{IV})$
Si-Al золь-гель	^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{241}Am , $^{237}\text{Np}(\text{V})$, $^{239}\text{Pu}(\text{IV})$, U
Модифицированные кремний-содержащие материалы	^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , ^{241}Am , $^{239}\text{Pu}(\text{IV})$
Цеолит (природный, модифицированный)	^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239}\text{Pu}(\text{IV})$
Апатит	^{90}Sr , ^{137}Cs
Шлам глиноземных заводов	^{90}Sr , ^{137}Cs
Биоматериал (водоросли, грибы, сульфатредуцирующие и денитрифицирующие микроорганизмы)	Продукты деления и актиниды
Губчатое железо (Fe^0)	Изотопы U(IV, VI), $^{99}\text{Tc}(\text{VII})$
Геосинтетические модифицированные материалы	Продукты деления и актиниды



Рис. 1. Схема многобарьерной защитной системы при ВЭ радиационно-опасных объектов

системы показана на рис. 1.

Принцип многобарьерности будет реализовываться при ВЭ ядерного наследия по варианту захоронения на месте, геологическом захоронении РАО.

При создании многобарьерных защитных систем необходимо учитывать, что физический срок службы барьеров из техногенных материалов ограничен и основную защитную функцию будут выполнять вмещающие породы и барьеры из природных материалов. Поэтому выбор таких материалов является очень важной задачей.

За рубежом в качестве материала для сооружения барьеров безопасности при захоронении РАО рассматривается возможность использования бентонита, получающегося после обработки бентонитовой глины щелочью. В бентоните содержится практически один минерал – монтмориллонит, ответственный за сорбционные и водно-физические свойства данного материала. В отличие от бентонита природные глины являются полиминеральными смесями, в их составе присутствуют первичные минералы (кварц, полевые шпаты, слюды), вторичные – различные глинистые минералы, карбонаты, компоненты органического происхождения. В процессе формирования глин происходят процессы выветривания, переотложения компонентов глинистых пород, что приводит к появлению дефектов в кристаллических решетках минералов. Наличие дефектов в кристаллических решетках глин приводит к локализации избыточного отрицательного заряда, что, с одной стороны, увеличивает их поверхностную активность, а, следовательно, сорбционную способность, а с другой – препятствует агрегации частиц, что снижает водопроница-

емость таких пород.

В табл. 2 дана сравнительная характеристика свойств природной глины (основной минерал – каолинит) и бентонита.

По сравнению с природной глиной бентонит обладает более высокой сорбционной способностью по отношению к радионуклидам, за исключением урана. Водопроницаемость бентонита ниже, чем природных глин. Однако при длительном контакте с железосодержащими водами фильтрационные свойства бентонита повышаются.

При взаимодействии с подземной водой барьерного материала будет происходить процесс техногенного минералообразования. В результате, исходя из данных термодинамического моделирования, из монтмориллонита будет синтезироваться гидрослюда (иллит) – сорбционно низкоактивный минерал.

В случае полиминеральных смесей (природные глины) в процессе техногенного минералообразования будет увеличиваться доля вторичных глинистых минералов, при этом, в отличие от аналогичных процессов для бентонита, образуются минералы с различной сорбционной активностью.

Использование бентонита ограничивает его производство в России всего на двух заводах и высокая стоимость. В отличие от бентонита запасы природной глины неограниченны, преимущество имеют глины из месторождений, находящихся вблизи сооружаемых объектов захоронения [7].

Следует отметить и тот факт, что при взаимодействии радионуклидов с дефектными кристаллитами происходит их диффузия вглубь минеральных зерен, что способствует увеличению доли прочнофиксированных радионуклидов, как продуктов деления, так и актинидов. Развитие подобных процессов наблюдается в глубинных хранилищах жидких РАО [8]. Все эти факторы повышают надежность эксплуатации барьеров из природных материалов.

Создание объекта окончательной локализации предполагает сооружение барьеров безопасности в пределах (внутренние) и за пределами (внешние) объекта [9]. Разрабатываются различные технологии сооружения внутренних барьеров путем заполнения свободного объема материалом с различной степенью уплотнения [10]. Внешние барьеры создаются в геологической среде инъекционным

Таблица 2. Характеристика материалов, предлагаемых для сооружения защитных барьеров

Характеристика	Каолиновая глина	Бентонит
Тип	Глина природная	Глина техногенно обработанная
Коэффициент распределения, см ³ /г	⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am – 10 ³ , ²³⁷ Np, ²³³ U – 10 ²	⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁷ Np, ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am – 10 ² –10 ³ , ²³³ U – 8–10
Формы нахождения радионуклидов на твердой фазе	Преобладают ⁹⁰ Sr – мобильный ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am, ²³³ U, ²³⁷ Np – прочнофиксированные	Преобладают ⁹⁰ Sr, ²³³ U, ²³⁷ Np – мобильные ¹³⁷ Cs, ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am – прочнофиксированные
Коэффициент фильтрации, м/сут	10 ⁻⁴ –10 ⁻³	10 ⁻⁵ –10 ⁻⁴
Набухаемость, %	3–5	40–200 и более
Доступность	Месторождения вблизи объектов ВЭ	В России два месторождения
Запасы	Неограниченные	Ограниченные
Стоимость	Низкая	Высокая

методом.

По результатам исследования образцов глинистых пород, отобранных из месторождений вблизи ОАО «СХК», ФГУП «ГХК» и ФГУП «ПО «Маяк», установлен ряд ограничений при выборе пород в качестве барьерных материалов, в зависимости от условий сооружения барьеров определены оптимальные составы смесей из природных материалов.

В последнее время исследуется возможность использования для сооружения внешних барьеров материалов на основе Si и Al, обладающих высокой адгезией по отношению к породообразующим минералам (кварцу, полевым шпатам, слюдам, глинам).

Для сооружения внешних барьеров вокруг объекта захоронения, размещаемых, как правило, в средне- и тонкозернистых песках, предложено использовать гелеобразующие растворы по вязкости близкие к воде, что обеспечивает подачу барьерного материала инъекционным методом без нарушения сплошности геологической среды. На практике широко применяют гелеобразующие растворы на основе жидкого стекла. Оценка возможных вариантов применения таких растворов показала, что композиции, содержащие жидкое стекло, гидролизованное соединение алюминия и щавелевую кислоту в определенных соотношениях компонентов, может быть использовано в качестве материала для сооружения барьера в средне- и тонкозернистых песках [11]. Введение модифицирующих добавок повышает сорбционные свойства барьера по отношению к радионуклидам (рис. 2).

Сорбционная емкость на образцах барьерного материала достигает для ^{241}Am – 25,8; ^{238}Pu – 15,9; ^{233}U – 4,2 кБк/г материала барьера. По результатам оптической и электронной микроскопии оценено изменение структуры порового пространства песков, содержащих алюмосиликатный гель. После сооружения барьера размер пор снизился до 5 мкм при эффективной пористости < 1%, в отсутствие барьера размер пор достигает до 50 мкм при эффективной пористости 15%. При фильтрации через такой барьер модельной пластовой воды коэффициент фильтрации составляет $2,9 \times 10^{-4}$ м/сут, в отсутствие барьера коэффициент

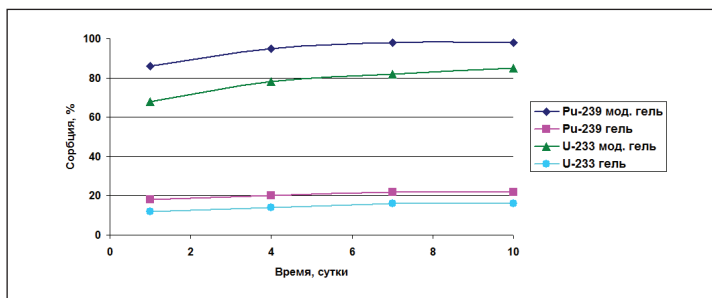


Рис. 2. Сорбция ^{239}Pu и ^{233}U на алюмосиликатных гелях, модифицированных и не модифицированных

ент фильтрации изменяется в диапазоне 0,8–2 м/сут. По результатам лабораторных исследований разработана технология получения гелеобразующих растворов для сооружения барьера.

Опытный участок барьера был сооружен в зоне размещения приповерхностного хранилища РАО на ОАО «СХК». Коэффициенты распределения актинидов на образцах, извлеченных из барьера, достигают 3×10^4 см³/г. Коэффициент фильтрации водонасыщенных песков через опытный участок снижен на 3–4 порядка. Из результатов георадарных исследований и опытно-фильтрационных работ следует, что в периферийной части барьера скорость фильтрации составляет 5×10^{-2} , в центральной части – $(2-4) \times 10^{-4}$, в краевой – $(1-3) \times 10^{-3}$ м/сут. Таким образом, разработанный барьерный материал на основе кремний-содержащих соединений обладает как противотифльтрационными, так и противомиграционными свойствами.

Выполненные расчеты миграции радионуклидов при сооружении многобарьерной защитной системы в шахте промышленного уран-графитового реактора при выводе из эксплуатации по варианту захоронения на месте, показали не превышение уровня вмешательства для радионуклидов в месте разгрузки водного потока. Расчетный период 10 тысяч лет, многобарьерная система состоит из матрицы – облученный графит, существующих барьеров из металлоконструкций и бетона, создаваемых барьеров из природных материалов и барьера из вмещающих пород. Расчет проводился для промышленного реактора ЭИ-2, ОАО «СХК».

Литература

1. International Atomic Energy Agency, Decommissioning of Nuclear Facilities, IAEA-TECDOC-179, Vienna, 1975.
2. Концепция вывода из эксплуатации ядерных установок, радиационных источников и пунктов хранения, Госкорпорация Росатом, 2008.
3. Selection of Strategies for Decommissioning of Nuclear Facilities – NEA/RWM/WPDD. 2006. – P.1–30.
4. Подземное захоронение радиоактивных отходов. Основное руководство. – Вена: МАГАТЭ, 1981. – 56 с.
5. НП-055-04. Захоронение радиоактивных отходов. Принципы, критерии и основные требования безопасности. Введены в действие 05.01.2005.
6. Захарова Е.В., Меньяло А.А., Родыгина Н.И. и др. Барьеры безопасности при выводе из эксплуатации и консервации радиационно-опасных объектов. Седьмая Российская конференция по радиохимии. – Димитровград: ОО «ВДВ «ПАК», 2012. – С.219.

7. Захарова Е.В., Волкова А.Г., Прошин И.М. и др. Подходы и пути решения проблемы геологического захоронения облученного графита. Седьмая Российская конференция по радиохимии. – Димитровград: ООО «ВДВ «ПАК», 2012. – С.217.
8. Захарова Е.В., Родыгина Н.И., Волкова А.Г., Зубков А.А., Данилов В.В. Поведение радионуклидов в глубинных хранилищах жидких РАО. Материалы III Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: SST, 2009. – С.197–200.
9. Захарова Е.В., Каймин Е.П., Меньяло А.А. и др. Барьеры безопасности, применяемые для защиты окружающей среды

- в зонах размещения радиоактивных отходов. Шестая Российская конференция по радиохимии. – Озерск: ФГУП «ПО «Маяк», 2009. – С.315–316.
10. Юшицин К.В., Сеелев И.Н., Котляревский С.Г. и др. Бесполое заполнение пустот в реакторном пространстве при выводе из эксплуатации ПУГР. Безопасность ядерных технологий и окружающей среды, 2012. – №2. – С.100–105.
 11. Захарова Е.В., Козырев А.С., Зубков А.А., Аверьянов Б.Ю. Создание внешних барьеров безопасности как способ предотвращения миграции радионуклидов из хранилищ РАО. Тематический сборник Росатома «Ядерная и радиационная безопасность России». 2012. – Вып.13. – С.133–139.

БИОТЕСТИРОВАНИЕ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ р. ЕНИСЕЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ ВОДНОГО РАСТЕНИЯ *Elodea Canadensis*

Т.А. Зотина, Е.В. Трофимова, М.Ю. Медведева, А.Я. Болсуновский

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, t_zotina@ibp.ru

BIOTESTING OF BOTTOM SEDIMENTS OF THE YENISEI RIVER WITH AQUATIC PLANT *Elodea Canadensis*

T.A. Zotina, E.V. Trofimova, M.Yu. Medvedeva, A.Ya. Bolsunovsky

Institute of Biophysics SB RAS, Krasnoyarsk, Russia, t_zotina@ibp.ru

Abstract. The toxicity of the bottom sediments of the Yenisei River containing different activity of artificial radionuclides was estimated by the laboratory macrophyte toxicity test. The growth of the shoot length, the roots and biomass, and the rate of cells with the chromosome abnormalities in the apical root meristem of submerged macrophyte *Elodea canadensis* Michx. (*elodea*) were used as the toxicity endpoints. The negative correlation ($p < 0,05$) of the shoot length endpoints and the positive correlation of the chromosome abnormalities rate ($p < 0,05$) with the radionuclide activity concentration in the samples of bottom sediments were revealed. The endpoints of the shoot length are negatively correlated with the rate of the chromosome abnormalities as well. The root growth with the endpoints were most variable among other endpoints, but they did not correlate neither with activity concentration nor other endpoints of *elodea*. Hence we can conclude that the shoot length and rate of the chromosome abnormalities in the apical root meristem of *elodea* are the most sensitive endpoints to artificial radionuclides activity in the bottom sediments of the Yenisei River and can be treated as the low dose effects in the laboratory biotesting.

В результате многолетней работы Горно-химического комбината (ГХК) РОСАТОМа, расположенного в г. Железногорске, в 80 км ниже г. Красноярска по течению р. Енисей, в донных отложениях реки накопились высокие активности техногенных радионуклидов ^{137}Cs , $^{152,154}\text{Eu}$, ^{241}Am , изотопов плутония [4]. Также, в зоне влияния промышленно-коммунального комплекса Красноярска в донных отложениях р. Енисей отмечено повышенное содержание некоторых тяжелых металлов [1]. Таким образом, донные отложения р. Енисей ниже г. Красноярска и г. Железногорска являются потенциальным источником ксенобиотиков химической и радиационной природы для биоты. В результате исследований, проведенных ранее, был выявлен повышенный уровень клеток с цитогенетическими нарушениями в корневой меристеме элодеи, произрастающей в зоне радиационного загрязнения реки [2]. Погруженные макрофиты (*Myriophyllum* spp., *Elodea* spp. и другие виды) широко используются в настоящее время для биотестирования воды и донных отложений [3, 5, 7, 9], наряду с общепринятым луковым тестом [6].

Цель данной работы: оценить токсичность и мутагенность донных отложений реки Енисей для водных растений в лабораторных условиях, а также выявить наиболее чувствительные параметры роста элодеи и возможную зависимость токсического эффекта от содержания радионуклидов в пробах донных отложений.

Материалы и методы

Пробы донных отложений (ДО) отбирали в октябре 2012 года в р. Енисей на участках с разным уровнем радиационного загрязнения. Фоновая проба (ДО-1) была отобрана со стороны левого берега, на 12 км выше Красноярска. В зоне радиационного и химического загрязнения были отобраны пробы со стороны правого берега реки: ДО-2 – вблизи устья р. Шумиха, ДО-3 – вблизи с. Атаманово и ДО-4 – вблизи с. Большой Балчуг, на расстоянии 80, 86 и 97 км ниже Красноярска соответственно. Пробы ДО отбирали в местах вегетации макрофитов вблизи берега из верхнего слоя толщиной до 20 см, протирали через полиэтиленовую сеть с размером ячеек 0,9 см и хранили при 4–5 °С. Растения *Elodea canadensis* Michx. (элодея) отбирали в р. Енисей на том же фоновом участке, что и пробы ДО, и акклиматизировали в лаборатории течение двух недель при температуре 18–19 °С и естественном освещении от окна. Для экспериментов использовали новые апикальные побеги длиной 4 см, выросшие в лаборатории.

Для эксперимента брали образцы проб ДО объемом по 300 мл (массой 500–700 г) с каждой точки отбора, и измеряли в них содержание радионуклидов. Затем каждую пробу делили на три равные части и раскладывали по стеклянным стаканам. Каждую порцию ДО заливали водопроводной водой, отфильтрованной через мембраны (RAWP, Millipore) с размером пор 0,2 мкм, в пропорции 1:4 по объему, не допуская значительного взмучивания. Через сутки в ДО высаживали растения, по 9 побегов на стакан.

Далее стаканы выдерживали при температуре 19–20 °С, круглосуточном освещении люминесцентными лампами в течение 14 суток. По окончании эксперимента растения вынимали из ДО, измеряли все необходимые параметры, высушивали при 80 °С. В качестве параметров роста измеряли длину побегов; длину корней; число корней; массу побегов (сырую и сухую); прирост длины и массы по отношению к их начальным величинам; соотношения параметров.

Для исследования цитогенетических характеристик корни элодеи фиксировали в уксусном спирте, окрашивали, готовили временные давленные препараты и исследовали их под микроскопом, как описано ранее [2]. Число исследованных корней составило для проб ДО-1 и ДО-4 – по 16 шт., ДО-2 – 14 шт., ДО-3 – 10 шт. В качестве показателей мутагенности оценивались частота встречаемости (%) клеток с хромосомными аберрациями (неравномерное расхождение, агглютинация хромосом, выбросы хромосом за пределы пластинки, отстающие и забегающие вперед хромосомы, мосты) в общем числе делящихся клеток и спектр нарушений (доля клеток с каждым типом нарушений от суммы клеток с нарушениями, %).

Активность радионуклидов в пробах ДО измеряли на гамма-спектрометре с детектором из сверхчистого германия (Canberra, США), спектры анализировали с помощью программного обеспечения Genie-2000 (Canberra, США).

Результаты

Содержание радионуклидов в пробах донных отложений

В пробах донных отложений (ДО) содержался природный радионуклид ^{40}K , удельная активность которого в исследованных образцах находилась примерно на одном уровне (Табл.). Из техногенных радионуклидов в фоновой пробе (ДО-1) зарегистрирована незначительная активность ^{137}Cs . В других пробах ДО отмечен больший перечень техногенных радионуклидов (^{60}Co , ^{137}Cs , $^{152,154}\text{Eu}$), из которых наибольшая активность принадлежала ^{137}Cs (48–99 %). Максимальная суммарная активность техногенных радионуклидов отмечалась в пробе ДО-2 (Табл.). Суммарная активность гамма-излучающих радионуклидов (техногенных и природного изотопа ^{40}K) в пробах ДО с загрязненного участка реки превышала фоновую активность в 1,5–4,8 раз. Активность техногенных радионуклидов в пробах, отобранных в зоне радиационного и химического загрязнения, варьировала в 2–5 раз и значительно превышала фоновую.

Показатели роста побегов и корней

В течение эксперимента длина побегов элодеи увеличилась в 2,3–2,9 раз относительно их начальной длины (Рис. а). Появления боковых побегов не наблюдалось. Прирост длины побегов на пробе ДО-2 был достоверно меньше ($p < 0.05$), а на пробе ДО-1 – больше прироста на других пробах. Сухая биомасса побегов элодеи возросла в 1,4–1,7 раз по сравнению с начальной массой растений (Рис. б). Минимальный

прирост был зарегистрирован на пробе ДО-2, величина достоверно ($p < 0.05$) отличалась от прироста массы на пробе ДО-4. Прирост массы на пробе ДО-1 был также достоверно ($p < 0.05$) ниже прироста на пробах ДО-3 и ДО-4. Суммарное число корней, выросших на укорененной в ДО части побегов элодеи, составило от 14 до 25 шт., а их суммарная длина – 54,7–108,9 см. Наименьшие число и длина корней ($p < 0.05$) зафиксированы для пробы ДО-3 (Рис. в, г).

Хромосомные нарушения

Доля клеток апикальной корневой меристемы элодеи, содержащих различные аномалии хромосом в ана-телофазе и метафазе клеточного цикла, варьировала в диапазоне 10,3–14,9 % от общего числа делящихся клеток (Рис. д). Наиболее часто клетки с отклонениями от нормы встречались в корнях элодеи, выросших на пробе ДО-2, достоверно чаще ($p < 0.05$) по сравнению с пробами ДО-1 и ДО-4. Среди зарегистрированных аномалий по частоте встречаемости доминировали различные виды неравномерного расхождения хромосом (ассиметричное и хаотичное расхождение, выброс и запаздывание хромосом и др.) на уровне 51,3–67,9 % от числа клеток с нарушениями (Рис. е). Хроматидные и хромосомные мосты встречались в 2,7±2,0 % клеток (средн. знач. от числа делящихся клеток ± станд. отклон, $n=16$) на фоновой пробе (ДО-1); в 4,9±3,2 % клеток ($n=14$) на пробе ДО-2, в 4,1±2,0 % клеток ($n=10$) на пробе ДО-3, в 3,5±2,1 % клеток ($n=16$) на пробе ДО-4. Доля клеток с мостами в общем числе клеток с нарушениями составляла 27,8–36,2 % (Рис. е). В 3,7–13,5 % делящихся клеток с нарушениями встречались такие аномалии как агглютинация хромосом и остаточное ядро.

Зависимость показателей элодеи и активности радионуклидов в пробах ДО

Корреляционный анализ выявил отрицательную зависимость роста длины побегов (длины и прироста длины) элодеи от удельной активности радионуклидов (суммарной и техногенных) в пробах ДО ($r^2=0,96–0,98$) и положительную зависимость частоты встречаемости клеток с хромосомными нарушениями в клетках корней элодеи ($r^2=0,97$) от активности радионуклидов в пробах ДО. Выявлена отрицательная корреляция между частотой встречаемости клеток с аномалиями хромосом ($r^2=-0,94$) и длиной побегов.

Таблица 1. Активность радионуклидов в пробах донных отложений (Бк/кг сырой массы) р. Енисей, использованных для оценки токсичности

Изотоп	Номер пробы ДО			
	1	2	3	4
^{40}K	327±21	312±23	254±19	242±18
^{60}Co	–*	10±1	61±2	68±2
^{137}Cs	0,8±0,2	1262±45	353±13	124±5
^{152}Eu	–	–	178±3	58±2
^{154}Eu	–	–	24±1	7±1
Суммарная активность	328±21	1584±69	875±39	498±27
Активность техногенных радионуклидов	0,8±0,2	1272±46	621±20	256±9

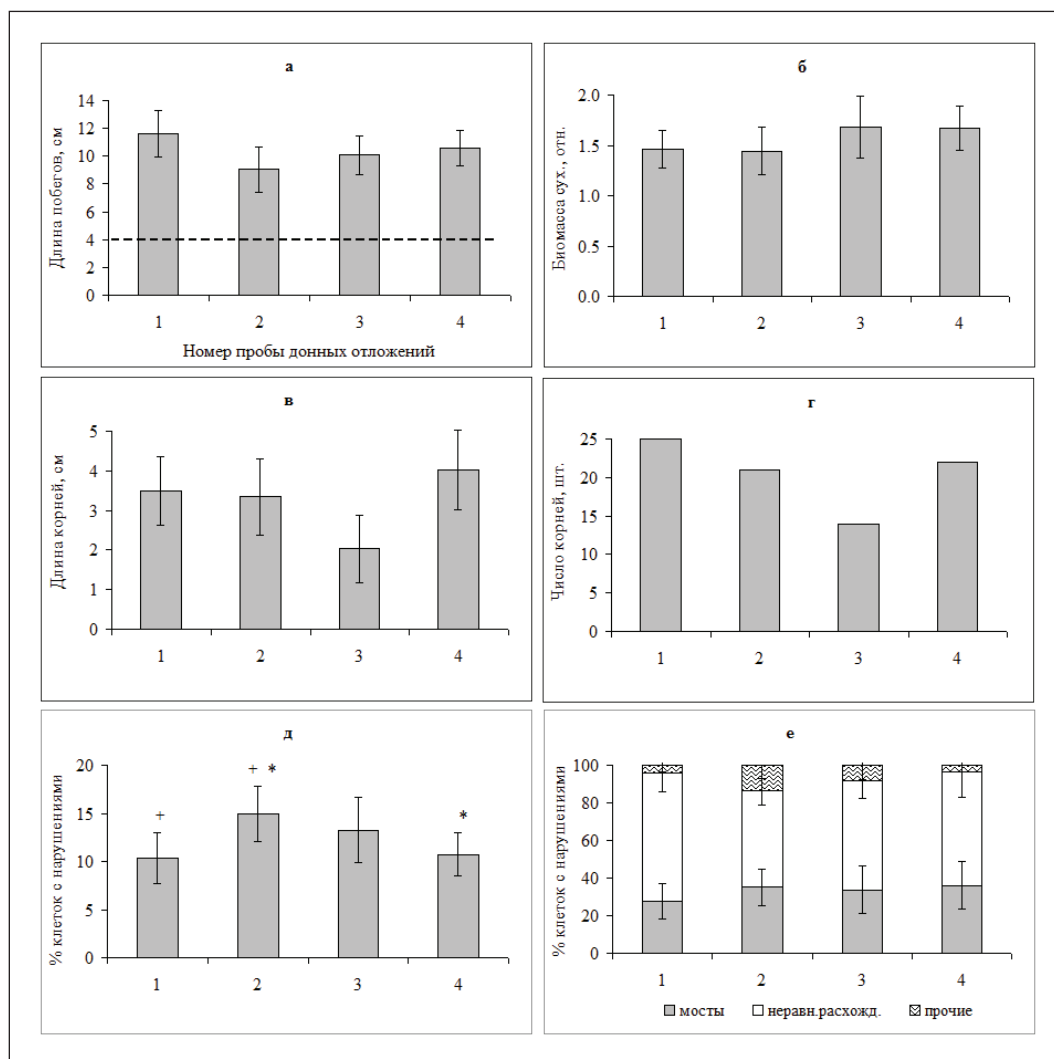


Рис. 1. Параметры элодеи после выращивания растений на пробах ДО р. Енисей № 1–4, отобранных на разном удалении от источников радиационного и химического загрязнения: а – абсолютная длина побегов, см (средн. знач. $\pm$ станд. отклон., $n=27$), пунктиром отмечена начальная длина побегов; б – прирост сухой массы побегов, отн. ед. (средн. знач. $\pm$ станд. отклон., $n=27$), в – длина корней, см (средн. знач. для трех повторностей, по 9 растений в каждой, $\pm$ станд. отклон.); г – суммарное число корней, шт.; д – доля клеток с хромосомными нарушениями в корнях, % (средн. знач. $\pm$ дов. инт. 95%). Значки (+ и *) обозначают достоверность различий ($p < 0,05$) между отмеченными значениями; е – спектр хромосомных нарушений в клетках корней (% от числа клеток с нарушениями, средн. знач. $\pm$ дов. инт. 95%)

Частота встречаемости клеток, содержащих мосты в аналофазе клеточного цикла, положительно коррелировала с ростом длины побегов элодеи с наименьшим коэффициентом ($r^2=0,72$), по сравнению с вышеупомянутыми. Значительной корреляции между показателями роста корней и побегов не выявлено.

Обсуждение

Пробы донных отложений, выбранные нами для тестирования, значительно отличались по содержанию техногенных радионуклидов. Активность радионуклидов в пробах ДО отражает дозовую нагрузку на растения. Поскольку доза, формируемая природным фоном (за счет ^{40}K), практически неизменна, приращение дозовой нагрузки происходит за счет присутствующих в пробах ДО техногенных радионуклидов. Расчеты, проведенные ранее, показали,

что дозы облучения макрофитов в зоне радиационного загрязнения р. Енисей не превышают порогового значения мощности дозы облучения для водной биоты – 10 мГр/сут [2]. Содержание других возможных ксенобиотиков в ДО р. Енисей нами не исследовалось, поэтому пока мы можем однозначно судить только о повышенном содержании техногенных радионуклидов в исследованных пробах ДО и воздействии малых доз ионизирующего излучения.

Параметры роста водных растений отличаются по чувствительности к действию токсических факторов [3]. В наших экспериментах длина побегов элодеи и ее прирост имели обратную зависимость от удельной активности радионуклидов в пробах ДО с высокими коэффициентами корреляции ($p < 0,05$), а прирост биомассы не согласуется с приростом длины побегов и не коррелирует с содержанием радионуклидов в пробах. На фоновой пробе ДО отмечен

наименьший прирост биомассы. Показатели роста корней отмечаются как более чувствительные к петицидам, по сравнению с показателями роста побегов у ряда погруженных макрофитов [3]. В наших экспериментах наибольшее число корней выросло у элодеи на фоновых пробах ДО, однако наибольшая длина корней зарегистрирована на пробе ДО, содержащей в 1,5 раз большую активность радионуклидов, чем в фоновой пробе. Наименее интенсивный рост корней (число и длина) наблюдался на пробе ДО, содержащей в 2,7 раз большую активность радионуклидов, чем в фоновой пробе. В целом можно отметить, что показатели роста корней элодеи варьируют между пробами ДО в большей степени, чем показатели роста побегов. Так, суммарная длина побегов изменяется в 1,3 раз (от 9,1 до 11,6 см), а суммарная длина корней – в 2 раза (от 54,7 до 108,9 см). Однако, показатели роста корней слабо коррелируют с активностью радионуклидов в пробах, а также с показателями роста побегов. Возможно, существует специфическая чувствительность параметров роста растений к различным токсикантам.

Наличие в клетках корневой меристемы растений повышенного уровня хромосомных аномалий является показателем генотоксичности (мутагенности) ДО [6, 8]. Встречаемость клеток с аномалиями хромосом в корнях элодеи в наших экспериментах положительно коррелировала с удельной активностью радионуклидов в пробах ДО ($p < 0,05$) и отрицательно – с показателями роста длины побегов ($p < 0,6$). Положительная зависимость частоты абберантных клеток в корнях тростника от дозы облучения была получена для водоемов зоны отчуждения ЧАЭС [8]. Максимальная частота встречаемости клеток с аномалиями хромосом в наших экспериментах в 1,4 раз превышала фоновую. В природной популяции элодеи, произрастающей в зоне радиационного загрязнения, частота клеток с хромосомными аномалиями в 2,6–6,5 раз превышала фоновую [2], что, вероятно, можно объяснить более длительным воздействием радиационного и химического факторов на природную популяцию, по сравнению с растениями в нашем эксперименте.

Частота встречаемости клеток с хромосомными аномалиями в корнях элодеи, выросших на фоновой пробе ДО в нашем эксперименте, совпала с долей аналогичных клеток в природной популяции элодеи, растущей в зоне химического загрязнения реки р. Енисей (на 45 км ниже Красноярска по течению реки, вблизи с. Есаулово) [2]. Спектр хромосомных нарушений в наших экспериментах

был сходным со спектром нарушений в природной популяции элодеи. Среди зарегистрированных нами нарушений хромосом преобладали различные типы неравномерного расхождения (Рис. 1е), на втором месте по частоте встречаемости находились мосты. Существует мнение [8], что основной причиной возникновения мостов в анна-телофазных клетках корней водных растений является радиационный фактор, в то время как основная причина фрагментации хромосом – действие химических факторов. Частота клеток с мостами в наших экспериментах варьировала от 2,7 до 4,9 % и положительно коррелировала с активностью радионуклидов в пробах ДО ($p < 0,3$). Для сравнения, в природной популяции элодеи из р. Енисей мосты встречались в 0,5–10,3 % делящихся клеток [2]. Доля клеток с мостами в корнях тростника обыкновенного в водоемах зоны отчуждения ЧАЭС достигала 8 % от общего числа исследованных клеток без учета мостов в клетках с множественными абберациями [8]. Возможно, не совсем корректно сравнивать частоту абберантных клеток у водных растений, относящихся к разным экологическим группам: погруженным (элодея) и воздушно-водным (тростник) макрофитам. Установлено, что показатели роста разных видов погруженных макрофитов проявляют различную чувствительность к одним и тем же токсикантам [3]. Однако нам пока не удалось найти опубликованных результатов цитогенетических исследований погруженных макрофитов.

Заключение

В результате биотестирования проб донных отложений (ДО) р. Енисей, отличающихся по содержанию техногенных радионуклидов, с использованием водного растения *Elodea canadensis* (элодея) выявлена отрицательная зависимость роста побегов элодеи и положительная зависимость встречаемости клеток с хромосомными нарушениями в апикальной меристеме корней элодеи от активности радионуклидов в пробах ДО. Наибольшую вариабельность проявили показатели роста корней элодеи, однако, они не коррелировали с активностью радионуклидов в пробах ДО. На основе полученных результатов можно заключить, что длина побегов и встречаемость клеток с хромосомными аномалиями в корнях являются наиболее чувствительными показателями элодеи к воздействию радиационного фактора и могут быть использованы для оценки воздействия малых доз ионизирующего излучения при биотестировании донных отложений р. Енисей.

Литература

1. Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С. и др. Оценка антропогенного загрязнения р. Енисей по содержанию металлов в основных компонентах экосистемы на участках, расположенных выше и ниже г. Красноярска. // *Journal of Siberian Federal University. Biology*. 2010. – №3(1). – С.82–98.
2. Болсуновский А.Я., Муратова Е.Н., Суковатый А.Г. и др. Радиоэкологический мониторинг реки Енисей и цитогенетические характеристики водного растения *Elodea canadensis*. // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2007. – №47(1). – С.63–73.
3. Arts G.H.P., Belgers J.D.M., Hoekzema C.H., et al. Sensitivity of submerged freshwater macrophytes and endpoints in laboratory toxicity tests. // *Environ. Pollut.* 2008. – №153. – P.199–206.
4. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River. // *Chem. Ecol.* 2010. – №26(10). – P.401–409.
5. Feiler U., Hoess S., Ahlf W., et al. Sediment contact tests as a tool for the assessment of sediment quality in German waters. // *Environ. Toxicol. Chem.* 2013. – №32(1). – P.144–155.
6. Geras'kin S., Oudalova A., Michalik B., et al. Geno-toxicity assay of sediment and water samples from the Upper Silesia post-

- mining areas, Poland by means of Allium-test. // *Chemosphere*. 2011. – №83. – P.1133–1146.
7. Knauer K., Mohr S., Feiler U. Comparing growth development of *Myriophyllum* spp. in laboratory and field experiments for ecotoxicological testing. // *Environ. Sci. Pollut. R.* 2007. – №15(4). – P.322–331.
 8. Shvetsova N.L., Gudkov D.I. Cytogenic effects of long-term radiation on higher aquatic plants within the Chernobyl accident Exclusion Zone. // *Radioprotection*. 2009. – №44(5). – P.937–940.
 9. Teodorovic I., Knezevic V., Tunic T., et al. *Myriophyllum aquaticum* versus *Lemna minor*: Sensitivity and recovery potential after exposure to atrazine. // *Environ. Toxicol. Chem.* 2012. – №31(2). – P.417–426.

НАКОПЛЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ ИХТИОФАУНОЙ В ЗОНЕ РАДИАЦИОННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ р. ЕНИСЕЙ

Т.А. Зотина, Е.А. Трофимова, А.Я. Болсуновский

Институт биофизики СО РАН, 660036, Красноярск, t_zotina@ibp.ru

ACCUMULATION OF ARTIFICIAL RADIONUCLIDES BY ICHTYOPHAUNA IN RADIOACTIVELY CONTAMINATED ZONE OF THE YENISEI RIVER

T.A. Zotina, E.V. Trofimova, M.Yu. Medvedeva, A.Ya. Bolsunovsky

Institute of Biophysics SB RAS, Krasnoyarsk, Russia, t_zotina@ibp.ru

Abstract. The accumulation of the artificial radionuclides by fish species representing different trophic levels in the Yenisei River from their diet sources have been investigated in 2009–2012. The concentration factors (CF) of radionuclides in the trophic pairs: aquatic moss – gammarids; zoobenthos (gammarids and caddisfly worm) – zoobenthos-feeding fish (dace and grayling); zoobenthos-feeding fish (dace and grayling) – fish-feeding fish (pike) were calculated. Artificial radionuclides ^{60}Co , ^{65}Zn and ^{137}Cs were registered in fish samples. The effective diet accumulation of ^{137}Cs was possible in muscles of pike from dace and grayling bodies ($\text{CF}=2,0\text{--}7,4$). The accumulation of other artificial radionuclides (^{60}Co , ^{65}Zn) in trophic pairs considered was not effective ($\text{CF}<1$). The effective accumulation of potassium ($\text{CF}=2,6\text{--}3,4$) and its natural isotope ^{40}K ($\text{CF}=2,6\text{--}2,8$) was possible in muscles and bodies of zoobenthos-feeding fish (dace and grayling) from gammarids ($\text{CF}=2,7\text{--}2,8$). The accumulation ^{65}Zn was possible in biomass of gammarids from the aquatic moss ($\text{CF}=2,2\text{--}8,7$). The efficacy of dietary transfer was similar for analogue isotopes K and ^{40}K only. The efficacy of diet transfer of isotopes of analogue elements, ^{40}K and ^{137}Cs , differed considerably among the studied trophic pairs. Hence, we can state the biomagnifications of ^{137}Cs in the upper levels of trophic webs of the Yenisei River.

Река Енисей загрязнена техногенными радионуклидами в результате многолетней работы Горно-химического комбината (ГХК) Росатома, который расположен на правом берегу реки, на 80 км ниже г. Красноярск. Техногенные радионуклиды зарегистрированы во всех компонентах экосистемы р. Енисей, в том числе в биоте [3, 16]. В апреле 2010 года произошла остановка реакторного производства на ГХК, что привело к значительному снижению содержания техногенных изотопов с наведенной активностью в воде р. Енисей [1]. Однако за время работы ГХК в донных отложениях реки, в том числе в верхних слоях, накопились высокие активности долгоживущих техногенных радионуклидов: ^{60}Co , ^{137}Cs , ^{152}Eu , ^{241}Am , изотопы плутония [11]. Таким образом, донные отложения останутся источником радионуклидов для биоты р. Енисей в течение долгого времени.

Ихтиофауна связывает водные трофические сети с человеком и другими наземными животными. Ихтиофауна в р. Енисей имеет тесную трофическую связь с бентосными организмами [8]. Целью данной работы являлась оценка накопления техногенных радионуклидов в промысловых видах рыб в р. Енисей, а также сравнение эффективности переноса радионуклидов с их изотопами-аналогами и элементами-аналогами в трофических сетях.

Материалы и методы

Пробы биоты отбирали в р. Енисей на расстоянии до 20 км от ГХК в августе-октябре 2009–2012 гг., как описано нами ранее [7]. Для исследования использовали водный мох (*Fontinalis antipyretica* Hedw.), зообентос: гаммарид *Phyloimnogammaris* spp. и ручейников *Apatania crymophyla* McL.; рыб-бентофагов: ельца *Leuciscus leuciscus baicalensis* Dyb. и хариуса *Thymallus arcticus* P.; хищных рыб: щуку *Esox lucius* L. Возраст ельцов и хариусов составлял 2–3 года; щуки – 2–4 г. Подробное описание пробоподготовки приведено в наших предыдущих работах [7, 10].

Активность радионуклидов в пробах биоты измеряли на гамма-спектрометре со сверхчистым германиевым детектором (Canberra, США), спектры анализировали с помощью программного обеспечения Genie-2000 (Canberra, США). Удельные активности радионуклидов в пробах приведены в Бк/кг сырой массы.

Подготовка проб для измерения содержания металлов проводилась, как описано ранее [2]. Концентрацию K в пробах определяли на пламенном фотометре FLAPHO-4 (Carl Zeiss, Jena). Содержание Zn и Co – на атомно-абсорбционном спектрофотометре «ААС Квант 2А».

Коэффициенты накопления рассчитывали как отношение активности радионуклида (Бк/кг) или валового содержания металла (мг/кг) в сырой биомассе консумента к

содержанию радионуклида и металла в сырой биомассе субстрата.

Результаты

Активность радионуклидов в биомассе гидробионтов

Во всех пробах биоты присутствовал природный изотоп ^{40}K , которому принадлежала максимальная удельная активность; в пробах мха регистрировался также ^7Be (Рис. 1). Из техногенных радионуклидов в пробах биоты обнаружены изотопы нейтронно-активационного происхождения (^{51}Cr , ^{54}Mn , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , $^{141,144}\text{Ce}$, $^{152,154}\text{Eu}$, ^{239}Np) и продукт ядерного распада ^{137}Cs . Самый большой перечень радионуклидов регистрировался в биомассе водного мха (Рис. 1а). В пробах мышц рыб из техногенных радионуклидов достоверно регистрировались ^{65}Zn и ^{137}Cs (Рис. 1в).

Удельная активность радионуклидов с наведенной активностью в пробах биоты снижалась в течение рассмотренного периода времени (Рис. 1а-в). Наиболее быстро снижалась активность относительно короткоживущих изотопов (^{51}Cr , ^{58}Co , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{239}Np), что можно объяснить прекращением их поступления в реку после остановки реакторного производства на ГХК. Удельная активность ^{137}Cs в биомассе гидробионтов не снижалась, наоборот, с 2011 года наблюдалось увеличение активности этого радионуклида в мышцах рыб.

Коэффициенты накопления (КН) радионуклидов и металлов гидробионтами

В трофической паре водный мох / гаммариды наиболее высокие КН получены для ^{65}Zn (2,1–8,7), КН остальных радионуклидов не превышали единицы (Рис. 2б), так же как и КН стабильных изотопов-аналогов Co и Zn. В трофических парах хариус (мышцы) / гаммариды и елец (мышцы) / гаммариды получены самые высокие величины КН для ^{40}K и его изотопа-аналога K (Рис. 2а). Величины КН других радионуклидов в этих трофических парах не превышали единицы, величины КН Zn были близки к единице. Для трофических пар щука (мышцы) / хариус (тело) и щука (мышцы) / елец (тело) получены самые высокие КН ^{137}Cs , которые возросли в 2011 г. по сравнению с 2010 г. (Рис. 2а).

Обсуждение

О накоплении элемента в биомассе гидробионта из пищевого субстрата могут свидетельствовать величины КН, превышающие единицу. Чем значительнее величина КН превышает единицу, тем выше эффективность накопления. Гидробионты могут накапливать радионуклиды, как из воды, так и из пищи, и данные потоки трудно разделить. Концентрации большинства металлов в биомассе гидробионтов р. Енисей изменяются незначительно [7]. Подобного

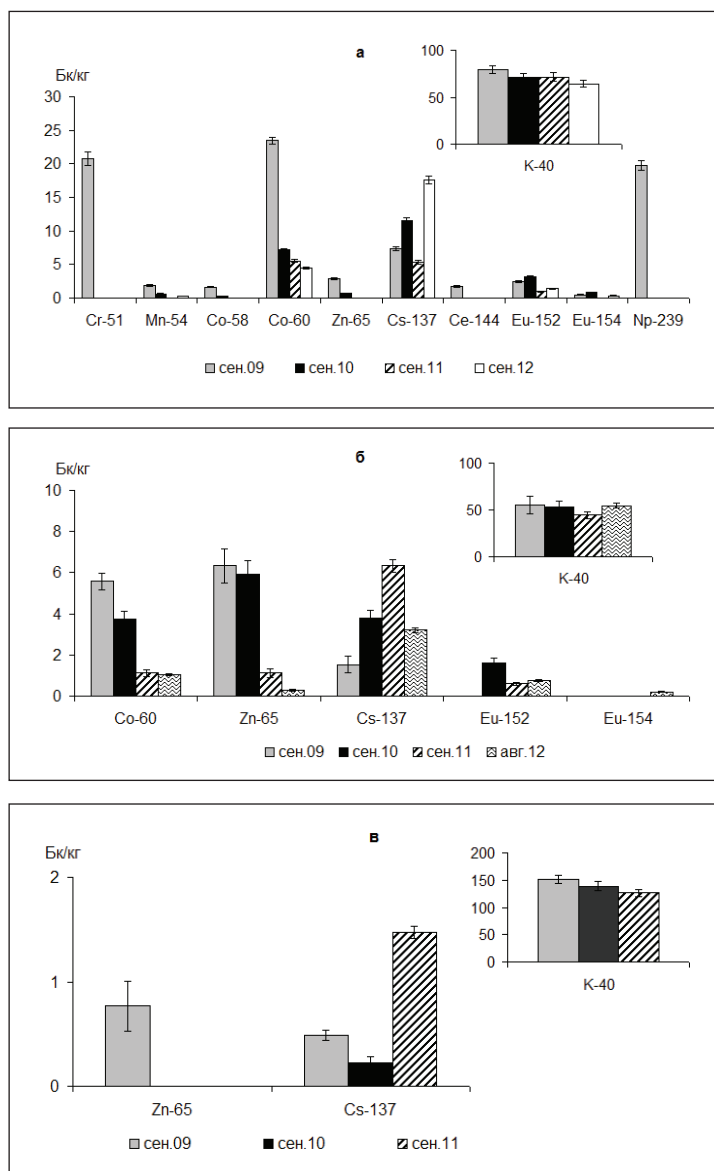


Рис. 1. Удельная активность радионуклидов в пробах сырой биомассы гидробионтов р. Енисей, отобранных в зоне радиационного загрязнения реки в 2009–2012 гг.: а – водный мох, б – гаммариды, в – хариус (мышцы)

нельзя сказать о радионуклидах. После остановки реакторного производства на ГХК содержание большинства техногенных радионуклидов с наведенной активностью в воде р. Енисей значительно снизилось [1], так же как и в гидробионтах (Рис. 1).

Из рассмотренных нами организмов, водный мох накапливает техногенные радионуклиды поверхностью фотоассимилирующих органов из воды. Через несколько месяцев после остановки реакторного завода на ГХК в пробах биомассы водного мха не обнаружено короткоживущих изотопов, которые регистрировались в пробах мха во время работы реактора [3] таких как ^{24}Na ($T_{1/2}=14,96$ ч.), ^{51}Cr ($T_{1/2}=27,8$ сут.) и др. Содержание более долгоживущих изотопов с наведенной активностью, в частности, ^{60}Co и ^{65}Zn , в пробах водного мха и других видов биоты значительно снизилось к осени 2010 года, по сравнению с аналогичным

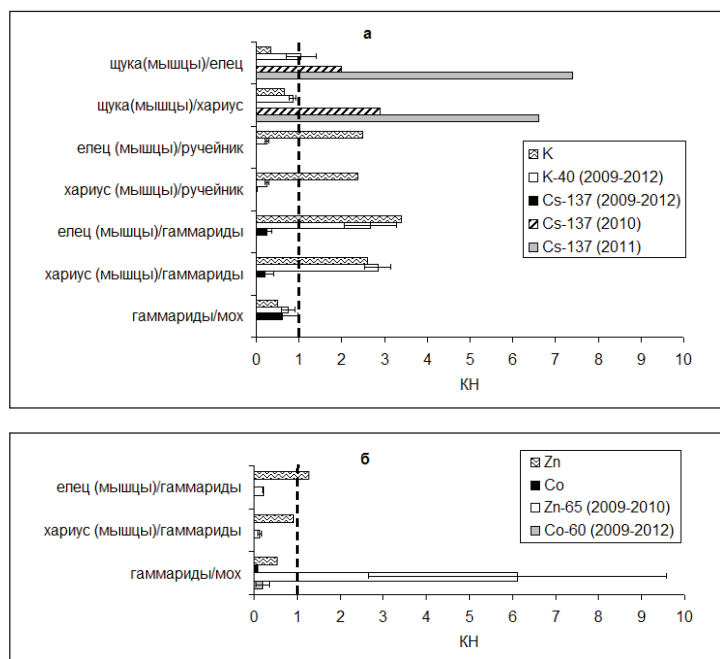


Рис. 2. Коэффициенты накопления (КН) радионуклидов, их изотопов-аналогов и элементов-аналогов гидробионтами р. Енисей в трофических парах: а – К, ⁴⁰К, ¹³⁷Cs; б – Zn, Co, ⁶⁵Zn, ⁶⁰Co. Пунктиром отмечена величина КН=1

периодом 2009 г. Накопление радионуклидов и металлов в биомассе мха из воды очень эффективно, о чем свидетельствуют величины КН, составляющие 60–120 для ¹³⁷Cs, 5 000–12 000 для ⁶⁰Co и 900–3 000 для ⁶⁵Zn [7].

Пищевым ресурсом гаммарид в р. Енисей служит, в основном, перифитон, а также эпифитон макрофитов. С помощью жирнокислотных маркеров было показано, что гаммариды, обитающие в р. Енисей, могут употреблять в пищу также биомассу водного мха [13]. Накопление ⁶⁵Zn гаммаридами из водного мха очень эффективно (Рис. 2б). Из стабильных изотопов металлов в трофической паре водный мох / гаммариды возможно эффективное накопление меди [7]. Трофический перенос других техногенных и природных радионуклидов и металлов в тела гаммарид из биомассы водного мха неэффективен.

Гаммариды и ручейники являются основными компонентами питания исследованного нами хариуса, в осенний период в рационе преобладают гаммариды [8]. Рационы питания хариуса и ельца имели сходный состав. Активности техногенных радионуклидов в мышцах этих двух видов рыб также имели близкие значения. Наши оценки КН показали, что в мышцах рыб-бентофагов возможно эффективное накопление калия из гаммарид и ручейников, а также ⁴⁰K – из гаммарид. Накопление техногенных радионуклидов в мышцах рыб-бентофагов из биомассы гаммарид неэффективно.

Щука является представителем терминального уровня трофической сети в р. Енисей, и питается, в частности, рыбами-бентофагами. Из рассмотренных нами трофических

пар р. Енисей, наиболее эффективно накопление ¹³⁷Cs в паре щука – рыбы-бентофаги (Рис. 2а). Таким образом, мы наблюдаем явление «биомагнификации» ¹³⁷Cs в верхнем звене трофической сети р. Енисей. Аналогичное явление отмечают многие авторы для пресноводных экосистем: самые высокие удельные активности ¹³⁷Cs регистрируются в тканях (мышцах) хищных видов рыб [5, 9].

Предположение об аналогичности поведения радиоактивных и стабильных изотопов в экосистеме основано на их химическом сходстве. В рассмотренных нами трофических парах эффективности накопления изотопов-аналогов калия и ⁴⁰K сравнимы по величине. Накопление других изотопов-аналогов значительно различается. Калий и цезий рассматриваются в радиоэкологии как элементы-аналоги [12]. Наши оценки показали, что значительная доля активности (до 70 %) ⁴⁰K и ¹³⁷Cs, зарегистрированной в телах хариусов, находится в мышцах [6, 16]. Близкие величины приводятся для разных видов пресноводных рыб другими авторами [4, 15]. Таким образом, цезий распределяется в организме рыб так же, как его аналог калий. Однако КН ¹³⁷Cs в мышцах рыб-бентофагов из зообентоса и в мышцах щуки из тел рыб-бентофагов р. Енисей была значительно меньше, чем ⁴⁰K и К. Известно, что эффективность накопления элементов-аналогов определяется биодоступностью макроэлемента-аналога в среде [15]. На основе анализа рыб из разных пресноводных экосистем установлено, что накопление ¹³⁷Cs пресноводными рыбами отрицательно коррелирует с концентрацией K⁺ в окружающей среде [14]. Очевидно, что концентрация биодоступного для рыб-бентофагов калия в р. Енисей значительно превышает концентрацию цезия.

Заключение

Сравнительный анализ удельных активностей радионуклидов в компонентах трофических сетей р. Енисей, показал, что наиболее эффективное накопление ¹³⁷Cs возможно в верхнем звене трофической сети: в мышцах щуки из тел ельцов и хариусов, что свидетельствует о биомагнификации этого радионуклида. Накопление других техногенных радионуклидов исследованными представителями ихтиофауны р. Енисей из рассмотренных пищевых объектов неэффективно. Эффективное накопление ⁴⁰K возможно в мышцах и телах рыб-бентофагов из гаммарид.

Сравнение КН стабильных и радиоактивных изотопов показало, что в исследованных трофических парах, за исключением ручейника, эффективность накопления совпадает только для пары изотопов-аналогов К и ⁴⁰K. Эффективность накопления изотопов элементов-аналогов ⁴⁰K и ¹³⁷Cs в исследованных трофических парах не подчинялась аналоговому механизму.

Литература

1. Александрова Ю.В., Болсуновский А.Я. Радионуклиды в воде р. Енисей. В: С.В. Куркатов и др. (Ред.) Радиоэкология XXI века: материалы Международной научно-практической конференции, Красноярск, 14–16 мая 2012 г. – Красноярск: СФУ, 2012. – С.190–194.
2. Анищенко О.В., Гладышев М.И., Кравчук Е.С. и др. Распределение и миграция металлов в трофических цепях экосистемы реки Енисей в районе г. Красноярска. // Водные ресурсы. 2009. – №36(5). – С.623–632.
3. Болсуновский А.Я., Суковатый А.Г. Радиоактивное загрязнение водных организмов реки Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2004. – №44(3). – С.361–366.
4. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б. и др. Динамика содержания и распределение основных дозообразующих радионуклидов у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС. // Гидробиол. журн. 2008. – №44(3). – С.95–113.
5. Зарубин О.Л., Малюк И.А., Костюк В.А. Особенности содержания ^{137}Cs у различных видов рыб Каневского водохранилища на современном этапе. Гидробиол. журн. 2009. – №45(5). – С.110–116.
6. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Болсуновский А.Я. Радионуклиды в хариусе сибирском на радиационно-загрязненном участке среднего течения р. Енисей. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2012. – №52(3). – С.305–311.
7. Зотина Т.А., Трофимова Е.А., Болсуновский А.Я. и др. Эффективность трофического переноса радиоактивных и стабильных изотопов металлов к рыбам-бентофагам р. Енисей. // Journal of Siberian Federal University. Biology. 2013. Vol. 6, №1. (в печати).
8. Зуев И.В., Семенова Е.М., Шулепина С.П. и др. Питание хариуса *Tymallus sp.* в среднем течении р. Енисей. // Journal of Siberian Federal University, Biology. 2011. – №4(3). – С.281–292.
9. Полякова Н.И., Пельгунова Л.А., Рязцев И.А. и др. Динамика накопления ^{137}Cs и ^{40}K в тканях промысловых видов рыб рек Тобол и Иртыш в 1995–2007 гг. // Радиационная биология. Радиоэкология. 2009. – №49(6). – С.721–728.
10. Трофимова Е.А., Зотина Т.А., Болсуновский А.Я. Оценка переноса техногенных радионуклидов в трофических сетях реки Енисей. // Сиб. Экол. Журн. 2012. – №4. – С.497–504.
11. Bolsunovsky A., Bondareva L. Actinides and other radionuclides in sediments and submerged plants of the Yenisei River. // J. Alloy. Compd. 2007. – 444–445: 495–499.
12. IAEA (International Atomic Energy Authority) Quantification of radionuclide transfer in terrestrial and freshwater environments for radioecological assessments. TECDOC-1616. 2009. Vienna: IAEA. – 622 p.
13. Kalachova G.S., Gladyshev M.I., Sushchik N.N., et al. Water moss as a food item of the zoobenthos in the Yenisei River. // Cent. Eur. J. Biol. 2011. – №6(2). – С.236–245.
14. Rowan D.J., Rasmussen J.B. Bioaccumulation of radiocesium by fish – the influence of physicochemical factors and trophic structure. // Can. J. Fish Aquat. 1994. – Sci. 51 (11). – P.2388–2410.
15. Yankovich T.L. Mass balance approach to estimating radionuclide loads and concentrations in edible fish tissues using stable analogues. // J. Environ. Radioactiv. 2009. – №100. – P.795–801.
16. Zotina T.A., Trofimova E.A., Bolsunovsky A.Ya. Artificial radionuclides in fish fauna of the Yenisei River in the vicinity of the Mining-and-Chemical Combine (Siberia, Russia). // Radioprotection. 2011. – №46(6). – P.75–78.

НОВЫЕ ДАННЫЕ ОБ УРАН-ИЗОТОПНОМ СОСТАВЕ ВОД БАРЕНЦЕВА МОРЯ

С.Б. Зыков, Г.П. Киселев, Е.Н. Зыкова

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

NEW DATA IN A URANIUM-ISOTOPE COMPOSITION OF WATERS OF THE BARENTS SEA

S.B. Zykov, G.P. Kiselyov, E.N. Zykova

Institute of ecological problems of the North of Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, kiselevgp@yandex.ru

Abstract. Experimental works are carried out to define uranium isotopes during the voyage on the route "Professor Molchanov" from June 1 to July 10, 2012. It shows that the Nordkapsky current has waters with a great excess of uranium-234 that is not characteristic for waters of the World Ocean. The abnormal zone of uranium-234 excess is established in the joint of the Novozemelsky current and the current from the Arctic Ocean.

С 1 июня по 10 июля 2012 году была организована морская научно-исследовательская экспедиция в Белое и Баренцево моря на НИС «Профессор Молчанов». В состав экспедиции вошли сотрудники лаборатории экологической радиологии ИЭПС УрО РАН С.Б. Зыков и С.В. Дружинин с задачей провести радиологические исследования в донных осадках, морской воде и атмосфере Белого и Баренцева морей. Для оперативной оценки на борт НИС «Профессор Молчанов» были установлены гамма-спектрометр «Прогресс-2000» и фильтрующая установка для отбора аэрозолей на фильтры Петрянова-Соколова, а так же на борту была организована радиохимическая пробоподго-

товка воды для уран-изотопных исследований. В составе общих исследований сотрудники лаборатории экологической радиологии отбирали пробы донных отложений, морской воды, морских водорослей и после их сушки непосредственно на НИС производили частичные замеры на гамма-спектрометре «Прогресс-2000». Ниже приводятся результаты исследования уран-изотопного состава вод Баренцева моря.

Методика исследований

Пробы воды в объеме 20 л отбирались с поверхности моря на станциях рейса (рис. 1). Привязка станций

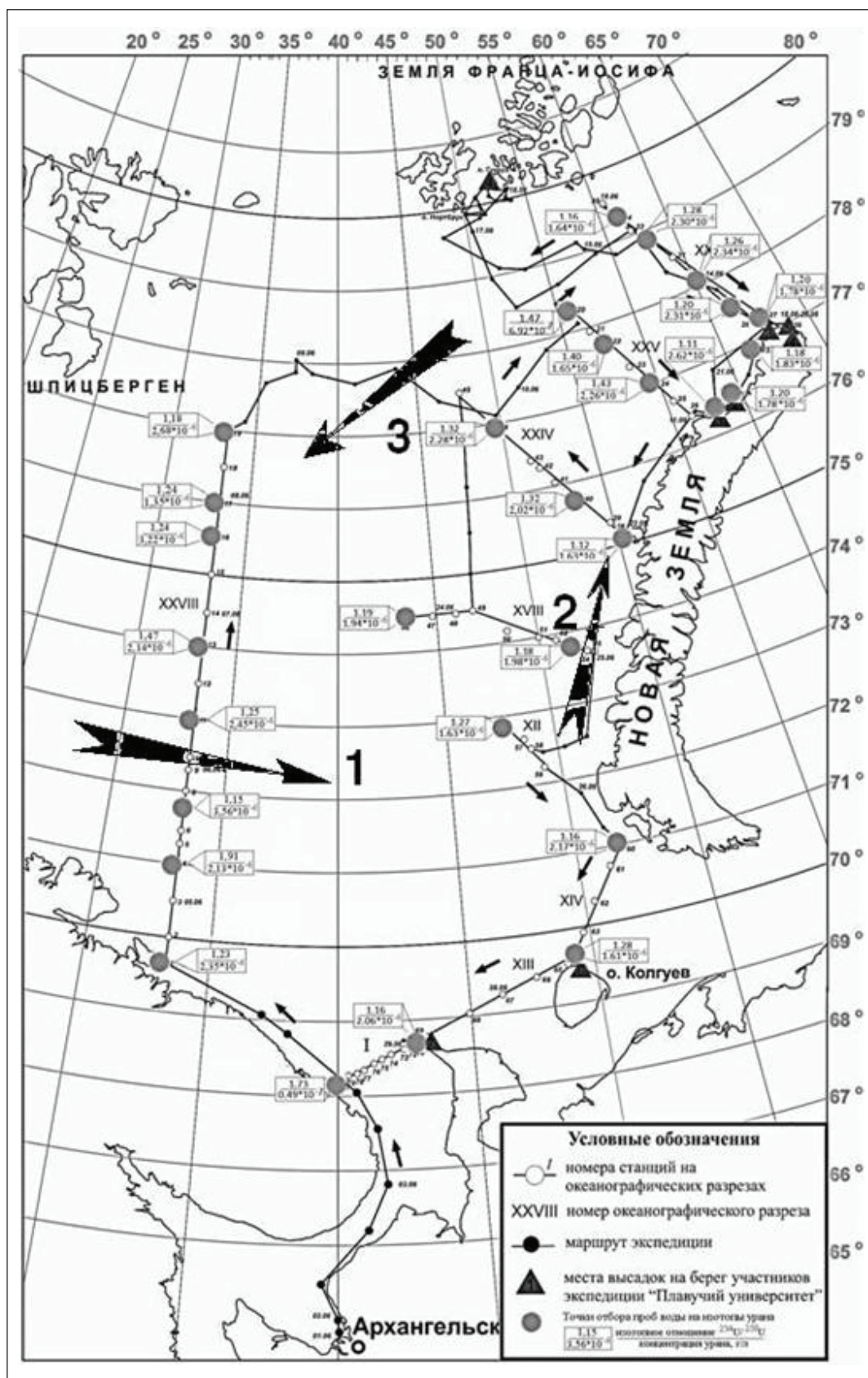


Рис. 1. Маршрут рейса «профессор Молчанов» 1 июня – 10 июля 2012 года и результаты уран-изотопных исследований вод Баренцева моря. Стрелками показаны оси течений: 1 – Нордкапского; 2 – Новоземельской ветви Нордкапского течения; 3 – обратного течения из Северного Ледовитого океана

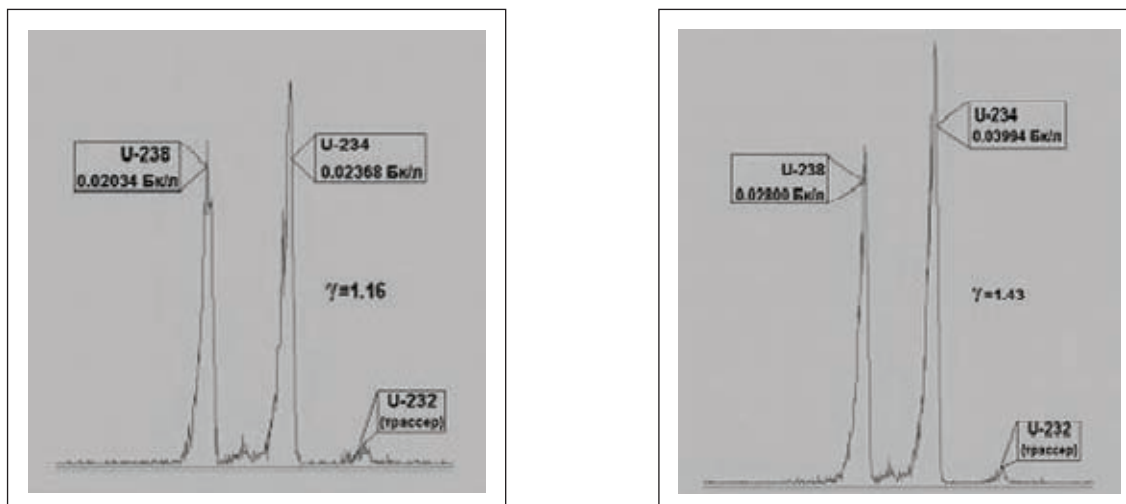


Рис. 2. Примеры спектров изотопов урана из морской воды, полученные на полупроводниковом альфа-спектрометре «Прогресс 320»

осуществлялась бортовыми навигаторами. В рейсе вода подкислялась до $\text{pH}=4$, в пробу добавлялся трассер из урана-232, уран осаждался на активированный уголь (БАУ), проба отстаивалась до полного осаждения угля. Уголь отфильтровывался и доставлялся в лабораторию. Уголь первоначально прокаливался. Из прокаленной части уран выделялся по методиками ВИМСа и осаждался на металлическую подложку. Выход урана рассчитывался по выходу урана-232 и составлял от 10 до 30 %. Подложка с нанесенными изотопами урана в виде тонкой пленки измерялась на полупроводниковом альфа-спектрометре. Для примера на рисунке 2 приведены спектры изотопов урана по двум станциям.

По спектрам альфа-спектрометра вычислялись активности изотопов урана, рассчитывались изотопное отношение урана-234 к урану-238 с погрешностью не хуже 2 % и концентрация урана-238 с погрешностью не хуже 10 % в г/л

Результаты исследований

На рисунке 1 приведены данные о уран-изотопном отношении урана-234 к урану-238 и концентрация урана в морских водах Баренцева моря. Концентрация урана в воде моря составляет от $0,49 \times 10^{-7}$ – $3,56 \times 10^{-6}$. Изотопное отношение урана-234 к урану-238 в морской воде изменяется от $1,11 \pm 0,02$ до $1,91 \pm 0,02$.

Обсуждение результатов исследования

Из литературных источников [1–10] известно, что для морских вод мирового океана в среднем концентрация урана составляет $n \times 10^{-7}$ – $n \times 10^{-6}$ г/л, а изотопное отношение урана-234 к урану-238 составляет 1,14–1,17. Рейс «профессор Молчанов» проходил через Нордкапское течение и его Новоземельскую ветвь. В этой связи представляет интерес определение изотопного состава урана как трассера различных вод, формирующихся в Баренцевом море в результате морских течений и их взаимодействия с континентальными водами. Установлено, что в Нордкапском

течении встречаются воды с аномально высоким (для морской воды) уран-изотопным отношением по активности $\gamma = {}^{234}\text{U}/{}^{238}\text{U} = 1,91$. Воды с таким параметром распространены на континентах. Мы предполагаем, что Нордкапское течение при своем движении захватывает континентальные воды со Скандинавского полуострова и переносит их на большие расстояния. Судя по уран-изотопному составу, воды Нордкапского течения имеют сложную структуру. Более равномерно по изотопному составу распределены воды в Новоземельской ветви, где γ изменяется от 1,12 до 1,20, что близко к значениям в мировом океане. В течении из Северного Ледовитого океана γ изменяется от 1,16 до 1,32. При этом, в районе встречи течения Новоземельской ветви и течения из Ледовитого океана сформировалась аномальная зона вод с γ от 1,32 до 1,43, наблюдаемая по шести станциям. Наиболее простое объяснение этой аномалии – подъем донных подземных вод в вихре, образованном при столкновении двух течений. Вдоль побережья Новой Земли не наблюдается примесей континентальных вод, что справедливо, так как в период проведения морской экспедиции интенсивного таяния снега на Новой Земле не было. На последней станции, в прибрежной зоне Кольского полуострова наблюдается вода с концентрацией урана $0,49 \times 10^{-7}$ г/л и аномальным для морской воды отношением $\gamma = 1,78$. Это очевидно влияние талых вод с Кольского полуострова.

Краткое заключение

Исследование генезиса морских вод является актуальной проблемой. Изменение структуры воды особенно сказывается на подводном мореплавании. Для этих целей есть ряд методов, применяемых в физике морей. Полученные нами данные показывают, что изотопы урана могут существенно способствовать решению задач генезиса морских вод, а так же могут способствовать решению задач распространения и переноса загрязняющих веществ в морских пространствах.

Литература

1. Батурич 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.
2. Батурич Г.Н., Коченов А.В., Ковалева С.А. Некоторые особенности распределения урана в водах Черного моря // *ДАН СССР*, 1966. – №3. – С.698–700.
3. Гольберг Э.Д., Коиде М. Вопросы геохимии и геохронологии океана / Под ред. В.М. Вдовенко. – М.: Мир, 1965. – С.130–141.
4. Киселев Г.П. Изотопы урана в геосфере. – Екатеринбург: УрО РАН, 1999. – 220 с.
5. 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.
6. Шведов В.П., Патин С.А. Радиоактивность океанов и морей. – М.: Атомиздат, 1968. – 287 с.
7. Chen J.H., Edvards R.I. and Wasserburg G.J. ^{238}U - ^{234}U and ^{232}Th in seawater // *Earth Planet. Sci. Lett.* 1986. – V.80. – P.241–251.
8. Edvards R.L., Chen J.H., Wasserburg G.J. ^{238}U - ^{230}Th - ^{232}Th systematics and the precise measurement of time over the past 500 000 years // *Earth Planet. Sci. Lett.* 1987. – V.81. – P.465–475.
9. Koide M., Golberg E. Uranium-234/Uranium-238 ratio in sea water // *Progr. Oceanography*. 1965. – V.3. – P.173.
10. Miyke Y., Sugimura J., Uchida T. Ratio $\text{U}^{234}/\text{U}^{238}$ and the uranium concentration in sea water in western north Pacific // *J.Geophys. Res.*, 1966. – V.71. – P.3083.

УРАН В ОСАДОЧНЫХ ПОРОДАХ НИЖНЕМЕЛОВЫХ ОТЛОЖЕНИЙ НЕФТЯНОГО МЕСТОРОЖДЕНИЯ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

О.А. Иванова¹, Н.Л. Падалко², Е.И. Бочаров³

¹ТФ ФГУП «СНИИГГиМС», Томск, Россия, IvanovaOA@tf-sniiggims.ru

²ТФ ФГУП «СНИИГГиМС», Томск, Россия, Padalko@tf-sniiggims.ru

³ТФ ФГУП «СНИИГГиМС», Томск, Россия, BocharovEI@tf-sniiggims.ru

URANIUM IN SEDIMENTS OF THE LOWER CRETACEOUS DEPOSITS OF THE OIL FIELD OF WEST SIBERIA

O.A. Ivanova, N.L. Padalko, E.I. Bocharov

TF FGUP «SNIIGGIMS»

Abstract. The variations of contents of uranium and isotopic composition of carbon and oxygen from the lower Cretaceous deposits of the oil fields of West Siberia in relation to the sedimental and postsedimental conditions of the formation of the sedimentary rocks are described.

Поисково-разведочные работы на нефть и газ на современном этапе имеют трудности в связи с необходимостью освоения глубокозалегающих горизонтов, сложно построенных структур осадочного чехла и углеводородных систем.

Применение относительно недорогих геохимических методов при прогнозе, поисках, разведке и разработке месторождений нефти и газа существенно повышает эффективность работ на всех этапах.

В основе геохимических методов поисков нефти и газа лежит представление о субвертикальной миграции углеводородов (УВ) из залежи к поверхности Земли (по Н.Б. Вассоевичу). В становление этой теории, наряду с исследованиями других стран, огромный вклад внесли известные российские ученые: Н.Б. Вассоевич, В.А. Успенский, В.А. Соколов, О.А. Радченко, В.В. Вебер, К.Ф. Родионова, М.К. Калинин, С.Г. Неручев, А.Э. Конторович, Е.С. Ларская и многие другие.

Геохимия урана осадочных и метаморфических пород исследована в настоящее время наиболее полно [1, 2, 3]. Уран может быть определен в породах с более низким пределом обнаружения и большей точностью по сравнению с другими геохимически информативными элементами. Уран принимает активное участие в процессах органического синтеза, имеет высокую миграционную способность

и весьма чувствителен к меняющемуся режиму Eh флюидной системы нефтегазоносных отложений [1, 2, 3, 4]. Это позволяет выявить тонкие закономерности постседиментационных преобразований осадочных пород; выделить в разрезах осадочных бассейнов нефтематеринские породы и определить их нефтегенерационный потенциал; оценить перспективы нефтегазоносности территорий, вскрытых глубоким бурением, с позиций флюидодинамической концепции формирования месторождений нефти и газа.

Были проведены исследования 114 образцов кернa из нижнемеловых отложений (алымской, киялинской свит) разрезов скважин месторождения нефти, расположенного в Каймысовской НГО.

Нейтронно-активационный анализ образцов кернa проводился в ЛПЯГ ТФ ФГУП «СНИИГГиМС» на базе исследовательского ядерного реактора научно-исследовательского института ядерной физики (НИИЯФ, ТПУ). Изотопные исследования проводились в аккредитованной лаборатории изотопных методов ТФ ФГУП «СНИИГГиМС» на масс-спектрометре Delta-Advantage, погрешность анализов, с учетом химической подготовки, не превышает $\pm 0,5\%$ [5].

Алымская свита (K_1) представлена преимущественно песчано-алевритовым литологическим составом (рис. 1а). Окраска пород серая, светлая, единичные прослойки имеют пестроцветный состав.

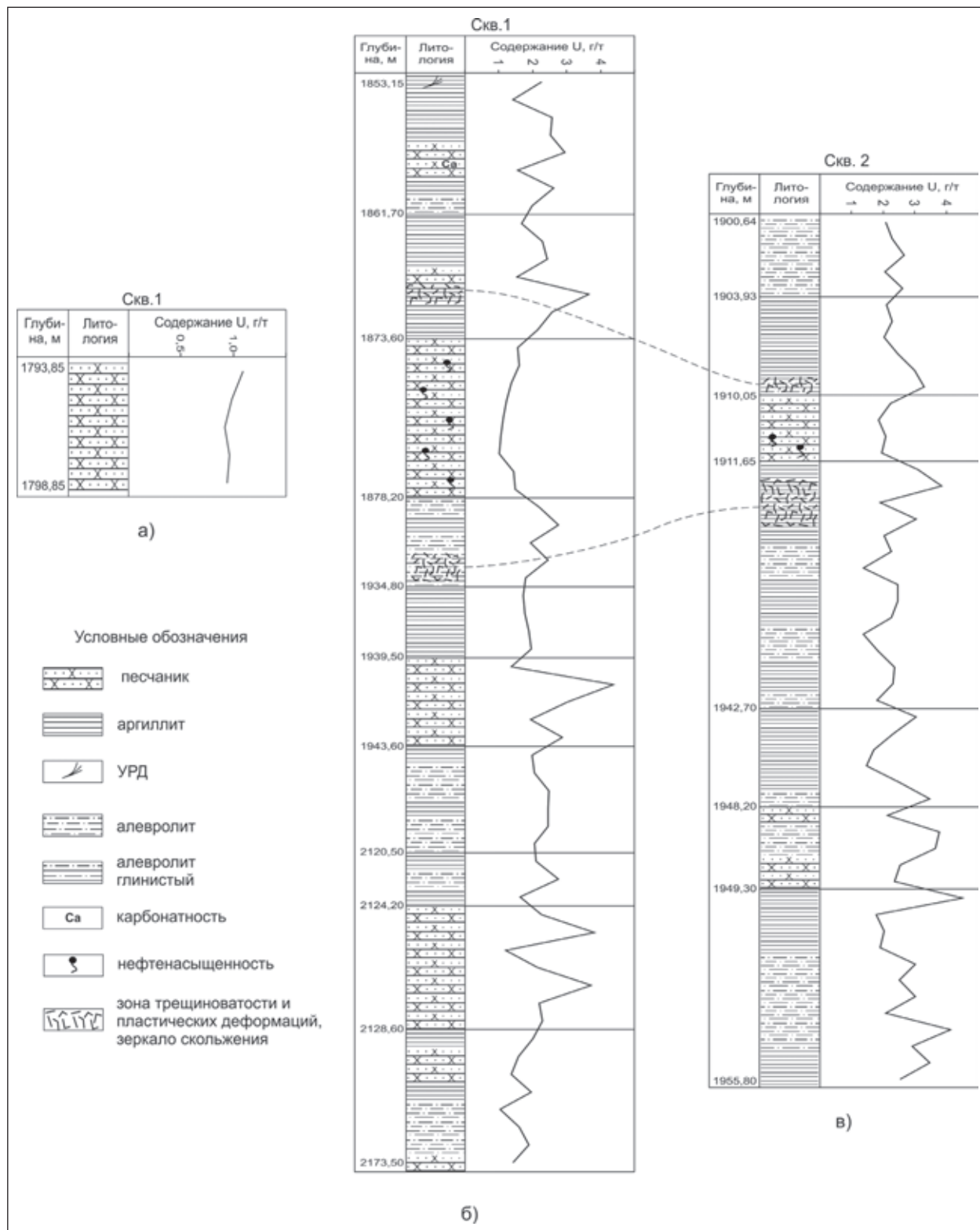


Рис. 1. Схематический разрез: а) алымская свита скв.1, б) киялинская свита скв. 1, в) киялинская свита скв. 2

Песчаники мелкозернистые олигомиктовые и полимиктовые с примесью алевритового материала, как правило, хорошо отсортированные и с небольшим количеством цемента, в основном мелкопористые. К формированию дополнительного пустотного пространства в объеме пластового тела, в результате чего изменяется пористость, проницаемость и плотность, приводит гидролитическое разложение и перераспределение вещества, вследствие эпигенетических процессов вода – порода [2].

Содержания урана в породах свиты приведены в табл. 1 и имеют невысокие значения, в среднем равные 0,98 г/т (средние содержания урана в песчаниках и алевролитах континентальной коры 2,9 г/т [3]).

В распределении урана в терригенных осадках важнейшую роль играет органическое вещество (ОВ). Обязательное условие для накопления урана органическим веществом – восстановительная обстановка, возникающая в результате окисления органики при затрудненном доступе воздуха (застойные водоемы). Очень важен состав органического вещества. С повышением степени углефикации растительных остатков восстановительные свойства ослабевают, что влияет на содержания урана [1, 4]. Также, породы данной свиты несут следы водонасыщения, в связи с чем, уран мог вымываться растворами.

По данным изотопного анализа в пробе песчаника (гл. 1798,8 м) ОВ значительно обогащено тяжелым изотопом углерода (табл. 2), соответствующего преимущественно гумусовому типу, образованному за счет вклада высшей растительности, не исключен вклад изотопно тяжелой угольной составляющей. Значение изотопного коэффициента $K_i = 0,293$ не указывает на наличие вторичных изменений, карбонатная составляющая по изотопным данным формировалась в условиях континента, из опресненной воды ($\delta^{18}\text{O} = 17,9\text{‰}$), возможно, в поймах рек, с привносом высшей растительности, при участии некоторой доли изотопно легкой биогенной углекислоты ($\delta^{13}\text{C} = -5,3\text{‰}$).

Киялинская свита K1 представлена переслаиванием алевролитов, песчаников и аргиллитов (рис. 1б).

Песчаники и алевролиты полимиктовые, глинистые, известковистые. Текстуры слоистые за счет углисто-слюдистых намывов и слоёв глинисто-слюдистого материала.

Аргиллиты киялинской свиты, имеют различия в условиях формирования, что подтверждается и данными изотопного анализа (табл. 2).

Так, аргиллит бурый (интервал 1870,0–1872,0 м скв. 1, рис. 1б) по изотопному составу соответствует гумусовому типу ОВ (табл. 2), в формировании которого участвовала высшая растительность. Среднее содержание урана 3,11 г/т (табл. 1), повышенное по сравнению с другими интервалами разреза скв. 1, аналогичный интервал 1909,5 м скв. 2 (рис. 1в).

Аргиллиты буровато-коричневые (интервал 2120,5–2123,3 м, рис. 1, битуминозный, табл. 2), с учетом сапропелево-гумусового типа ОВ, вероятно формировались в мелководных прибрежно-морских условиях, ближе к морю, возможно в лагунах с несколько опресненной водой. Среднее содержание урана 1,8 г/т.

Особый интерес представляет интервал 1873,1–1877,5

м скв. 1 (рис. 1б), в котором в пробах зафиксировано очень легкое ОВ, значения $\delta^{13}\text{C} = -31,2 \div -32,4\text{‰}$, соответствуют сапропелевому типу (табл. 2).

Данный интервал представлен песчаником серовато-коричневого цвета, полимиктовым, однородным, с признаками нефтенасыщения. Под люминесцентным микроскопом наблюдается пятнистое распределение битумов с коричневой, темно-коричневой люминесценцией, выполняющих поровое и межзерновое пространство, единичные поры имеют ярко-голубую люминесценцию. Горизонт контролируется прослойкой аргиллита.

Содержания урана в данном интервале имеют низкие значения (1,3 г/т, табл. 1). Пониженные содержания урана для песчаников, связываются с хорошими коллекторскими свойствами горизонта, обусловленными разуплотнением цементирующего материала, наличием порового пространства. Механизм образования дополнительного порового пространства в осадочной породе, как правило, связан с реакционным воздействием агрессивных растворов, способствующих разложению и выносу компонентов.

Это согласуется с данными изотопных исследований. Изотопно легкое сапропелевое ОВ и карбонатные составляющие четырех проб песчаников значительно обогащены легкими изотопами углерода ($\delta^{13}\text{C} = -8,2 \div -10,2\text{‰}$) при незначительно облегченном изотопном составе кислорода ($\delta^{18}\text{O} = 18,6 \div 16,1\text{‰}$). Повышенные значения изотопного коэффициента $K_i = \delta^{13}\text{C} / \delta^{18}\text{O} = 0,46 - 0,63$ свидетельствуют о значительных вторичных изменениях.

На глубинах 1870,1 м (верхний горизонт свиты скв. 1, рис. 1б) и 1932,5–1933,3 м (нижние горизонты свиты скв. 1, рис. 1б) выявлена зона трещиноватости и тектонических деформаций, с несколько повышенными содержаниями урана. Органическое вещество в пробах из этой части свиты близко между собой по изотопному составу углерода, обогащено легкими изотопами углерода, соответствующих смешанному, преимущественно сапропелевому типу, хотя и некоторый вклад гумусового ОВ наблюдается (табл. 2). Аналогичные породы прослеживаются в скв. 2 на глубине 1909,05 м, и в интервале 1912,0–1914,0 м, в которых также фиксируются несколько повышенные значения урана (рис. 1в).

Данные интервалы приурочены к зоне тектонических дислокаций, в результате чего в породах наблюдается трещиноватость, зеркала скольжения и перематость, обнаруженные в процессе изучения кернового материала. Открытие системы является своего рода геохимическим барьером для урана [1, 2]. В разрезе скв. 1 и скв. 2. эти горизонты являются кровлей и подошвой интервалов нефтенасыщения в песчаниках.

Видимой связи обогащения углеводородами горизонта песчаников с зонами тектонических деформаций, которые могли бы играть роль миграционных путей, не фиксируется. Можно предположить, в данном случае, что структурные особенности геологического разреза месторождения играют контролируемую роль, а углеводороды исследуемых скважин связаны с углеводородными залежами, которые есть в других скважинах этой площади, что связано, по-видимому, с процессами латеральной миграции.

Неравномерное накопление урана наблюдается в других песчаных и алевроитовых отложениях свиты (глубины: 1857,6–1858,5 м, 1939–1943 м, 2124–2173 м, рис. 16), не насыщенных углеводородами. Наиболее вероятно, что концентраторами урана, в данном случае, является не органическое вещество, а минеральные компоненты песчанников.

По изотопным данным ($K_1 = 0,21–0,31$) карбонатные составляющие в 2-х пробах из песчаных отложений (1857,6 м и 1858,5 м) не имеют значительных вторичных изменений (табл. 2).

Формирование осадочных отложений алымской и киялинской свит происходило в режимах прибрежно-морского и континентального осадконакопления [6]. Вариации

концентраций урана в исследуемом разрезе отражает состав терригенных отложений и условия их формирования. Постседиментационное перераспределение и локальное концентрирование химических элементов в процессах преобразования осадков играют немаловажную роль в формировании современной геохимической характеристики осадочных пород. Изучение распределения содержания урана в литологическом разрезе скважин выявило, что наблюдаемые различия зависят от ряда факторов, таких как состав пород, смена окислительно-восстановительного потенциала обстановок осадконакопления, процессами изменения текстурно-структурных характеристик пород, связанных с тектоническими дислокациями.

Таблица 1. Средние содержания урана в породах алымской и киялинской свит скв. 1 и скв. 2

Свита	Интервал, м	Порода	Скв. 1		Интервал, м	Скв. 2	
			Кол-во обр.	Среднее содержание U, г/т		Кол-во обр.	Среднее содержание U, г/т
Алымская	1793,8–1798,8	песчаник	5	0,98			
Киялинская	1857,6–1858,5	песчаник кварцевый	2	2,26			
Киялинская	1870,0–1872,0	аргиллит бурый	2	3,11	1909,05	1	3,30
Киялинская	1873,6–1877,5	песчаники полимиктовые	8	1,30	1910,0–1911,6	4	2,03
Киялинская	1932,5–1933,3	глинисто-алевритовая порода	2	2,13	1912,6–1914,6	3	2,93
Киялинская	1939,5–1943,6	песчаник олигомиктовый	5	2,73			
Киялинская	2120,5–2123,3	аргиллит буровато-коричневый	2	1,87			
Киялинская	2124,2–2173,5	песчаники и алевролиты	15	2,03			

Таблица 2. Изотопный состав углерода и кислорода карбонатной составляющей, углерода ОБ нижнемеловых отложений скв. 1

Глубина, м	Порода	Содержание урана г/т	ОВ, тип $\delta^{13}\text{C}$, ‰	Карбонат. составл., ‰		K_1
				$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{18}\text{O}$	
Алымская свита						
1798,85	песчаник светло-серый, мелкозернистый, олигомиктовый	0,94	-23,7Г	-5,3	17,9	0,2961
Киялинская свита						
1857,65	песчаник белый тонкозернистый	2,95	-25,6Г	-5,9	18,8	0,31383
1858,50	песчаник белый тонкозернистый	1,57	-27,9СГ	-5,4	18,6	0,29032
1870,10	аргиллит бурый из зоны трещиноватости	3,65	-27,4	-8,2	17,9	0,4581
1873,90	песчаник серый, полимиктовый, тонкозернистый	1,61	-31,2С	-9,4	18,3	0,51366
1874,60	песчаник светло-коричневый	1,23	-32,4С	-10,2	16,1	0,63354
1877,50	песчаник светло-коричневый	1,44	-31,6С	-10,0	18,6	0,53763
1932,50	глинисто-алевритовые породы зоны тектонической деформации	2,45	-27,6СГ	-5,6	18,9	0,2963
1933,30	глинисто-алевритовые породы зоны тектонической деформации	1,8	-27,8СГ	-5,4	18,6	0,29032
2120,50	аргиллит буровато-коричневый	2,09	-21,9	-4,8	18,2	0,26374
2123,35	аргиллит буровато-коричневый	1,64	-22,4	-3,9	18,6	0,20968

Литература

1. Титаева Н.А. Геохимия природных радиоактивных рядов распада / – М.: ГЕОС, 2005. – 226 с.
2. Лебедев Б.А. Геохимия эпигенетических процессов в осадочных бассейнах. – Л.: Недра, 1992. – 239 с.
3. Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л.: Недра, 1974. – 231 с.
4. Супруненко О.И., Тугарова М.А. Геохимия нафтидов: Учеб. пособие. – СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та. 2002. – 100 с.
5. С.И. Голышев. Стабильные изотопы в нефтегазовой геологии. – Новосибирск: СНИИГГиМС, 2010. – 269 с.
6. Даненберг Е.Е., Белозеров В.Б., Брылина Н.А. Геологическое строение и нефтегазоносность верхнеюрско-нижнемеловых отложений юго-востока Западно-Сибирской плиты (Томская область). – Томск: Изд-во ТПУ, 2006. – 291 с.

ОСОБЕННОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ УРАНА В ТЕРРИГЕННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОЙ ЧАСТИ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ

Е.Р. Исаева, Н.Ф. Столбова, Ю.М. Столбов

Томский политехнический университет

PECULIARITIES OF URANIUM DISTRIBUTION IN TERRIGENOUS DEPOSITS OF THE NORTH EAST PART OF WESTERN SIBERIA

E.R. Isaeva, N.F. Stolbova, Y.M. Stolbov

Tomsk polytechnic university

Abstract. The article presents the research results of peculiarities of uranium distribution in the jurassic and cretaceous deposits of the northeast part of Western Siberia. Also results of lithologo-petrographic, bituminological researches of core and slime of deep wells are presented in this article. It is revealed that the increased concentrations of uranium and singenetic bitumoids are related with formations of the top jurassic. Low contents of uranium in the cretaceous deposits can be caused by a migration of fluids.

В северо-восточной части Западной Сибири на территории Пуртазовской нефтегазоносной области недавно было открыто Ванкорское месторождение. Его ежегодная добыча нефти составляет около 5 % объемов годовой нефтедобычи в России [5]. Поэтому очевидна необходимость изучения этой перспективной территории.

В данной статье изложены результаты изучения материалов комплексных литолого-петрографических, лито-геохимических, битуминологических исследований керна и шлама глубоких скважин, пробуренных на территории северо-восточной части Западной Сибири. Рассмотрены литолого-геохимические особенности отложений и их эпигенетические преобразования в разрезах двенадцати глубоких скважин: Хикиглинская-1, Северо-Ванкорская-1, Ванкорская-11, Восточно-Лодочная-1, Западно-Лодочная-1, Яковлевская-2, Полярная-1, Ичимминская-1, Ячиндинская-1, Байкаловская-1, Северо-Туколандская, Туколандо-Вадинская-320.

Литологические и стратиграфические исследования показали, что вскрытые скважинами разрезы представлены юрско-меловыми отложениями. В них выделены следующие свиты: танамская K_2^{tn} , салпадаяхинская K_2^{sl} , насоновская K_2^{ns} , дорожковская K_2^{dr} , долганская K_2^{dl} ; яковлевская K_2^{jak} , малохетская K_1^{mch} , суходудинская K_1^{sd} , нижнехетская K_1^{nch} , яновстанская $J_3-K_1^{jan}$, сиговская J_3^{sg} , точинская J_2^{tch} , малышевская J_2^{ml} , леонтьевская J_2^{ln} и вымская J_2^{vm} .

При проведении литогеохимических исследований осадочных бассейнов многие исследователи отмечали, что проявления положительных радиоактивных аномалий, как правило, связаны с ОВ [1, 2, 3, 4, 9]. Изучение нефтема-

теринских отложений Западной Сибири показало высокую степень корреляционной связи урана с битуминозностью [6].

Битуминозность юрско-меловых отложений исследуемой территории изучалась с использованием метода люминесцентной микроскопии. Используемый метод позволил в комплексе с результатами литолого-петрографических и литогеохимических исследований установить тип, состав и распределение ОВ, а также битумоидов в породах. Это позволило выявить нефтегазоматеринские породы в исследуемых разрезах. Ниже приведена характеристика битуминозности и ураноносности отложений по свитам.

Отложения свит верхнего мела: танамской, салпадаяхинской, насоновской и дорожковской, за исключением долганской, в основном представлены слабо литифицированными глинистыми породами.

Яновстанская свита, находящаяся на границе нижнего мела и верхней юры, представлена аргиллитами с редкими прослоями обломочных пород. Повышенные содержания урана (превышающие кларковые значения концентраций урана по данным Смылова [7], для соответствующих разновидностей пород), а также высокие содержания Сорг характерны для образцов пород этой свите. Следует отметить, что величины концентраций урана в породах яновстанской свиты по всем скважинам меняются в значительных пределах (от $2,5 \times 10^{-4} \%$ до $8,94 \times 10^{-4} \%$), в некоторых интервалах разреза концентрации урана в породах повышенные. Они образуют литогеохимическую аномалию с концентрациями урана, достигающими величин от 4,97 до $8,94 \times 10^{-4} \%$. Такое накопление урана возможно только в

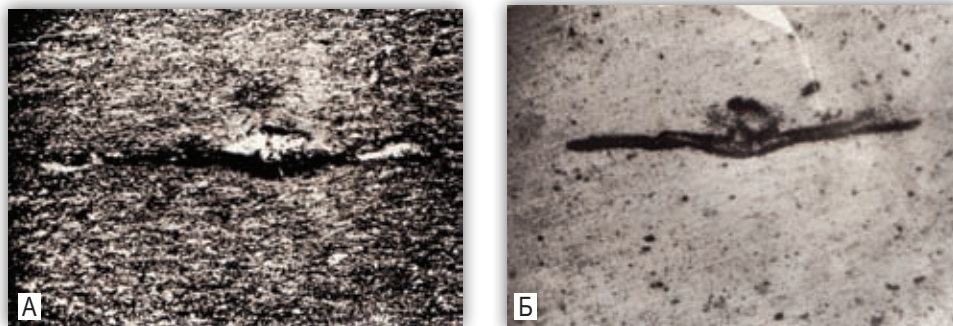


Рис. 1. А – Аргиллит с захороненным органическим веществом (ЗОВ); Б – уран концентрируется в красно-буром ЗОВ

восстановительных и резковосстановительных условиях формирования осадочных пород.

В интервалах разреза яновстанской свиты, расположенных выше и ниже аномальной ураноносной зоны, концентрации урана падают и составляют $\sim 3 \times 10^{-4} \%$. В этих частях разреза не просматриваются образования керогена типа-II.

Ураноносный кероген типа-II яновстанской свиты под микроскопом обнаруживает те же свойства, что и в отложениях баженовской свиты, являющейся стратиграфическим аналогом изучаемой свиты (рис. 1А, Б). Это красное гелефицированное, преимущественно изотропное, прозрачное

органическое вещество. Развиваясь по разложившимся мягким тканям организмов, оно образует псевдоморфозы по захороненным организмам верхнеюрского моря, сохраняя часто их морфологические особенности. Микрораспределение урана в ОВ анализировалось методом осколочной радиографии. На рисунке 1Б видно, что треки урана связаны с захороненным органическим веществом. Концентрации урана значительно уменьшаются в минеральном веществе.

По результатам битуминологических и литогеохимических исследований было установлено, что между повышенным содержанием синбитумоидов 0,02–0,06 % и высокими

Таблица 1. Концентрация урана, отношение урана к глинозему в юрско-меловых отложениях Пуртазовской площади

Свита	В-11		ВЛд-1		ЗЛд-1		СВн-1		Пл-1		Бк-1		Хгл-1	
	U, г/т	U/Al ₂ O ₃	U, г/т	U/Al ₂ O ₃	U, г/т	U/Al ₂ O ₃	U, г/т	U/Al ₂ O ₃	U, г/т	U/Al ₂ O ₃	U, г/т	U/Al ₂ O ₃	U, г/т	U/Al ₂ O ₃
Танамская K ₂ tn					1,47/30	0,12			1,95/7	0,20	2,20/2	0,19	2,51/41	0,20
Салпадая-хинская K ₂ sl			2,50/3	0,18	1,96/5	0,16			2,31/5	0,19	2,31/9	0,21	2,07/5	0,17
Насоновская K ₂ ns			2,40/19	0,18	2,0/27	0,16			2,44/30	0,18	2,19/38	0,19	2,3/38	0,18
Дорожковская K ₂ dr			2,50/6	0,16	2,29/8	0,16			2,16/10	0,14	2,22/14	0,27	2,3/8	0,15
Долганская K ₂ dl			1,77/37	0,14	1,84/38	0,14	1,86/13	0,14	1,76/32	0,14	1,22/43	0,17	2,2/66	0,16
Яковлевская K ₂ jak	1,56–1,77/26*	0,14–0,15	1,77/60	0,13	1,95/80	0,12	1,61/27	0,12	2,60/9	0,19	2,23/47	0,16	1,98/82	0,15
Малохетская K ₁ mch	1,80/14	0,16	1,36/11	0,13	1,5/47	0,12			1,28/24	0,106	1,38/51	0,13	1,50/40	0,13
Суходудинская K ₁ sd	2,17/52	0,167	1,97/11	0,15	2,1/104	0,15	1,67/13	0,12	1,83/4	0,14	2,11/42	0,16	2,4/117	0,17
Нижнехетская K ₁ nch	2,30/33	0,168	2,51/9	0,17	2,48/77	0,16	2,34/36	0,16	2,15/46	0,15	2,4/51	0,17	2,8/68	0,17
Яновстанская J ₃ -K ₁ jan	2,91/32	0,209			3,38/53	0,23			3,03/23	0,22	3,88/26	0,24	4,0/66	0,24
Сиговская J ₃ sg	2,24/11	0,179			2,29/21	0,18			2,02/43	0,15			2,7/21	0,17
Точинская J ₂₋₃ tch	2,17/13	0,169			2,08/10	0,16			2,26/16	0,16			2,7/9	0,17
Малышевская J ₂ ml	2,43/47	0,205			2,2/14	0,19			2,47/72	0,18			2,5/10	0,15
Леонтьевская J ₂ ln	2,75/27	0,253												
Вымская J ₂ ym	2,43/31	0,245												

Примечание: 1,56–1,77/26*, где 1,56–1,77 – среднее содержание урана по свите в данной скважине, 26 – количество проанализированных проб. Сокращения: Вн-11 – скважина Ванкорская-11, ВЛд-1 – Восточно-Лодочная-1, ЗЛд-1 – Западно-Лодочная-1, СВн-1 – Северо-Ванкорская-1, Пл-1 – Полярная-1, Бк-1 – Байкаловская-1, Хгл-1 – Хикиглинская-1. В таблице 1 представлены результаты по наиболее продуктивным скважинам.

концентрациями урана, существует корреляционная связь, которая прослеживается по всем скважинам, вскрывшим яновстанскую свиту. Однако, в некоторых скважинах (ЗЛд-1, Бк-1 и др.) в верхнеюрских отложениях других свит отмечаются горизонты аргиллитов с высокими содержаниями синбитумоидов и повышенные концентрации урана. Эти свиты формируются в схожих с яновстанской свитой фациальных обстановках. Но они отличаются меньшими содержаниями битумоидов и меньшей мощностью.

Таким образом, применяя комплексные минералогическо-петрографические и геохимические методы на исследуемой территории, удалось проследить один нефтематеринский горизонт – яновстанскую свиту, расположенную на границе меловых и юрских отложений. Породы этой свиты характеризуются повышенной радиоактивностью (табл. 1), присутствием сингенетичных битумоидов, аномальными содержаниями урана, связанными с захороненным органическим веществом – керогеном типа-II.

Для выделения отложений, перспективных на нефть и газ, необходимо обнаружить не только нефтематеринский горизонт, но и отложения, которые могут являться породами-коллекторами. Такие породы, как показывают выполненные ранее литогеохимические исследования, связаны как с повышенными концентрациями урана, так и отрицательными литогеохимическими аномалиями, свидетельствующими о развитии процессов флюидомиграции [8].

Породы свит нижнего мела (яковлевской, малохетской, суходудинской, нижнехетской), а также долганской свиты верхнего мела сложены, большей частью, песчаниками, реже аргиллит-алевролит-песчаными породами. Свиты средней и нижней юры (сиговская, точинская, малышевская, леонтьевская, вымская) представлены песчаниками и алевролитами, реже аргиллитами. Распределение урана и содержаний битумоидов в данных юрско-меловых отложениях неравномерное.

В юрских и меловых отложениях, которые представлены песчаными или смешанными горизонтами часто наблюдается пониженные содержания урана. В среднем они составляют 1,28–1,8 г/т. Низкие величины отношения $U/Al_2O_3 < 0,16$, а также повышенные концентрации эпитумоидов – до 0,08 % указывают на развитие процессов флю-

идомиграции и, как следствие, на перспективность отложенных сиговской, нижнехетской, суходудинской, яковлевской и долганской свит.

Интенсивность процессов флюидомиграции проявлена неравнозначно в одних и тех же свитах для разных разрезов скважин. Наиболее интенсивно процессы флюидомиграции проявлены в пределах Ванкорского месторождения. В разрезах скважин, пробуренных западнее Ванкорского месторождения, процессы флюидомиграции проявились слабее и с различной степенью интенсивности в различных свитах. В субширотном разрезе по литологическим данным отмечается снижение интенсивности проявления процессов эпигенетических преобразований с востока на запад, т.е. от разреза скв. СВн-1 к скв. Хкг-1 (незначительно) и далее от скв. Хкг-1 к скв. Твд-320 – более существенно.

Можно предполагать, что характер и интенсивность эпигенетических преобразований пород, формирование коллекторов и, в конечном счете, залежей УВ в существенной степени зависят от подтока из глубоких горизонтов в зонах тектонических нарушений, углеводородных флюидов. Возможно, что это обстоятельство является существенным при формировании залежей УВ как в юрских, так и меловых отложениях.

Выводы

Изучение юрско-меловых отложений северо-восточной части Западной Сибири показало, что отложения отдельных свит, сформировавшихся в разных фациальных обстановках, имеют разные концентрации урана. Повышенные концентрации урана связаны с органическим веществом (керогеном типа-II), формирующимся в восстановительной среде диагенеза. Они характерны для юрских отложений, которые являются стратиграфическим аналогом баженновской свиты. Пониженные концентрации урана, а также большое содержание эпитумоидов свидетельствуют о возможности формирования зон аккумуляции УВ. К таким отложениям относятся сиговская, нижнехетская, суходудинская, яковлевская и долганская свиты, которые являются перспективными на нефтегазоносность.

Литература

1. Вернадский В.И. *Очерки геохимии. 7-е (4-е рус.) изд.* – М.: Наука, 1983. – 422 с.
2. Виноградов А.П. *Основные черты геохимии урана.* – М.: Академия наук СССР, 1963. – 352 с.
3. Гавшин В.М. *Ассоциация микроэлементов с органическим веществом в осадочных толщах.* – Н.: Наука, 1984. – С.156.
4. Гавшин В.М. *Постседиментационное перераспределение урана в осадочных толщах. / Проблемы радиогеологии.* – М.: Наука, 1983. – С.107–122.
5. Нагибин Евгений. *Ванкор вдыхает жизнь в Енисейский север // Недра и ТЭК Сибири, 2010. – №8. – С.7–9.*
6. Плуман И.И., Запивалов Н.П. *Условия образования битуминозных аргиллитов волжского яруса Западной Сибири нефтегазоносной провинции // Изв. АН СССР. Сер. геол., 1977. – №9. – С.111–117.*
7. Смыслов А.А. *Уран и торий в земной кор.* – Л.: Недра, 1974. – 231 с.
8. Столбов Ю.М., Фомин Ю.А., Столбова Н.Ф. *Возможность применения прикладной геохимии урана при исследовании процессов наложенного эпигенеза терригенных отложений Западной Сибири // Тр. II. Международная конференция «Геохимическое моделирование и материнские породы нефтегазоносных бассейнов России и стран СНГ». – С-Петербург.: Изд-во ВНИГРИ, 2000. – С.160–171.*
9. Столбова Н.Ф., Столбов Ю.М. *Результаты лито-ядерно-геохимических исследований отложений доманиковского типа в западной Сибири // Сб. Научн. Тр. Межвуз. Н.Т.П. «Нефтегазовые ресурсы», вып. II. – М.: Изд-во ГАНГ им. Губкина, 1995. – С.29–37.*

УРАНОВЫЕ РЕСУРСЫ МИНЕРАЛИЗОВАННЫХ ОЗЕР ЗАПАДНОЙ МОНГОЛИИ

В.П. Исупов¹, С.С. Шацкая¹, С. Ариунбилэг², С.Л. Шварцев^{3,4},
А.Г. Владимиров⁵, М.Н. Колпакова^{3,4}, Е.Н. Мороз⁵, Л.В. Куйбида⁶

¹Институт химии твердого тела и механохимии СО РАН, Новосибирск, Россия, isupov@solid.nsc.ru

²Институт геологии и минеральных ресурсов АНМ, Улан-Батор, Монголия, s_ariunbileg@yahoo.com

³Томский филиал Института нефтегазовой геологии и геофизики им.

А.А. Трофимука СО РАН, Томск, Россия, tf@igng.tsc.ru

⁴Национальный исследовательский Томский политехнический университет, gige_ignd@mail.ru

⁵Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск Россия, vladimir@igm.nsc.ru

⁶Институт химической кинетики и горения СО РАН, Новосибирск, Россия, kuibida@kinetics.nsc.ru

URANIUM RESOURCES OF THE MINERALIZED LAKES OF THE WESTERN MONGOLIA

V.P. Isupov¹, S.S. Shatskaya¹, C. Ariunbileg², S.L. Shvartsev^{3,4}, A.G. Vladimirov⁵, M.N. Kolpakova^{3,4}, E.N. Moroz⁵, L.V. Kuybida⁶

¹Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry of the Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia, isupov@solid.nsc.ru

²Institute of Geology and Mineral Resources, Mongolian Academy of Sciences, Ulan Bator, Mongolia, s_ariunbileg@yahoo.com

³Tomsk Division of Trofimuk Institute of Petroleum-Gas Geology and Geophysics of
the Siberian Branch of the RAS, Tomsk, Russia, tf@igng.tsc.ru

⁴National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, gige_ignd@mail.ru

⁵Institute of Geology and Mineralogy of the Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia, vladimir@igm.nsc.ru

⁶Institute of Chemical Kinetics and Combustion of Siberian Branch of the RAS, Novosibirsk, Russia, kuibida@kinetics.nsc.ru

Abstract. The macro and microcomponent composition of the saline and freshwater lakes of the Western Mongolia is considered. It is shown that most of the lakes in this region contains high content of uranium. Among the explored lakes the greatest uranium resources are stored in lake Hyargas Nuur (about 6000 ton). As the studied lakes contain high concentration of other useful components (Br, Li, B, Sr, Rb), uranium extraction from the lakes of Mongolia can be profitable.

Минерализованные озера различных регионов мира могут являться перспективным нетрадиционным источником получения соединений урана [7–9]. Авторами настоящей публикации в ходе экспедиционных исследований 2007–2012 гг. выявлено повышенное содержание урана в содовых озерах Восточной и Северо-Западной Монголии, результаты исследований частично опубликованы в [1–3, 6]. Целью настоящей работы явилось обобщение данных экспедиционных исследований по изучению содержания урана в минерализованных и пресных озерах Западной Монголии. Расположение точек отбора проб приведено на рис. 1., названия озер и содержание урана в них – в таблице 1. Отбор проб озерной воды производился, как правило, с глубины 30–40 см. Отобранные пробы воды фильтровались и собирались в пластиковые бутылки (0,5 л) для анализа макрокомпонентов и в полипропиленовые бутылки (250 мл) для анализа микрокомпонентов. Все ёмкости были предварительно подготовлены перед отбором проб для предотвращения загрязнения. Пробы для анализа микрокомпонентов были подкислены азотной кислотой марки “осч” до pH=1–2. Озерные воды анализировались как в полевых условиях (рН, концентрация HCO_3^- , CO_3^{2-} и свободного углекислого газа), так и в лабораторных условиях в ИХТТМ СО РАН (г. Новосибирск) и в аккредитованном научно-учебно-производственном центре «Вода» ТПУ (г. Томск).

Анализ содержания урана и микрокомпонентов (As, B, Mo и др.) проводился с использованием масс-спектрометра с индуктивно-связанной плазмой «Agilent 7500 а», а также методом атомно-эмиссионной спектроскопии с ИСП (iCAP

6300 Duo, Thermo Scientific). Для анализа использовалась деионизованная вода из установки Direct-Q 3 UV Millipore с удельным сопротивлением 18,2 МΩсм при 25 °С. В качестве эталонного раствора и раствора для настройки масс-спектрометра использовался 2 % раствор HNO_3 , содержащий 10 ppb Li, Co, Ce, Y, Ti (Tuning Solution) фирмы Agilent. Кроме того, в озерной воде определяли содержания натрия, калия, магния, кальция, кремния, хлорид-, сульфат-, бикарбонат- и карбонат-ионов, лития и стронция. Кремний, карбонат-, гидрокарбонат-, хлорид- и сульфат-ионы определяли по стандартным методикам для соленых вод [5]. Содержание Na, K, Ca, Mg, Sr, Li определяли на спектрометре Сатурн-2 М и Varian AA 280 FS в режиме эмиссии и абсорбции в зависимости от определяемого элемента.

Общая минерализация исследованных озерных вод колеблется от $n \cdot 0,1$ до 400 г/л при pH от 6,1 до 10,3. Содержания карбонат-ионов варьируют в пределах 0–1,7 г/л, а гидрокарбонатов – в пределах 0,140–4,7 г/л. Содержание хлорид-ионов изменяется от 0,008 до 190 г/л, сульфат-ионов от 0,018 до 116 г/л. Доминирующим катионом является натрий, который варьируется от 0,025 до 118 г/л. В ряде случаев наблюдается повышенное содержание магния, максимальные значения которого достигают 25–28 г/л.

Содержание урана в исследованных пробах воды озер варьирует в широких пределах от 0,003 до 3 мг/л (см. табл. 1). Помимо урана в озерных водах зафиксированы повышенные содержания бора (до 250 мг/л), брома (до 1,1 г/л), лития (до 100 мг/л), стронция (до 8 мг/л). Содержания (мкг/л) для других элементов изменяются в пределах: Ba от $n \cdot 100$ – $n \cdot 10$, Fe – $n \cdot 100$ – n , Mo – $n \cdot 10$, Al, Zn, V – $n \cdot 10$ – n ,

Mn – $n \cdot 10^{-0,1 \cdot n}$, Se, Ag, Pb – n , Ti – $n - 0,1 \cdot n$. Остальные проанализированные элементы присутствуют в количествах, не превышающих $n \cdot 0,1$ мг/л. Среди других микроэлементов необходимо отметить повышенное содержание мышьяка, которое достигает в ряде озер 1 мг/л.

Ранее на группе минерализованных озер Северо-Западной Монголии было выявлено, что содержание урана в озерных водах достаточно слабо ($K=0,322$) коррелирует с минерализацией озерных вод [1]. В то же время наблюдается существенно более высокая корреляция с содержанием в них бикарбонат-ионов ($K=0,710$). Наличие такой корреляции позволяет предполагать, что образование карбонатных комплексов уранил-ионов является ключевым моментом, определяющим накопление урана в озерных водах. Представлял интерес рассмотреть – насколько эти закономерности проявляются для более широкой выборки озер Западной Монголии, отличающихся своим гидрохимическим типом и минерализацией. Несмотря на широкое разнообразие гидрохимических типов, среди которых преобладают содовые и хлоридные [6], вариацию минерализованности и содержания урана (0,003–1 мг/л) в изученных

озерах, для них наблюдается достаточно высокий коэффициент корреляции между концентрацией бикарбонат (карбонат) ионов и концентрацией урана (0,65). Таким образом, важная роль карбонатных комплексов уранила-иона в накоплении урана в изученных озерах не вызывает сомнений.

Как было показано ранее, возможным источником урана в озерах Северо-Западной Монголии выступают горные породы, вероятнее всего, – рифтовые дайковые комплексы с сульфатной минерализацией мезозойского-кайнозойского возраста [1, 3]. Взаимодействие бикарбонат и карбонат ионов, присутствующих в подземных водах, с этой породой приводит к образованию карбонатных комплексов уранила $UO_2(CO_3)_2^{2-}$, $UO_2(CO_3)_3^{4-}$, $UO_2(CO_3)_0$, образующих с щелочными (Na, K) катионами легко растворимые соединения. Разгрузка подземных вод через речную сеть или непосредственно в озера приводит к накоплению соединений урана в озерной воде. Испарение воды из озер в условиях аридного климата способствует их относительному обогащению ураном.

На основании данных по химическому составу озерных

Таблица 1. Содержание урана в минерализованных и пресных озерах Западной Монголии

№ п/п	Название озер	Год отбора проб	Концентрация урана в озерной воде мг/л	№ п/п	Название озер	Год отбора проб	Концентрация урана в озерной воде мг/л
$[U^{238}] > 1$ мг/л				23	Ойгон нуур	2011	0,049
1	Шаазгай нуур	2010	1,0	24	Хулам нуур	2010	0,047
2	Бага-гашун нуур	2010	3,0	25	Дерген нуур	2010	0,034
3	Безымянное	2011	2,2	26	Айраг нуур	2012	0,03
$1 > [U^{238}] > 0,1$ мг/л				27	Телмен нуур	2011	0,03
4	Бор Хаг нуур	2012	0,46	28	Урег нуур	2008	0,026
5	Сангийн далай нуур	2010	0,38	29	Цэгэн нуур	2011	0,025
6	Шар бурд нуур	2012	0,4	30	Дзергийн цаган нуур	2010	0,023
7	Цаган нуур	2011	0,28	31	Тахилт нуур	2009	0,02
8	Цохор нуур	2010	0,25	32	Давсан нуур	2012	0,02
9	Цавдан нуур	2011	0,22	33	Ихэс нуур	2010	0,02
10	Их гашун нуур	2010	0,3	34	Цаган нуур	2011	0,02
11	Дэвтерийн Давс нуур	2011	0,15	35	Увс нуур	2010	0,017
12	Бага нуур	2008	0,13	36	Джугнайн нуур	2011	0,012
13	Хар ус нуур	2012	0,1	37	Толбо нуур	2010	0,011
14	Бага нуур	2012	0,11	38	Холбо нуур	2011	0,011
$0,1 > [U^{238}] > 0,01$ мг/л				$0,01 > [U^{238}] > 0,001$ мг/л			
15	Айраг нуур	2009	0,095	39	Тунамал нуур	2011	0,0097
16	Хяргас нуур	2012	0,09	40	Хар нуур	2010	0,0078
17	Бага нуур	2008	0,063	41	Сангийн далай нуур	2011	0,0056
18	Олгой нуур	2011	0,075	42	Хар ус нуур	2010	0,0052
19	Тонхил нуур	2010	0,077	43	Их-тойруулга нуур	2010	0,0045
20	Улгийн нуур	2012	0,068	44	Худо нуур	2010	0,0034
21	Тахилт нуур	2011	0,055	45	Далай нуур	2010	0,0032
22	Судж нуур	2009	0,095	46	Буст нуур	2011	0,0032
				47	Ачит нуур	2008	0,0031

вод Западной Монголии и имеющихся в литературе сведений по объему этих озер была проведена предварительная оценка объема геохимических ресурсов U-238 в водах ряда озер (таблица 2). Максимальные ресурсы урана (6 000 т) сосредоточены в озере Хяргас нуур. Потенциальная стоимость уранового сырья близка к 1 млрд\$. Достаточно существенная величина ресурсов урана связана с тем, что питание озера Хяргас нуур осуществляется за счет двух крупнейших рек этого региона (Ховд и Завхан), суммарная площадь водосбора которых составляет около 200 000 км² и охватывает большую часть территории урановорудных районов Западной Монголии.

Исследования, выполненные в 2011–2012 гг. в рамках междисциплинарных интеграционных проектов СО РАН, показали возможность извлечения урана из озерных вод с концентрацией урана в интервале от 0,1 до 1 мг/л сорбционными методами [4]. Учитывая, что помимо урана в исследованных озерах содержатся высокие концентрации других ценных компонентов, извлечение урана из озер Монголии может быть рентабельным.

Полученные данные по содержанию урана и других микрокомпонентов важны не только для оценки урановых ресурсов озер, но и для оценки экологического состояния гидрохимических источников Западной Монголии. Все исследованные минерализованные и пресные озера содер-

Таблица 2. Ресурсы урана в некоторых минерализованных озерах Западной Монголии

№ п/п	Название	Концентрация урана в озерной воде мг/л	Ресурсы урана, т
1	Хяргас нуур	0,09	6 000
2	Увс нуур	0,017	670
3	Урег нуур	0,026	170
4	Дерген нуур	0,034	150
5	Телмен нуур	0,03	50
6	Хар ус нуур	0,1	21

жат повышенные концентрации урана, сопоставимые или превышающие среднюю концентрацию урана в Мировом океане (0,003 мг/л). Наряду с ураном в исследованных водных источниках в ряде случаев наблюдается повышенное содержание мышьяка и других, достаточно токсичных элементов (селена, лития, фтора). Выявленные природные аномалии могут влиять на биоту и требуют дальнейшего исследования.

Работа выполнена при финансовой поддержке проекта №110 «Гидроминеральные ресурсы Сибири и сопредельных территорий: рудогенерирующий потенциал, новые технологии комплексной переработки, экологическая безопасность».

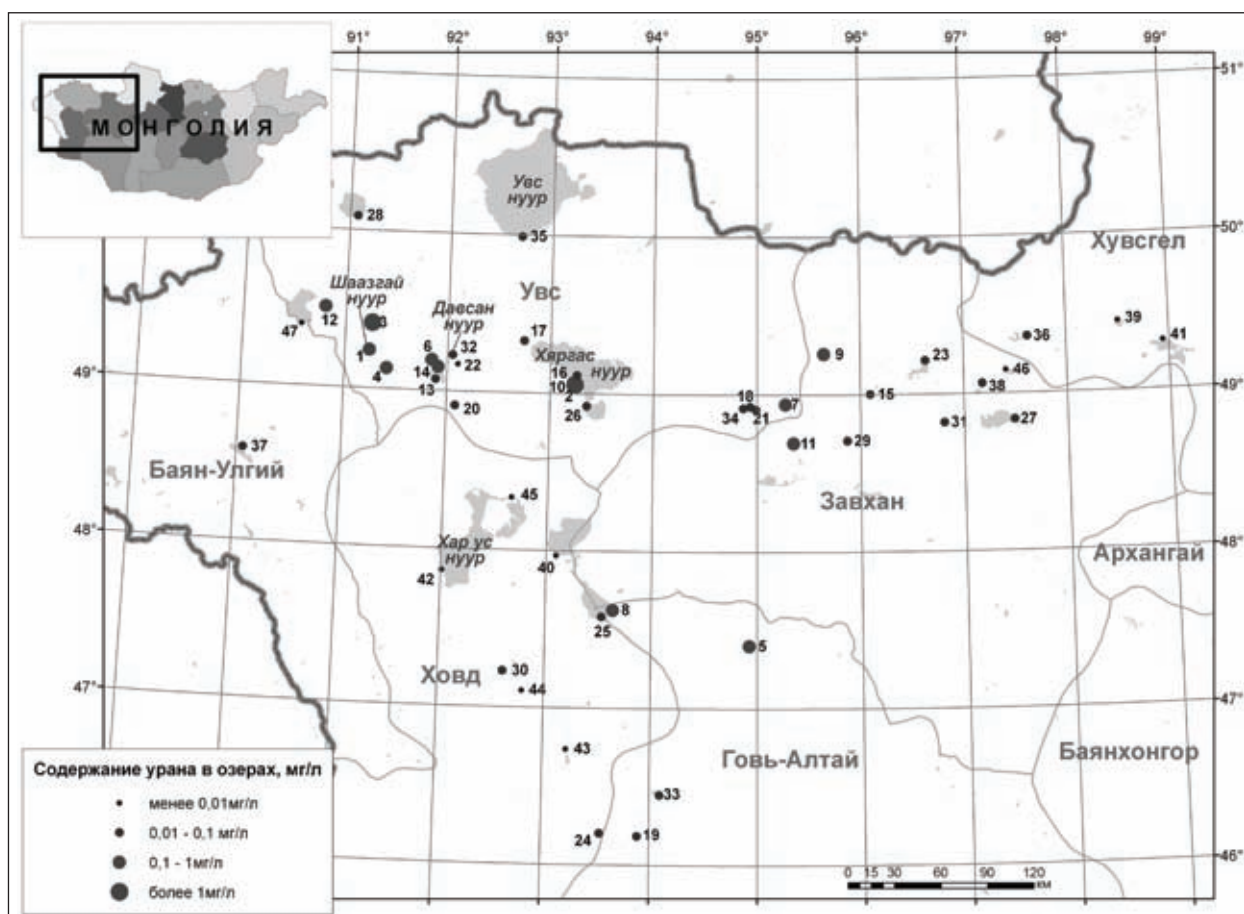


Рис. 1. Карта Западной Монголии с нанесенными на нее точками отбора проб

Литература

1. Исупов В.П., Владимиров А.Г., Ляхов Н.З., Шварцев С.Л., Ариунбилэг С., Колпакова М.Н., Шацкая С.С., Чупахина Л.Э., Куйбида Л.В., Мороз Е.Н. Ураноносность высокоминерализованных озер Северо-Западной Монголии // Доклады Академии Наук, 2011. – Т.437. – №1. – С.85–89.
2. Исупов В.П., Владимиров А.Г., Шварцев С.Л., Ляхов Н.З., Шацкая С.С., Чупахина Л.Э., Куйбида Л.В., Колпакова М.Н., Ариунбилэг С., Кривоногов С.К. Химический состав и гидро-минеральные ресурсы соленых озер Северо-Западной Монголии. // Химия в интересах устойчивого развития, 2011. – №19. – С.141–150.
3. Исупов В.П., Ариунбилэг С., Разворотнева Л.И., Ляхов Н.З., Шварцев С.Л., Владимиров А.Г., Колпакова М.Н., Шацкая С.С., Чупахина Л.Э., Мороз Е.Н., Куйбида Л.В. Геохимическая модель накопления урана в озере Шаазгай Нуур (Северо-Западная Монголия) // Доклады Академии Наук, 2012. – Т.447. – №6. – С.658–663.
4. Островский Ю.В., Заборцев Г.М., Ляхов Н.З., Исупов В.П. Извлечение урана из минерализованных вод уранового озера Шаазгай нуур // Химия в интересах устойчивого развития, 2012. – Т.20. – №6. – С.707–712.
5. Унифицированные методы анализа вод. / Отв. ред. Лурье Ю.Ю. – М.: Химия, 1971. – 243 с.
6. Шварцев С.Л., Исупов В.П., Владимиров А.Г., Колпакова М.Н., Ариунбилэг С., Шацкая С.С., Мороз Е.Н. Литий и уран в бессточных озёрах Западной Монголии // Химия в интересах устойчивого развития. 2012. – Т.20. – №1. – С.43–49.
7. Yadav D.N., Sarin M.M. Geo-chemical Behavior of Uranium in the Sambhar Salt Lake, Rajasthan (India): Implications to "Source" of Salt and Uranium "Sink" // Aquat Geochem, 2009. – V.15. – P.529–545.
8. Yaman M et al. Distribution Study of U, V, Mo, and Zr in Different Sites of Lakes Van and Hazar, River and Seawater Samples by ICP-MS // CLEAN – Soil, Air, Water. – V.39. – Is.6. – P.530–536.
9. Mingkuan Qin. Current Progresses and Prospects on Unconventional Uranium Resources (UUR) of China. Technical Meeting on Uranium from Unconventional Resources. 4–6 November, 2009, IAEA Headquarters, Vienna. Интернет-ресурс: http://www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/documents/RawMaterials/TM_Vienna2009/presentations/9_QIN-CHINA.pdf.

ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ И РАСПРЕДЕЛЕНИЯ ДОЛГОЖИВУЩИХ РАДИОНУКЛИДОВ СТРОНЦИЯ-90 И ЦЕЗИЯ-137 В КОМПОНЕНТАХ ПОЧВ ВОДОСБОРНЫХ ТЕРРИТОРИЙ ОЗЁР МАЛЫЕ КИРПИЧИКИ И КОЖАКУЛЬ

К.В. Каблова, Н.С. Парфилова, А.А. Сутягин, А.Н. Меньшенин

Челябинский государственный педагогический университет, Челябинск, Россия, mensheninan@cspu.ru

CHARACTERISTIC FEATURES OF STRONTIUM-90 AND CESIUM-137 LONG-LIVED RADIONUCLIDES CONTENT AND DISTRIBUTION IN SOIL COMPONENTS OF THE MALYE KIRPICHIKY AND KOZHAKUL LAKES DRAINAGE BASINS

K.V. Kablova, N.S. Parfilova, A.A. Sutyagin, A.N. Menshenin

Chelyabinsk State Pedagogical University, Chelyabinsk, Russia, mensheninan@cspu.ru

Abstract. The research is devoted to the analysis of the accumulation and distribution of the long-living radioactive nuclides of strontium-90 and cesium-137 processes in soils of the supraquial and eluvial components of the drainage areas of the Malye Kirpichiky and Kozhakul lakes ecosystems with the slowed down water exchange. The features of the chemical pollutants redistribution are shown in the dependence on the soil organic substance.

В результате событий, произошедших в 1957 году на ПО «Маяк», в окружающую среду было выброшено 20 млн Ки активности, 2 млн Ки из которых были вовлечены в процессы ветрового переноса и турбулентного осаждения, что привело к образованию Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа). В 1967 году аварийная ситуация была усилена в связи с пылевым переносом радионуклидов с обсохшей береговой полосы водоема Карачай, что внесло значительный вклад в загрязнение территории цезием-137 [1].

Часть озерных экосистем расположенных на территории ВУРСа, находится в динамично развивающихся районах Урала. Мониторинговые исследования основных компонентов озерных экосистем позволяют выявить динамику восстановления экосистемы после импактного техногенного воздействия и возможность интенсификации на загрязненных территориях хозяйственной деятельности.

Основными загрязнителями изучаемых территорий

являются долгоживущие радионуклиды стронций-90 и цезий-137, аккумулировавшиеся в одном из основных компонентов экосистемы – почвах. Миграционные процессы в почвах регулируют массоперенос поллютантов по всем основным компонентам озерной экосистемы. Содержание в почвенном компоненте органического вещества, является важнейшим показателем, определяющим миграционную способность радионуклидов в почве. Кроме того, почвы могут выступать в качестве источника вторичного загрязнения водоемов за счет выноса радионуклидов из первоначального очага загрязнения [3].

Целью исследования является проведение сравнительного анализа накопления и распределения долгоживущих радионуклидов стронция-90, цезия-137 и органического вещества в почвенных компонентах водосборов озер Малые Кирпичики и Кожаккуль. Озеро М.Кирпичики, расположенное на расстоянии 26 км от эпицентра взрыва, слабопроточное. Водоем Кожаккуль, расположен на юго-

востоке ВУРСа на расстоянии 23 км от эпицентра взрыва. Исследуемые водоемы расположены в ближней зоне ВУРСа, однако озеро Кожаккуль находится в головной части следа, а озеро Малые Кирпичики южнее на границе Восточно-Уральского радиоактивного заповедника.

Почвенные разрезы были заложены на приозерных террасах с учетом влияния грунтовых вод с выделением супераквальных и элювиальных позиций ландшафтов. Почву из разрезов вынимали слоями с учетом генетических горизонтов и площади отбора проб, высушивали суховоздушным путем, растирали и просеивали на ситах с диаметром пор 0,5 мм [2].

Пробоподготовка почвенных проб и аналитические исследования основных физико-химических и химических показателей проводились на базе физико-химической лаборатории естественно-технологического факультета ЧГПУ.

Определение ^{137}Cs и ^{90}Sr проводили на базе Уральского научно-практического центра радиационной медицины (УНПЦ РМ, г. Челябинск). Для измерения удельной активности радионуклидов в компонентах почв использовали стандартные методики [1, 2].

Статистическую обработку данных проводили с использованием программы Sigma Plot версия 11.0.

Неглубокое залегание грунтовых вод для супераквального компонента почв обеспечивает сочетание промывного и выпотного режимов, что обуславливает особенности миграционных процессов химических поллютантов (возможность как горизонтального, так и вертикального переноса вещества, обеспечивающего его вынос из почв в водную массу). Кроме того, супераквальные почвы характеризуются повышенной продуктивностью биocenozов и процессами гумусообразования, что приводит к повышению содержания органического вещества в верхних слоях, связывающего поллютанты на почвенной матрице и обеспечивающего их накопление в почве [2].

Содержание органического вещества в почве является одним из определяющих факторов, регулирующих миграционные процессы поллютантов в почвах. Так, наибольшим содержанием органического углерода характеризуются верхние горизонты на глубине до 12 см (рис. 1). В соответствии с этим максимальная удельная активность радионуклидов также приходится на верхние почвенные

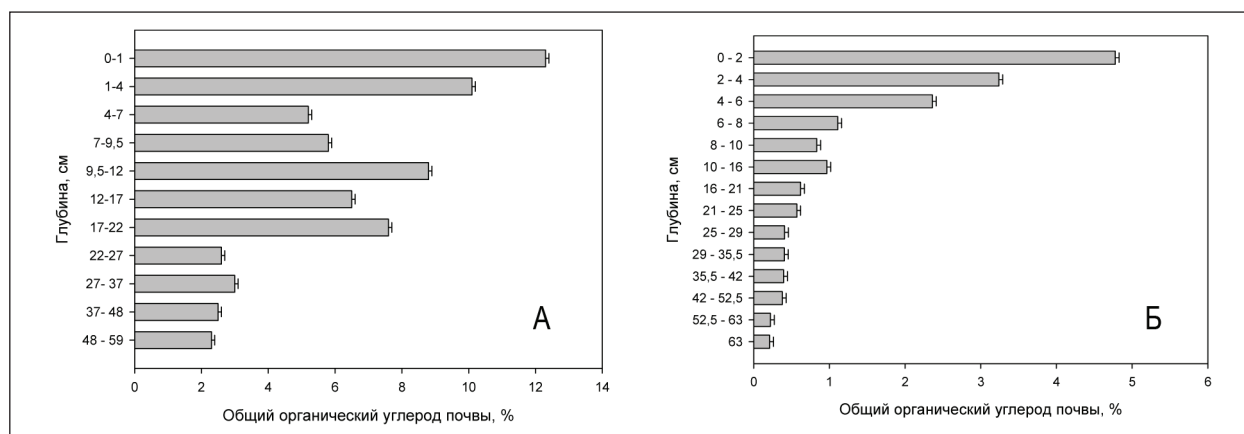


Рис. 1. Содержание общего органического углерода супераквального компонента почв водосборов озер: А – М. Кирпичики; Б – Кожаккуль

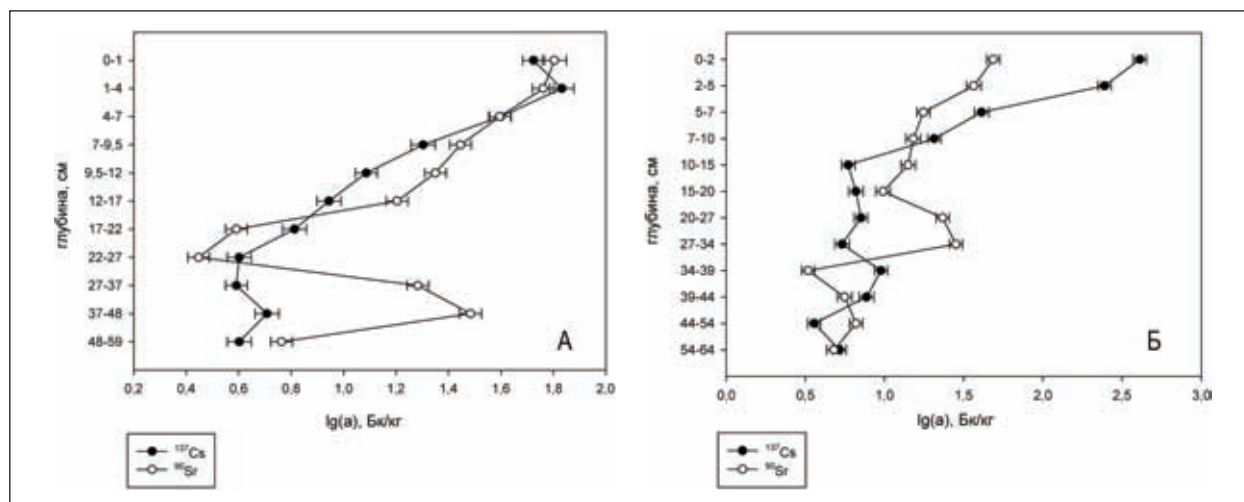


Рис. 2. Изменение удельной активности радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в супераквальном компоненте почв водосборов озер: А – М. Кирпичики, Б – Кожаккуль в полулогарифмическом представлении

горизонты.

Для почв супераквальных позиций водосборов максимум удельной активности характеризуется наиболее богатая органическим углеродом почвенная подстилка и горизонт А1 под подстилкой. Так, максимальная величина удельной активности ^{90}Sr составляет $250,8 \pm 12,2$ Бк/кг для почв водосбора озера Кожакуль и $48,7 \pm 13$ Бк/кг для почв водосбора озера М. Кирпичики. Аналогичные значения по ^{137}Cs составляют 410 ± 57 Бк/кг и 53 ± 17 Бк/кг (рис. 2).

Несмотря на одинаковую удаленность от источника эмиссии, почвы характеризуются как различными уровнями удельной активности, так и различным составом радионуклидной смеси. Если почвы водосбора озера М. Кирпичики характеризуются значениями удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs одного порядка, то для почв водосбора озера Кожакуль в верхних горизонтах значение удельной активности ^{137}Cs на порядок превышает удельную активность ^{90}Sr . Возможно, это связано с различным географическим расположением озер относительно источника эмиссии, и на состав радионуклидной смеси в почвах водосбора озера Кожакуль оказал влияние ветровой разнос с побережья озера Карачай, внесший в экосистему дополнительное за-

грязнение ^{137}Cs .

Кроме того, почвы отличаются различным распределением удельной активности радионуклидов по глубине почвенного профиля. Так, для почв водосбора озера М. Кирпичики, характеризующегося большей степенью гумификации, характерна большая миграционная способность радионуклидов по глубине: максимум удельной активности ^{90}Sr на глубине ниже 35 см составляет $30,5 \pm 13$ Бк/кг, в то время, как для почв водосбора озера Кожакуль эта величина не превышает $6,6 \pm 0,5$ Бк/кг.

Для элювиальных элементов ландшафтов водосборных территорий исследованного озера характерен непромывной или периодически промывной режим, при котором затруднен вынос веществ (в том числе ^{90}Sr и ^{137}Cs).

Исследованные почвы элювиальных позиций характеризуются равномерным распределением органического углерода по всему профилю (рис. 3), что, вероятно, оказало значительное влияние на процессы распределения поллютантов.

Так, почвы элювиальных позиций водосбора озера М. Кирпичики, характеризующиеся высокой степенью гумификации по всему профилю, характеризуются равномерным

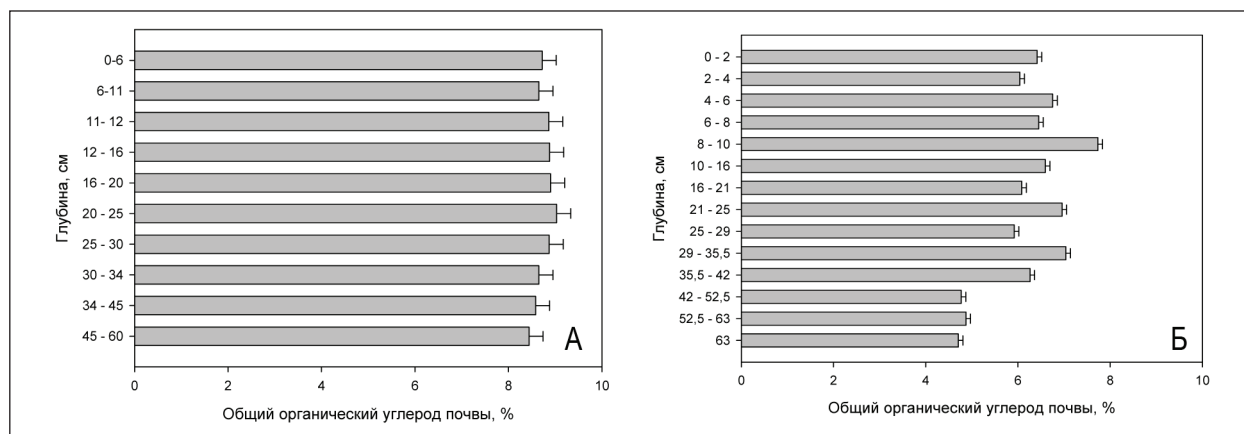


Рис. 3. Содержание общего органического углерода элювиального компонента почв озер: А – Малые Кирпичики; Б – Кожакуль

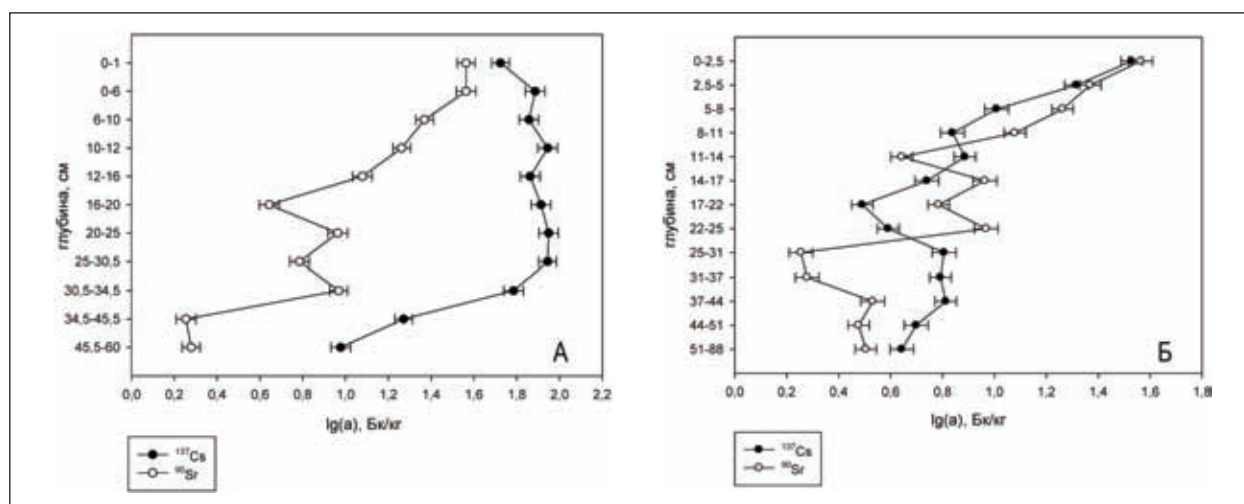


Рис. 4. Изменение удельной активности радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs в элювиальном компоненте почв водосборов озер: А – Малые Кирпичики, Б – Кожакуль в полулогарифмическом представлении

распределением удельных активностей до глубины 35 см (рис. 4).

На глубине до 10 см сконцентрировано 23 % удельной активности ^{137}Cs и 26 % удельной активности ^{90}Sr , что существенно отличается от аналогичных значений для почв супераквальных позиций (80 и 65 %). При этом, величины удельных активностей ^{90}Sr и ^{137}Cs имеют один порядок и близки значениям для почв элювиальных позиций водосборов.

Для почв элювиальных позиций водосбора озера Кожаккуль удельные активности ^{90}Sr и ^{137}Cs практически равны, что отличает их от почв супераквальных позиций водосбора этого водоема (рис. 2). Максимальная удельная активность ^{90}Sr , характерная для почвенной подстилки, составляет $36,6 \pm 15$ Бк/кг, в то время как аналогичные значения для ^{137}Cs составляют $33,8 \pm 15$ Бк/кг.

Возможно, различия между почвами разных ландшафтов приозерных террас связано с особенностями водного режима: в почвах супераквальных позиций высокое увлажнение, сочетании выпотного и промывного режимов, а также большее содержание органического вещества привели к накоплению ^{90}Sr в верхних горизонтах. Равномерное же распределение органического вещества в почвах элюви-

альных позиций могло привести к перераспределению поллютанта по глубине профиля.

Согласно полученным данным почвы водосборной территории озера Малые Кирпичики не считаются токсичными (ПДК ^{90}Sr и ^{137}Cs для почв хозяйственно назначения составляет 55,5 Бк/кг и 185 Бк/кг соответственно [4]). В почвах водосбора озера Кожаккуль удельная активность цезия-137 превышает предельно – допустимую величину, однако, содержание стронция-90 находится в пределах нормы. На территории водоема Кожаккуль следует продолжать мониторинговые исследования.

Таким образом:

1. На аккумуляцию и миграцию радионуклидов в почве влияет распределение органического вещества по профилю;
2. Имеющиеся различия в загрязнении почв озер Кожаккуль и Малые Кирпичики цезием-137, связаны с различным географическим расположением относительно центра эмиссии;
3. Также различия в загрязнении почв озер Кожаккуль и Малые Кирпичики цезием-137, связаны с ветровым разносом с озера Карачай 1967 года.

Литература

1. Восточно-Уральский радиоактивный след (сборник статей, посвященных последствиям аварии 1957 года на ПО «Маяк») / Под редакцией А.В. Актеева и М.Ф. Киселева. – Челябинск, 2012. – 352 стр.
2. Левина С.Г. Закономерности поведения ^{90}Sr и ^{137}Cs в озерных экосистемах восточно-уральского радиоактивного следа в отдаленные сроки после аварии/автореферат дис-

сертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Москва, 2007.

3. Смагин А.И. Экология водоемов зоны техногенной радиационной аномалии на Южном Урале. – Пермь, 2008. – 51 с.
4. Захарова Е.В. Эколого – радиационное состояние природной среды Тюменской области. – Тюмень, 2006. – 134 с.

РАЗМЕРНО-ВЕСОВЫЕ, ВОЗРАСТНЫЕ И ВИДОВЫЕ ЗАКОНОМЕРНОСТИ НАКОПЛЕНИЯ РАДИОНУКЛИДОВ РЫБОЙ ВОДОЕМОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ ЗОНЫ ОТЧУЖДЕНИЯ

А.Е. Каглян¹, Д.И. Гудков¹, В.Г. Кленус¹, А.Б. Назаров², Н.А. Поморцева¹,
Л.П. Юрчук¹, З.О. Широкая¹, А.П. Коробович¹

¹Институт гидробиологии НАН Украины, Киев, Украина, alex_kt983@mail.ru

²Государственное специализированное предприятие «Чернобыльский спецкомбинат» Чернобыль, Украина

SIZE, WEIGHT, AGE AND SPECIES REGULARITIES OF THE RADIONUCLIDE ACCUMULATION BY FISH IN WATER BODIES WITHIN THE CHERNOBYL EXCLUSION ZONE

O.Ye. Kaglyan¹, D.I. Gudkov¹, V.G. Klenus¹, O.B. Nazarov², N.A. Pomortseva¹, L.P. Yurchuk¹, Z.O. Shyroka¹, A.P. Korobovych¹

¹Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine, Geroyev Stalingrada Ave. 12, Kyiv, UA- 04210, Ukraine, alex_kt983@mail.ru

²State specialized enterprise "Chornobyl specialized enterprise" Chornobyl, Ukraine

Abstract. The results of the specific activity of ^{90}Sr and ^{137}Cs estimation at the indigenous representatives of fish fauna in water bodies of the Chornobyl exclusion zone during 2006–2012 are presented. The data of species specificity of the radionuclide accumulation and distributing it in different organs and tissues of prey and predatory fishes the in water bodies with a different hydrological regime and level of radioactive contamination are analysed. The size, weight and age dynamics of the radionuclide accumulation in fish are evaluated. It is note that presently ^{90}Sr is the main dose-formed radionuclide for fishes of stagnant water bodies of the Chornobyl exclusion zone.

Радиоэкологические исследования ихтиофауны водоемов Чернобыльской зоны отчуждения (ЧЗО) в первые

послеаварийные годы были фрагментарны и приобрели систематический характер, в основном, с конца 1990-х гг.

Эти исследования охватили ряд природных водоемов ЧЗО и, помимо анализа удельной активности ^{137}Cs в тканях рыб, включали также измерение ^{90}Sr , который, вследствие повышенной миграционной способности и биологической доступности, является в настоящее время основным дозообразующим радионуклидом для биоты замкнутых водных объектов ЧЗО [1, 5–7, 10].

Целью нашей работы был анализ видовых, размерно-весовых и возрастных особенностей накопления и распределения радионуклидов по различным органам и тканям рыб в водоемах с различным гидрологическим режимом и уровнем радионуклидного загрязнения, а также оценка современного уровня удельной активности радионуклидов у представителей ихтиофауны водоемов и водотоков ЧЗО.

Оценивали удельную активность ^{90}Sr и ^{137}Cs для 15 видов рыб (возрастом от 1 года до 12 лет), относящихся к различным экологическим группам. Общее количество исследованных ихтиологических проб составило свыше 2700. Определение удельной активности ^{137}Cs в рыбе выполняли гамма-спектрометрическим и радиохимическим методами, ^{90}Sr – радиохимическим методом с измерением на установке УМФ-2000 дочернего ^{90}Y . Удельная активность радионуклидов в рыбах приведена в Бк/кг сырой массы.

Поскольку, большая часть выпадений ^{90}Sr оказалась локализована на территории ЧЗО, то в рыбе водных объектов, находящихся за ее пределами, сравнительное содержание ^{90}Sr также было невысоким. Это способствовало формированию точки зрения о том, что ^{137}Cs является основным дозообразующим радионуклидом в рыбе водоемов, загрязненных радионуклидами чернобыльского происхождения и определило приоритетность измерения этого радионуклида в рыбе водоемов Украины, включая крупнейший водный объект ЧЗО – водоем-охладитель (ВО) ЧАЭС [3, 4, 9].

Однако как показали дальнейшие исследования, проводимые с 1997 г., в замкнутых и слабопроточных водоемах ЧЗО наблюдается совершенно иная ситуация. Благодаря особенностям гидрологического и гидрохимического режима, а также поступлению мобильных, биологически доступных форм ^{90}Sr с территории водосбора, в водоемах с ограниченным водообменом этот радионуклид играет доминирующую роль в загрязнении гидробионтов, в которых содержание ^{90}Sr у «мирных» видов превышает содержание ^{137}Cs в 2–8 раз, а в некоторых случаях – в 13 и более раз. Для хищных видов этот показатель не превышает 2, поскольку ассимиляция ^{90}Sr , находящегося в объектах питания, в основном в плохо-перевариваемых внутренних и покровных костных тканях, происходит не так эффективно. На примере наиболее типичных представителей хищных и «мирных»

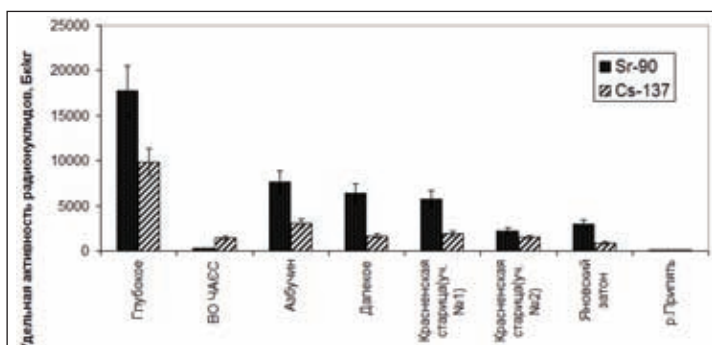


Рис. 1. Средние уровни удельной активности радионуклидов у представителей «мирных» (красноперка) видов рыб в водных объектах ЧЗО в 2006–2012 гг.

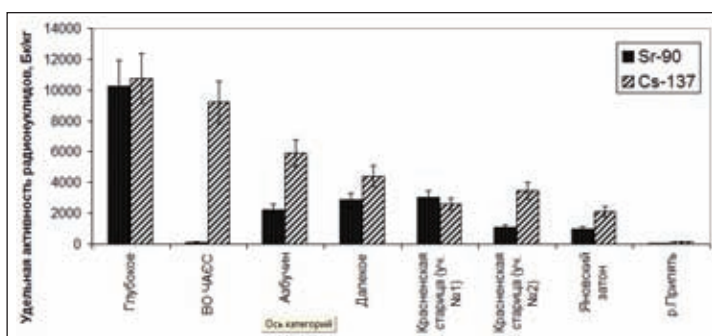


Рис. 2. Средние уровни удельной активности радионуклидов у представителей хищных (окунь обыкновенный) видов рыб в водных объектах ЧЗО в период 2006–2012 гг.

Таблица 1. Диапазоны удельной активности радионуклидов в карасях оз. Вершина и их процентное содержание в период 2011–2012 гг. (n=30)

Диапазоны удельной активности радионуклидов в карасях, Бк/кг	Часть от общей выборки, %	Диапазоны удельной активности радионуклидов в карасях, Бк/кг	Часть от общей выборки, %
^{137}Cs		^{90}Sr	
800–900	6,5	30 000–40 000	17,4
1 001–3 000	53,1	40 001–50 000	8,7
3 001–6 000	18,8	50 001–60 000	34,8
7 001–9 000	18,8	60 001–70 000	26,1
Более 10 000	3,1	Более 70 000	13,0

видов рыб (окуня и красноперки) рассчитаны усредненные данные удельной активности радионуклидов в рыбе, позволяющие получить общее представление об уровнях содержания ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбе основных полигонных водных объектов ЧЗО (рис. 1 и 2). Наибольшими величинами удельной активности как ^{90}Sr , так и ^{137}Cs в рыбе характеризуются замкнутые водоемы, несколько меньшие значения отмечены для водоемов с более высоким уровнем проточности и минимальные – для речных экосистем ЧЗО. Прак-

тически для всех водоемов ЧЗО зарегистрировано более высокое содержание ^{90}Sr в рыбе по сравнению с ^{137}Cs . Исключение составляют водные объекты с повышенным водообменом: ВО ЧАЭС, являющийся полуприродным водоемом с системой искусственной подкачки воды из р. Припять, а также, непосредственно, русловая часть р. Припять.

ВО характеризуется высоким уровнем радионуклидного загрязнения, а также специфическим гидрологическим и гидрохимическим режимом. В настоящее время эти особенности, несмотря на низкие показатели удельной активности радионуклидов в воде ВО, вследствие повышенного водообмена, обуславливают, с одной стороны, концентрирование ^{137}Cs рыбой на уровне самых загрязненных водоемов ЧЗО, а с другой – сравнительно низкие показатели удельной активности ^{90}Sr [5–7, 9]. Отдельно следует также упомянуть оз. Вершина, находящееся в центре одамбированной территории Красненской поймы. Радиоэкологические исследования в озере не проводили с начала 1990-х годов, в связи с его недоступностью наземным транспортом. Это замкнутое, заболочиваемое озеро является наиболее загрязненным ^{90}Sr среди исследованных водоемов ЧЗО.

В 2011–2012 гг. нам удалось отловить в оз. Вершина только один вид рыб – карася серебряного, удельная активность ^{137}Cs в котором зарегистрирована в пределах 803–16 250 (в среднем 4 193), а ^{90}Sr – 34 683–81 180 (в среднем 64 400) Бк/кг. В табл. 1 представлены пределы колебаний удельной активности радионуклидов в карасях и их процентное содержание. Удельная активность ^{90}Sr у карася оз. Вершина в несколько раз превышает аналогичный показатель для рыб одного из наиболее загрязненных радионуклидами водоемов ЧЗО – оз. Глубокое.

Диапазоны удельной активности радионуклидов для всех видов рыб, отловленных в полигонных водных объектах ЧЗО в период 2006–2012 гг. представлены в табл. 2.

Высокие значения содержания радионуклида отмечены у судака и чехони, если эти виды присутствовали в уловах. Во всех остальных случаях наибольшую удельную активность ^{137}Cs регистрировали в окуне обыкновенном, который является одним из наиболее распространенных хищных видов для водоемов ЧЗО [8]. Среди исследованных «мирных» видов практически во всех водоемах лидирующее положение по уровням накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs занимает красноперка, что, вероятно, связано с преобладанием в рационе этого вида высших водных растений, характеризующихся высокими коэффициентами накопления радионуклидов и их эффективным усвоением в процессе пищеварения (рис. 3 и 4).

Анализ данных, полученных на протяжении последних 7 лет, свидетельствует о том, что удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr у представителей ихтиофауны практически всех водоемов ЧЗО продолжает постепенно снижаться. Исключение составляют замкнутые водоемы ЧЗО, в которых, при постепенном снижении удельной активности ^{137}Cs в рыбах,

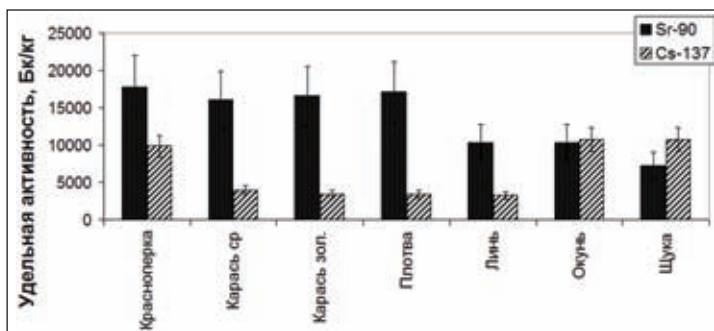


Рис. 3. Средняя удельная активность радионуклидов в различных видах рыб оз. Глубокое в период 2006–2012 гг.

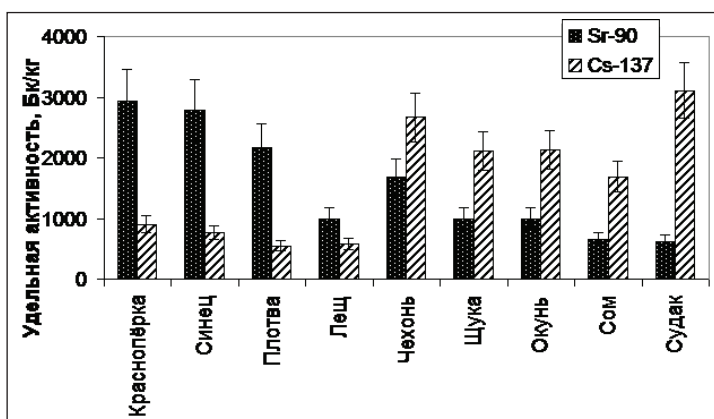


Рис. 4. Средняя удельная активность радионуклидов в различных видах рыб Яновского затона в период 2006–2012 гг.

Таблица 2. Диапазоны удельной активности радионуклидов у представителей ихтиофауны водных объектов различного типа ЧЗО в 2006–2012 гг., Бк/кг

Тип водного объекта	Водный объект	^{137}Cs	^{90}Sr
Озеро	Азбучин, Вершина, Глубокое, Далекое	800–31 800	1 450–81 200
Водоем с повышенным водообменом	Водоем-охладитель ЧАЭС	850–11 000	100–750
Перекрытый затон, одамбированная старица	Яновский затон, Красненская старица (участок №1)	350–4 750	600–6 500
Полупроточный водоем	Красненская старица (участок №2)	460–11 200	100–4 500
Открытый затон	Припятский затон, затон «Щелочка»	30–300	50–170
Река	Припять, Илья	30–300	4–60

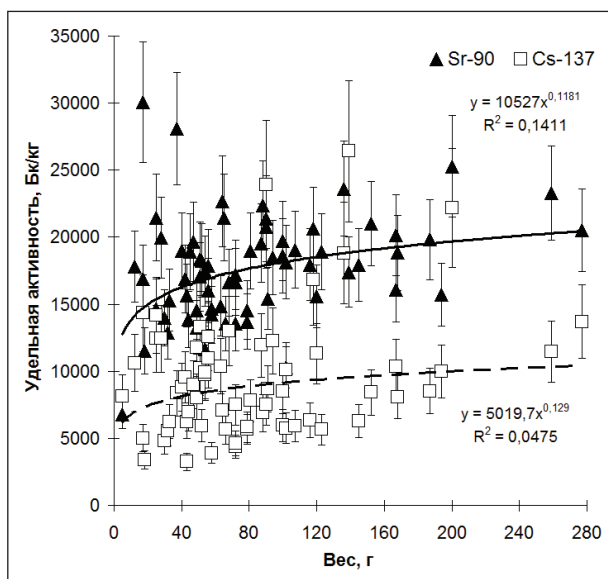


Рис. 5. Зависимость накопления радионуклидов от веса мирными видами рыб оз. Глубокое на примере красноперки

уменьшение содержания ^{90}Sr происходит значительно более медленными темпами или вообще не наблюдается.

Практически во всех исследованных водоемах ЧЗО наиболее массовыми видами, которые характеризуются наибольшими уровнями накопления радионуклидов среди «мирных» видов являются красноперка, а среди факультативных хищников – окунь обыкновенный.

Эти виды можно рассматривать в качестве индикаторов при проведении радиоэкологического мониторинга пресноводных экосистем и оценке уровней загрязнения ихтиофауны ^{90}Sr и ^{137}Cs [8].

Анализ данных удельной активности радионуклидов в рыбах различных размерно-весовых групп позволил выявить зависимость накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs от массы тела у красноперки и окуня оз. Глубокое.

На рис. 5 показана зависимость накопления радионуклидов от массы тела у красноперки оз. Глубокое. На рис. 6 и 7 достаточно хорошо представлено накопление радионуклидов в зависимости от возраста рыб.

Аппроксимация имеющихся данных позволяет выявить характерные отличия в динамике накопления радионуклидов «мирными» и хищными видами рыб с увеличением размерно-весовых характеристик.

Оценка распределения радионуклидов по органам и тканям рыб водоемов ЧЗО показала, что основное количество ^{137}Cs у хищных и «мирных» видов сосредоточено в мышцах – до 65 % и более, на голову, гонады и кости приходится в среднем около 20–25 %, а на остальные органы и ткани – около 10–15 %. До 97 % общего количества ^{90}Sr в организме рыб сконцентрировано в чешуе, а также костях и плавниках. Видовые различия в распределении ^{90}Sr по этим органам и тканям у рыб обусловлены, в основном, особенностями морфологического строения чешуи и висцеральной части осевого скелета.

Таким образом, рыбы замкнутых водоемов ЧЗО продолжают характеризоваться высоким содержанием ^{90}Sr и

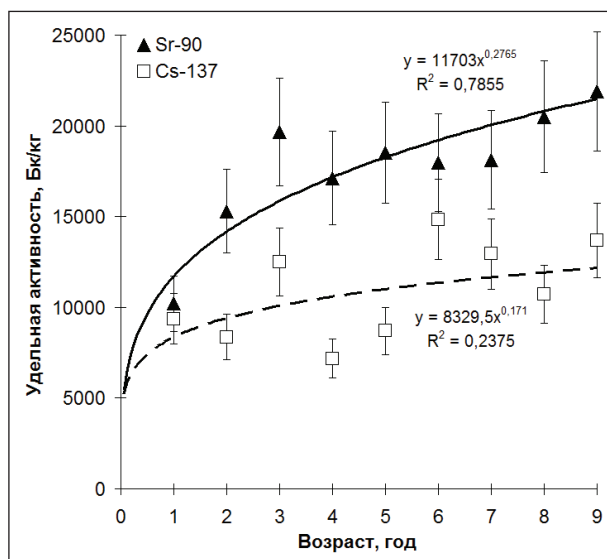


Рис. 6. Зависимость накопления радионуклидов от возраста мирными видами рыб оз. Глубокое на примере красноперки

^{137}Cs . Наибольшие уровни удельной активности радионуклидов отмечены в рыбе водных объектов, расположенных на одамбированной территории левобережной поймы р. Припять (озера Вершина, Глубокое, Далекое, Красненская старица). Удельная активность радионуклидов в рыбе замкнутых водоемов ЧЗО в период исследований во всех случаях превышала ДУ [2], согласно принятым в Украине нормативам для рыбной продукции – в 3–2 320 раз по ^{90}Sr и в 2–212 раз по ^{137}Cs . В рыбе русловых участков р. Припять в пределах ЧЗО за период исследований зарегистрированы единичные случаи превышения ДУ по ^{137}Cs , преимущественно для хищных видов. Анализ размерно-весовой и возрастной динамики накопления ^{90}Sr и ^{137}Cs в рыбе оз. Глубокое позволил выявить корреляцию между весом осо-

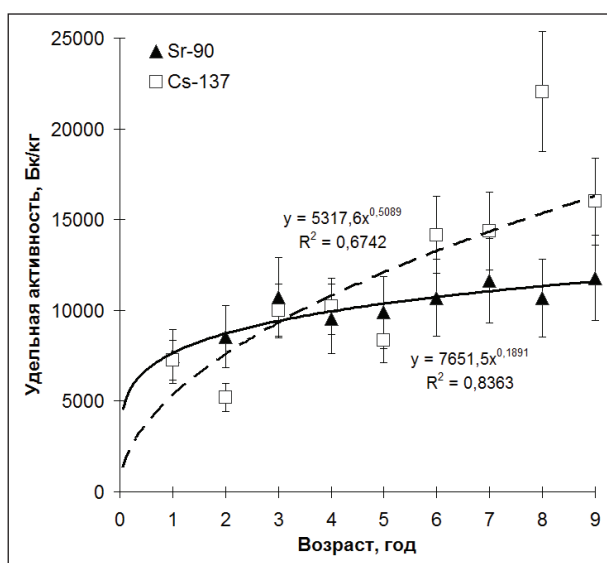


Рис. 7. Зависимость накопления радионуклидов от возраста хищными видами рыб оз. Глубокое на примере окуня обыкновенного

би, ее возрастом и уровнем удельной активности радионуклидов в организме. Наиболее высокая достоверность аппроксимации данных получена при анализе зависимости уровня накопления радионуклидов от возраста рыб.

Отмечено увеличение удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs у вида-фитофага (краснопёрки), с преимущественным накоплением ^{90}Sr , которое, очевидно, происходит уже на ранних стадиях постэмбрионального онтогенеза. У хищного вида (окуня обыкновенного) в первые годы жизни также наблюдается более высокое содержание в организме ^{90}Sr по сравнению с ^{137}Cs , однако в дальнейшем, очевидно в связи с постепенным преобладанием в рационе мелкой рыбы, удельная активность ^{137}Cs начинает превышать ^{90}Sr , интенсивность накопления которого существенно замедляется.

Литература

1. Гудков Д.И., Каглян А.Е., Назаров А.Б. и др. Динамика содержания и распределение основных дозообразующих радионуклидов у рыб зоны отчуждения Чернобыльской АЭС // Гидробиол. журн. – 2008. – Т.44. – №3. – С.95–113.
2. Допустимые уровни содержания радионуклидов ^{137}Cs и ^{90}Sr в продуктах питания и питьевой воде (ДУ-97). – Киев, 1997. – 38 с. (на украинском языке).
3. Зарубин О.Л., Залиский А.А. Радиоактивное загрязнение водных растений и животных р. Припять // Бюлетень екологічного стану зоні відчуження та зони безумовного відселення. 2002. – №1(19). – С.39–47 (на украинском языке).
4. Каглян А.Е. Радионуклиды в ихтиофауне верхнего участка Киевского водохранилища // Гидробиол. журн., 2007. – 43. – №5. – С.93–109.
5. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г. и др. Радионуклиды в аборигенных видах рыб Чернобыльской зоны отчуждения // Ядерна фізика та енергетика, 2012. – Т.13. – №3. – С.306–315 (на украинском языке).
6. Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г. и др. Современное

Наиболее высоким содержанием ^{137}Cs характеризуются хищные виды рыб (чехонь, судак, окунь). Среди «мирных» видов наибольшие показатели удельной активности ^{90}Sr и ^{137}Cs практически во всех водоемах ЧЗО были у краснопёрки. Основным дозообразующим радионуклидом для представителей ихтиофауны замкнутых и условно непроточных водоемов ЧЗО в настоящее время является ^{90}Sr . Благодаря широкому распространению и высоким уровням накопления основных дозообразующих радионуклидов, перспективными видами при выполнении радиозэкологического мониторинга ихтиофауны водных экосистем ЧЗО могут быть фитофаг краснопёрка (*Scardinius erythrophthalmus* L.) и факультативный хищник окунь обыкновенный (*Perca fluviatilis* L.).

- радионуклидное загрязнение пресноводных рыб Украины // Доповіді Національної академії наук України, 2011. – №12. – С.164–170 (на украинском языке).
7. Кузьменко М.И., Гудков Д.И., Киреев С.И. и др. Техногенные радионуклиды в пресноводных экосистемах. – Киев.: Наукова думка, 2010. – 263 с. (на украинском языке).
8. Патент №95746. Украина, МПК G01T №1/169. Способ определения степени максимального радионуклидного загрязнения ихтиофауны пресноводных водоемов / Каглян А.Е., Гудков Д.И., Кленус В.Г. и др. Зс.; Опубл. 2011 р., Промислова власність, №16 (на украинском языке).
9. Рябов И.Н. Радиозэкология рыб водоемов в зоне влияния аварии на Чернобыльской АЭС: по материалам экспедиционных исследований. – М.: Изд-во Тов. научных знаний КМК, 2004. – 215 с.
10. Kaglyan O.Ye., Gudkov D. I., Klenus V.G. et al. Strontium-90 in fish from the lakes of the Chernobyl Exclusion Zone // Radioprotection, 2009. – V.44. – №5. – С.945–949.

ПРОБЛЕМЫ МОДЕЛИРОВАНИЯ МИГРАЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ В ЭКОСИСТЕМАХ

Н.Н. Казачёнок

ФГБУН Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России,
г. Челябинск, Россия, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

PROBLEMS OF THE MODELLING OF A RADIONUCLIDE MIGRATION IN ECOSYSTEMS

N.N. Kazachonok

Urals Research Center for Radiation Medicine, Chelyabinsk, Russia, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

Abstract. This article is a brief overview of the modelling of the radionuclide migration. We offer a model of vertical migration of radionuclides in soil based on cellular automata.

Для прогнозирования развития радиационных ситуаций, в частности для оценки поступления радионуклидов в грунтовые воды, в продукцию сельского хозяйства и в биотические компоненты экосистем исследуют закономерности миграции радионуклидов по почвенному профилю. Одним из способов отражения закономерностей является моделирование.

Разработка моделей миграции радионуклидов до на-

стоящего времени велась по следующим основным направлениям:

1. Аналитические модели

Аналитические или логические модели миграции радионуклидов в почве представляют собой функции, где в качестве переменных выступают параметры процессов и факторов, оказывающих, по мнению авторов моделей,

влияние на величину, которая характеризует результат миграции (скорость смещения фронта или максимума активности и т.п.). Первоначально учитывали 2 фактора влияющие на вертикальную миграцию диффузионный перенос, конвекционный перенос, и их совместное действие. Коэффициенты при переменных затем определяются эмпирически. В.А. Батурин для почв Восточно-Уральского радиационного следа получил полуэмпирическое уравнение с использованием параметров скорости конвективного переноса и скорости диффузионного проникновения, которые определял с помощью перебора. Исходя из этого уравнения, он рассчитал, что максимум концентрации радионуклидов смещается со скоростью 0,3–0,4 см в год. При этом через 25 лет скорость диффузии ^{137}Cs снижается на 0,01 см/год, а ^{90}Sr – повышается на 0,02 см/год [2]. Фундаментальное исследование факторов, влияющих на эти факторы, проведено В.М. Прохоровым. В.М. Прохоров показал, что по влиянию на диффузию свойства почвы расположены в ряду: влажность > сумма обменных кальция и магния = емкость обмена > pH содержание гумуса > температура. Он также оценил роль адсорбции в миграции ^{90}Sr [11].

В настоящее время также используются эти модели. однако, по-видимому, они пригодны для однородной бесструктурной и постоянно увлажненной почвы, подвергшейся однократному поверхностному загрязнению. Для большинства типов почв эффективная диффузия возможна только внутри структурного агрегата в период, когда почва достаточно увлажнена. При анализе конвекционного переноса необходимо различать перенос радионуклидов с гравитационной водой и движение по капиллярным порам, которое может быть разнонаправленным.

А.Д. Истомин с соавт. разработал модель одномерной вертикальной миграции радионуклидов в многофазной системе поверхностного слоя почвы. В модели учитывается большое количество параметров, в том числе извилистость пор почвы, мощности энерговыделения при испарении/конденсации и кристаллизации/плавлении воды, а также при радиоактивном распаде [6]. Понятно, что измерение всех этих параметров в конкретной почвенно-растительной системе – очень трудоёмкий процесс. Кроме того, необходимо предварительно эмпирически в многофакторном эксперименте и в природных условиях установить значения коэффициентов уравнений, описывающих зависимости входных и выходных параметров. Учитывая, что при увеличении числа переменных функции погрешность накапливается лавинообразно, такие модели могут представлять преимущественно теоретический интерес.

2. Эмпирические модели

В эмпирических моделях, по имеющимся данным об удельной активности или запасе радионуклида в отдельных слоях почвы рассчитывают либо пространственно-временные характеристики процесса миграции (скорость смещения максимума, период полувыведения из слоя и т.п.) либо прогнозируемые значения активности или запаса радионуклида в соответствующих слоях [12].

Ряд исследователей просто рассчитывает уравнения регрессии для фактических значений активности радионуклида по слоям почвы. Большинство исследователей используют для этой цели экспоненциальную функцию. Так И.В. Ефремов рассчитал параметры уравнения регрессии экспоненциального вида для ^{137}Cs и ^{90}Sr по профилю нескольких типов и подтипов почв Оренбургской области [3]. Арастович Т.В. рассчитал формулы экспоненциальной зависимости концентрации ^{137}Cs и ^{90}Sr от времени в почвенном слое дерново-подзолистой заболоченной необрабатываемой почвы в Гомельской и Брестской областях [1].

Нами рассчитаны уравнения регрессии для распределения ^{90}Sr по профилю трех типов почв, распространенных на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа и в 30 км зоне ПО «Маяк» по 5 отборам каждого типа, сделанным в разные сроки после аварии (с 1962 г. по 2008 г.). Распределение ^{90}Sr по профилю 30-сантиметрового слоя хорошо описывается экспоненциальной функцией вида $y = ae^{-bx}$, где y – содержание радионуклида в слое в % от общей плотности загрязнения 30-см слоя, x – номер 5-см слоя. Выпавший на поверхность почвы ^{90}Sr медленно мигрировал в более глубокие слои и коэффициент b за годы прошедшие после аварии постепенно уменьшался.

Для серой лесной почвы: значение коэффициента b коррелирует с количеством лет, прошедших после аварии лучше всего ($r = -0,94$, $p = 0,02$). Значения b для других почв со временем падают быстрее, однако зависимость b от времени выражена слабее: для дерново-подзолистой $r = -0,68$, $p = 0,20$; для чернозема $r = -0,79$, $p = 0,11$. В отдаленный период после аварии усиливается избирательная аккумуляция ^{90}Sr в отдельных слоях дерново-подзолистой почвы, связанная, по-видимому, с неоднородностью физико-химических свойств. Неоднородность распределения ^{90}Sr по профилю чернозема, аккумуляция его над уровнем плужной подошвы, объясняется механическим перемещением части радионуклида при обработке [7].

3. Структурнодинамические модели

Модели основаны на представлении экосистемы в виде потоков и уровней. Информация об уровнях содержится в базах данных, потоки рассчитываются на основе аналитических моделей – уравнений функций переноса. При работе модели используются параметры уравнений, полученные эмпирически и содержащиеся также в базе данных. Подробные модели, основанные на принципах структуродинамики разработаны С.В. Мамихиным. Такая модель может исключительно подробно описывать состояние и поведение экосистемы, однако на стадии разработки также требует огромного количества фактических данных. При недостатке фактических данных предложено применять численные эксперименты с различными вариантами функций и определять неизвестные параметры методом последовательных приближений. [9, 10].

К принципам структуродинамики близок принцип нейронных сетей, применяемых для моделирования вертикальной и горизонтальной миграции загрязняющих веществ. Для таких моделей также необходимо большое

количество исходной информации, систематизированной в виде баз данных. В моделях, разработанных под руководством С.П. Кундаса, используются многослойные сети. Входной слой отражает условия (начальную концентрацию вещества, время, тип почвы и т.п.), вспомогательные слои и вспомогательные сети используются для детализации условий (физико-химические свойства почвы определенного типа и др.). Для обработки сигналов создаются промежуточные и скрытые слои. Важным достоинством нейронных сетей является их способность к самообучению. Если в обычных структуродинамических моделях при возрастании числа структурных элементов и их связей накапливаются разнообразные ошибки, то в нейронных сетях за счет «обратного прохода» и самообучения системы ошибки минимизируются [8].

Общей проблемой моделирования почвенных процессов является неоднородность почвы как в пространстве, так и во времени. Эта неоднородность, безусловно оказывая влияние на процессы миграции, может практически не отражаться на ее результате. Сотрудниками отдела внешней среды УНПЦ РМ были исследованы параметры распределения ^{90}Sr и ^{137}Cs по профилю автоморфных почв на различном расстоянии и в различных направлениях от ПО «Маяк», в том числе и почв на оси ВУРС, загрязненных ^{90}Sr до уровня 500–1000 кБк/м². Во всех исследованных разрезах автоморфной почвы, несмотря на различные типы почв, различные условия и различную плотность загрязнения, на глубине свыше 20 см удельные активности ^{137}Cs и ^{90}Sr практически не различаются, вплоть до глубины 300 см они колеблются около 10 Бк/кг. Небольшие колебания активности в отдельных слоях объясняются, по-видимому, неравномерной фильтрацией гравитационной воды по трещинам и ходам землероев.

Были исследованы также болотные и дерновые почвы в пойме реки Теча, загрязненные ^{137}Cs до 500–1000 кБк/кг и ^{90}Sr до 5–10 кБк/кг. ^{90}Sr в гидроморфных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20–40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое.

Таким образом, у автоморфных почв даже в отдаленный период после аварии практически весь ^{90}Sr и ^{137}Cs сосредоточены в слое 0–20 см, а у гидроморфных аллювиальных почв наблюдается такое разнообразие распределения, что выявить общие закономерности представляется затруднительным. Учитывая, что у разных видов и даже сортов растений зона всасывания корней расположена на различной глубине, так, что даже глубокая перепашка почвы на накопление радионуклидов в товарной части урожая влияет разнонаправленно, в условиях северной и предгорной лесостепи Зауралья моделирование миграции радионуклидов по профилю почвы с использованием сложных и трудоемких методов представляется нецелесообразным. Необходимо разработать более простой и не требующий больших затрат способ моделирования.

На наш взгляд перспективным направлением в моделировании процессов переноса загрязнителей в неодно-

родной среде могут стать виртуальные машины, имитирующие поведение частицы загрязнителя (иона, молекулы, коллоидной частицы) в гетерогенной системе. Такие модели могут служить для постановки виртуальных экспериментов как для прогнозирования поведения частиц при известных параметрах вероятности переноса, так и для оценки этих параметров при известном результате переноса.

Так, например, В.В. Жихаревич и Л.М. Шумиляк показали согласование распределения температуры в образце между клеточно-автоматной моделью и точным аналитическим решением уравнения теплопереноса в определенный момент времени [5], а также рассмотрели клеточно-автоматные модели непрерывной и дискретной диффузии и указали, что коэффициент диффузии должен иметь вид вероятностной функции, принимающей значения от 0 до 1 с некоторой степенью вероятности [4].

Мы предлагаем использовать метод, близкий к методу клеточных автоматов. Отличие состоит в том, что вследствие исключительно низкой (в химическом смысле) концентрации радионуклидов даже в сильно загрязненных почвах, взаимодействие между частицами маловероятно и нами не учитывается.

Мы исходим из того, что выпавшая на поверхность почвы радиоактивная частица через определенный временной интервал смещается по профилю почвы на вектор, являющийся равнодействующей всех сил, действовавших на частицу за это время. Поскольку почва неоднородна, судьба каждой отдельной частицы определяется рядом случайных факторов, поэтому частицы движутся не единым фронтом, а «размазываются» по профилю. Ионы, коллоидные мицеллы, связанные в кристаллической решетке изотопы могут перемещаться с различной скоростью и в разных направлениях. В почвах без выраженного уклона ни одно из горизонтальных направлений не будет преобладать, вероятность смещения частицы по горизонтали равным образом компенсируется смещением другой частицы в противоположном направлении. Поэтому при моделировании учитывали только вертикальное смещение, то есть проекцию равнодействующей всех сил на вертикаль.

Поведение радионуклидов в почве определяется вероятностью распада за заданный период времени и вероятностями смещения по профилю на различные расстояния вверх или вниз за этот период, независимо от механизма смещения. Через некоторое число временных интервалов положение нераспавшейся частицы определяется результатом сложения противоположно направленных векторов, каждый из которых в природной стохастической системе определяется случайным образом в соответствии с вероятностями, характерными для данной природной системы.

Пространство дискретизируется в виде массива, время – как оборот цикла. Для элементов массива (в данном случае – ионов или коллоидных частиц) задаются правила изменения состояний. Базовый алгоритм модуля на каждом обороте цикла имитирует случайный выбор векторов смещения частицы в соответствии с заданными вероятностями.

В настоящий момент нами в среде Delphi разработаны, испытаны и отлажены принципиальные алгоритмы модели

миграции частиц радионуклидов в почве и созданы действующие модули этой модели:

1. Модуль, имитирующий миграцию частиц в однородной почве с учетом распада. Изменяя вероятности смещения на различные векторы, исследователь может провести комплекс виртуальных экспериментов для исследования поведения частиц, выявить ведущие векторы и сопоставить их с природными физико-химическими процессами.
2. Модуль, имитирующий миграцию частиц в почве с тремя слоями, с учетом распада. При работе с данным модулем исследователь может задать произвольные или фактические значения мощности 3 слоев почвы и для каждого слоя назначить различный набор вероятностей смещения.
3. Модуль для оптимизации параметров миграции частиц соответственно фактическому распределению. Используя этот модуль, исследователь задает фактическое распределение частиц по профилю почвы. Программа задает значения вероятностей методом Монте-Карло и оказывает предпочтение вариантам, при которых $\sum (x_{\text{факт}} - x_{\text{мод}})^2$ наименьшее. За ряд итераций программа подбирает такой комплект вероятностей, чтобы получающееся в виртуальном эксперименте распределение наилучшим образом соответствовало заданному природному распределению.

На рисунке 1 показаны различные варианты распределения радионуклида, полученные при изменении вероятностей смещения частицы. Исследования модели показали, что в зависимости от выбранных вероятностей смещения характер распределения частиц по профилю почвы через заданный промежуток времени может значительно различаться. Задавая для разных слоев почвы раз-

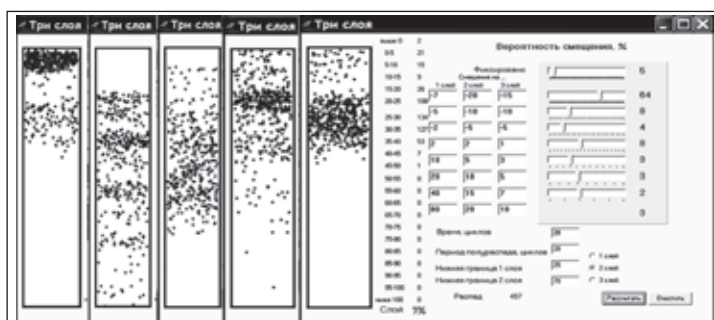


Рис. 1. Результаты моделирования распределения радионуклида в трехслойной почве

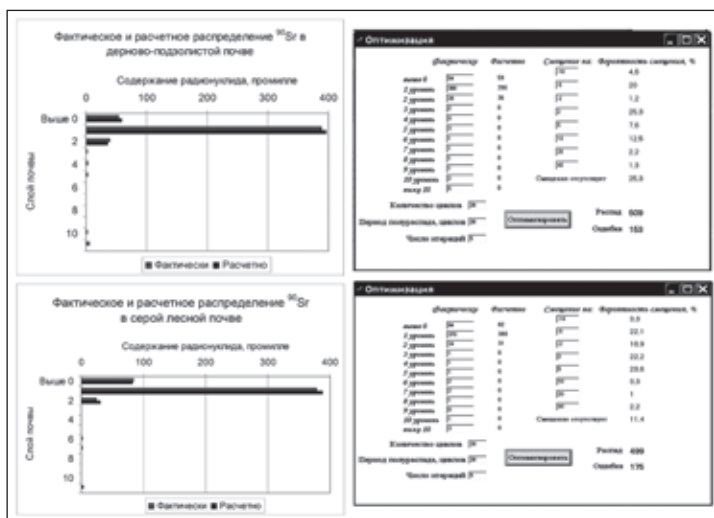


Рис. 2. Результаты оптимизации вероятностей смещения частиц и сопоставление их с фактическими данными

личный набор вероятностей можно получить «слоистое» распределение, характерное для аллювиальной почвы пойм, или монотонное снижение содержания радионуклидов по глубине характерное для аридных автоморфных почв. На рисунке 2 показаны результаты оптимизации вероятностей и их соответствие распределению в реальных почвенных разрезах.

Литература

1. Арастович Т.В. Влияние свойств почв на процесс вертикальной миграции радионуклидов // Известия Национальной академии наук Беларуси. Серия аграрных наук, 2004. – №2.
2. Батулин В.А. Вертикальная миграция радионуклидов в почве Восточно-Уральского следа и ее влияние на интенсивность исходящего излучения / Атомная энергия, 1997. – Т.82. – вып.1. – С.44–48.
3. Ефремов И.В. Моделирование почвенно-растительных систем. – М.: Изд. ЛКИ, 2008. – 152 с.
4. Жихаревич В., Остапов С. Моделирование процессов самоорганизации и эволюции систем методом непрерывных асинхронных клеточных автоматов / Компьютинг, 2009. – Т.8. – вып.3. – С.61–71.
5. Жихаревич В.В., Шумиляк Л.М. Аппроксимация решения нестационарного уравнения теплопроводности методом вероятностных непрерывных асинхронных клеточных автоматов для одномерного случая // Компьютерные исследования и моделирование, 2012. – Т.4. – №2. – С.293–301.
6. Истомин А.Д., Корблева С.А., Носков М.Д. Математическое моделирование миграции радионуклидов в поверхностном слое грунта // Известия Томского политехнического университета, 2005. – Т.308. – №3. – С.74–78.
7. Костюченко В.А., Аклеев А.В., Перемышлова Л.М., Полова И.Я., Казаченок Н.Н., Мельников В. С., Тихова Ю.П., Дербина Л.В. Особенности миграции долгоживущих радионуклидов ^{90}Sr и ^{137}Cs на восточно-Уральском радиоактивном следе / Восточно-Уральский радиоактивный след / Под ред. А.В. Аклеева и М.Ф. Киселева. – Челябинск, 2012. – Глава X. – С.82–121.
8. Кундас С.П., Гишкелюк И.А., Коваленко В.И., Хилько О.С.

- Компьютерное моделирование миграции загрязняющих веществ в природных дисперсных средах. – Минск: МГТУ им. А.Д. Сахарова, 2011. – 212 с.
9. Мамихин С.В. Динамика углерода органического вещества и радионуклидов в наземных экосистемах (имитационное моделирование и применение информационных технологий). – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. – 172 с.
10. Мамихин С.В., Никулина М.В. Имитационная модель поведения ^{90}Sr в почве и древесном ярусе соснового леса // Радиационная биология. Радиоэкология, 2005. – Т.45. – №4. – С.218–226.
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., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том II. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 400 с.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ РАДИОХИМИЧЕСКОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

Н.Н. Казачёнок, И.Я. Попова, В.А. Костюченко, Г.В. Полянчикова, Ю.П. Тихова, В.С. Мельников, Г.Б. Россинская, К.Г. Коновалов, А.И. Копелов

Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России, Челябинск, Россия, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF THE AQUATIC ECOSYSTEMS AS A RESULT OF THE ACTIVITIES OF THE RADIOCHEMICAL FACTORY

N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova, V.A. Kostyuchenko, G.V. Polyanchikova, Yu.P. Tikhova, V.S. Melnikov, G.B. Rossinskaya, K.G. Konovalov, A.I. Kopelov

Urals Research Center for Radiation Medicine, Chelyabinsk, Russia, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

Abstract. We present results of a study of the radioactive contamination of aquatic ecosystems, which are located near the villages in the 30–40 km zone of the Mayak PA. The contamination of lakes is not dangerous to humans. In the Techa river we found a dangerous contamination of the water, the coastal grasses and the fish with ^{90}Sr .

В течение длительного времени территория, прилегающая к радиохимическому предприятию ПО «Маяк», подвергалась радиоактивному загрязнению газоаэрозольными выбросами ПО «Маяк», радиоактивными осадками после ряда Уральских радиационных аварий, после аварии на Чернобыльской АЭС, глобальными выпадениями. Особенно серьезные последствия вызвал сброс радиоактивных отходов в систему реки Теча. Предполагается, что в период 1949–1954 г. в точке сброса ЖРО поступило, в частности, $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y} - 47,1$ кКи, $^{137}\text{Cs} + ^{137m}\text{Ba}$ поступило 49,9 кКи [3].

Методика исследований

В 2008–2012 гг. проводили исследование радиоактивного загрязнения воды, донных отложений и прибрежной почвы в зонах активного водопользования озер, расположенных в ареалах населенных пунктов на территории в радиусе 30–40 км от ПО «Маяк», а также – системы реки Теча. Удельную активность ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в пробах определяли с помощью γ -спектрометров «Прогресс» и МКС-01А «МУЛЬТИРАД». В малоактивных пробах ^{137}Cs определяли радиохимически сурьмянойодидным методом. Активность ^{90}Sr в пробах рассчитывали после радиохимического выделения дочернего ^{90}Y с использованием МИОМФК и последующим измерением его активности на малофоновой β -метрической установке УМФ-1500 с пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция. ^{239}Pu концентрировали и очищали на анионообменной смоле с последующим электрохимическим

осаждением на стальные диски. Измерение α -активности выполняли на α -спектрометрической установке на основе ионизационной импульсной камеры, используя предварительно внесенную в пробу индикаторную метку (^{236}Pu или ^{242}Pu). Удельную эффективную активность естественных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) рассчитывали согласно СанПиН 2.6.1.2523-09. «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009». Все применяемые методики измерения имеют Государственные свидетельства о метрологической аттестации. Лаборатория аккредитована в системе аккредитации лабораторий радиационного контроля.

Результаты и обсуждение

Уровни загрязнения озер в местах активного водопользования

В 2008–2011 гг. исследовали пробы воды, донных отложений и прибрежной почвы, отобранные в 26 местах активного водопользования 24 озер на расстоянии 30–40 км от промплощадки ПО «Маяк», а также на озере Еловое (в районе г. Чебаркуль), выбранном для сравнения.

Вода в озере Еловое содержала 0,011 Бк/л ^{137}Cs , 0,042 Бк/л ^{90}Sr , 5,9 Бк/л ^3H . Удельная активность ^{137}Cs в воде 24 озер на исследуемой территории колебалась от 0,007 до 0,063 Бк/л (в 3 озерах активность ^{137}Cs не превышала активности в о. Еловое, максимальная активность – в о. Хагальгим), ^{90}Sr – от 0,014 до 0,69 Бк/л (в 7 озерах активность ^{90}Sr не превышала активности в о. Еловое, максимальная активность – в о. Хагальгим), ^3H – от 9,6 до 53,4 Бк/л (во всех озерах активность ^3H была выше, чем в о.

Таблица 1. Значения коэффициентов корреляции между удельной активностью радионуклидов в компонентах водных экосистем

№	Среда	Радио- нуклид	2	3	4	5	6	7	8	9
1	Вода	¹³⁷ Cs	0,49 ²	0,61 ²	0,64 ²	0,20	0,31	0,18	0,42 ¹	-0,04
2		⁹⁰ Sr		0,64 ²	0,30	0,83 ²	0,37	0,39 ¹	0,13	-0,05
3		³ H			0,45 ¹	0,54 ²	0,30	0,29	0,40 ¹	0,00
4	Донные (0–10 см)	¹³⁷ Cs				0,18	0,26	0,26	0,61 ²	0,13
5		⁹⁰ Sr					0,21	0,33	0,07	-0,02
6	Прибрежная почва (0–10 см)	¹³⁷ Cs						0,65 ²	0,37	0,06
7		⁹⁰ Sr							0,32	0,34
8	Почва ареала (0–10 см)	¹³⁷ Cs								0,65 ²
9		⁹⁰ Sr								

Примечание: ¹ – статистически значим при $p < 0,05$; ² – статистически значим при $p < 0,01$.

Еловое, максимальная – в о. Улагач). Во всех исследованных озерах удельная активность ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ³H в воде оказалась ниже уровня вмешательства (УВ – ³H в питьевой воде – 7 600 Бк/л, ¹³⁷Cs – 1,0 Бк/л, ⁹⁰Sr 4,9 Бк/л [4]). Таким образом, вода во всех озерах, используемых населением, загрязнена радионуклидами в большей степени, чем это обусловлено глобальными выпадениями, однако она соответствует нормам радиационной безопасности. ²²²Rn в воде озер не обнаружен.

В таблице 1 показаны значения коэффициентов корреляции между удельными активностями радионуклидов в воде, донных отложениях, прибрежной почве и автоморфной почве из ближайшей к водоему точки отбора (почва ареала). Удельная активность радионуклидов в прибрежной почве мало связана с активностью в почве ареала. Поскольку прибрежная почва гидроморфна, ее активность зависит от способности удерживать связанные радионуклиды в условиях постоянного увлажнения. Во многих точках отбора почва в прибрежной зоне вследствие абрадирующей деятельности воды грубая, скелетная, бедная гумусом. Даже при относительно высоких уровнях загрязнения ареала почва может быть малоактивной. Среднее отношение активности ¹³⁷Cs в прибрежной почве к активности его в почве ареала для 26 точек отбора составило 1,2±0,4, для ⁹⁰Sr это отношение составляет 1,4±0,7, что в целом соответствует представлениям об аккумуляции радионуклидов в понижениях водосборной территории, однако на песчано-щебенчатых берегах это отношение может составлять 0,1–0,2. Активность донных отложений в прибрежной зоне в большинстве случаев ниже, чем активность прибрежной почвы и почвы ареала. Как и следовало ожидать, активность ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в воде коррелирует с их активностью в донных отложениях. Активность ¹³⁷Cs в воде и донных, а также ³H в воде коррелирует с активностью ¹³⁷Cs в слое 0–10 см почвы ареала. По-видимому, загрязнение территории ¹³⁷Cs и ³H обусловлено регламентными выбросами.

В таблице 2 представлены результаты исследования распределения радионуклидов в отдельных тканях рыбы (сборные пробы). Как и следовало ожидать, ⁹⁰Sr накапливается преимущественно в костной ткани, ¹³⁷Cs же распределяется относительно равномерно. Содержание ⁹⁰Sr

и ¹³⁷Cs в отобранных образцах не превышает ПДУ (предельно допустимое содержание в рыбе, фарше ¹³⁷Cs – 130 Бк·кг⁻¹, ⁹⁰Sr – 100 Бк·кг⁻¹ [5]).

Исследованные озера не представляют опасности для населения при использовании для водопоя, полива и в рекреационных целях. На берегу озера Алабуга не рекомендуется косить траву и собирать ягоды. Пригодность озер для рыбозаведения и рыболовства требует дальнейшего изучения.

Радиационная обстановка в реке Теча

В настоящее время вода р. Течи наиболее загрязнена в верхнем течении от Асанова моста до н.п. Муслюмово. Удельная активность ⁹⁰Sr в воде на этом участке колеблется от 1,6 Бк/л до 60,0 Бк/л, и, в среднем, составляет 17,1±2,2 Бк/л. Активность ¹³⁷Cs колебалась от 0,06 Бк/л до 11,5 Бк/л, в среднем – 1,0±0,4 Бк/л, активность ³H – от 11,2

Таблица 2. Уровни загрязнения радионуклидами тканей рыбы в озерах, Бк·кг⁻¹

Название озера	Вид рыбы	Вид ткани	¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Иртяш	Подлещик	Мышцы	3,2	0,7
		Кости	5,1	19,0
		Головы	3,0	12,2
		Фарш без голов	3,6	4,4
	Чебак	Мышцы	9,0	1,4
		Кости	6,9	28,0
		Головы	5,4	19,7
		Фарш без голов	8,7	5,6
	Сырок	Мышцы	4,8	0,9
		Кости	5,5	20,3
		Головы	6,0	18,9
		Фарш без голов	4,9	3,1
Синара	Чебак	Мышцы	2,6	4,1
		Кости	3,2	21,9
		Головы	2,6	17,3
Куяш	Чебак	Тушка	8,6	29,5

Бк/л до 451 Бк/л, в среднем 240 ± 33 Бк/л, активность $^{239,240}\text{Pu}$ не превышала 0,096 Бк/л, в среднем – $0,019 \pm 0,02$ Бк/л. В верхнем течении реки только ^{90}Sr практически во всех пробах воды значительно превышает Уровень вмешательства [4]. После реконструкции плотины П-11 с 2009 г. по 2012 г. активность ^{90}Sr и ^3H значительно выросла, как в отдельных пробах, так и в среднем за год (таблица 3).

Максимальное количество ^{137}Cs в отобранных снеговых пробах соответствовало плотности выпадений $15,2$ Бк/м², ^{90}Sr – $37,6$ Бк/м². В талой воде активность ^{137}Cs составила $0,13$ Бк/л, ^{90}Sr – $0,32$ Бк/л. Атмосферные осадки способствуют разбавлению и снижению удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в речной воде. Однако при подъеме уровня воды в водоемах Теченского каскада увеличивается фильтрация из них через плотину и в обводные каналы. С 2000 по 2009 гг. активность ^{90}Sr в воде в верхнем течении, как правило, увеличивалась в годы с наибольшим количеством осадков. В 2010–2012 гг., после реконструкции плотины, колебания активности ^{90}Sr в воде верховьев реки происходили в противофазе с колебаниями осадков. В период весеннего половодья и после осенних дождей активность ^{90}Sr в воде наименьшая. Повышение активности характерно не столько для летней межени, сколько для позднелетнего (что может быть связано с кристаллизацией воды) и раннеосеннего периодов. Зависимости уровней загрязнения радионуклидами воды реки Теча от погодных условий в декаду, предшествующую времени отбора пробы, не обнаружено.

Удельные активности ^{90}Sr и ^3H в воде в период исследования были взаимосвязаны. В верхнем течении реки в 2009–2012 гг. коэффициент корреляции между ними составил 0,76. В среднем за этот период в верхнем течении активность ^3H превышала активность ^{90}Sr в $11,2 \pm 1,2$ раза. В нижнем течении это соотношение несколько снижается и составляет $9,3 \pm 1,6$ раз. Однако необходимо учитывать, что источники поступления этих радионуклидов различны: по нашим расчетам около 72 % ^{90}Sr поступает с фильтратом плотины П-11 и стоком правобережного обводного канала (ПБК), около 66 % ^3H – со стоком левобережного обводного канала (ЛБК). При изменении условий сброса соотношение ^{90}Sr и ^3H в речной воде может измениться. Источником загрязнения ^{90}Sr для ЛБК в первую очередь является канал из озера Бердяниш, а затем – фильтрация из В-11. Для ПБК – фильтрация из В-11 после точки равных уровней. Основной источник загрязнения воды ЛБК ^3H по-видимому фильтрация из водоемов В-4 и В-2. Активность ^3H в верхнем течении ПБК относительно невысока и со-

ответствует активности в озере Улагач. В нижней части канала она увеличивается в $\approx 2,5$ раза, очевидно, за счет фильтрации из В-11.

Водоем В-10, несмотря на довольно высокие активности ^{90}Sr и ^3H в воде, по-видимому, не вносит существенного вклада в радиоактивное загрязнение Течи. Основным источником загрязнения реки ^{137}Cs – фильтрат плотины В-11 и пойменная почва. Причем разбавление водой из реки Зюзелги, по-видимому, компенсируется дополнительным вымыванием ^{137}Cs из болотной почвы. Важную роль в регулировании уровня загрязнения речной воды может играть разбавление грунтовой водой Асановского болота. Сток грунтовой воды с Асановского болота может быть сопоставимым со стоком ПБК и фильтрата плотины и обеспечивать одновременно разбавление и ^{90}Sr из фильтрата и ПБК, и ^3H из ЛБК. При этом грунтовая вода относительно чистая. Анализ грунтовой воды из скважины у Асанова моста в целом подтверждает эти выводы: активность ^{90}Sr в воде – $0,19$ Бк/л, ^3H – 42 Бк/л.

Динамика изменения активности радионуклидов в воде реки Теча по мере удаления от плотины П-11 не совпадает с динамикой изменения их активности в верхнем слое донных отложений и пойменной почвы. Это подтверждает, что в настоящее время радиоактивное загрязнение воды в большей степени зависит от разбавления, чем от взаимодействия с донными отложениями и смыва с водосборной территории.

В пойме реки Теча в наибольшей степени загрязнена почва Асановских болот. Активность ^{137}Cs здесь в настоящее время варьирует от $1,6 \times 10^2$ Бк/кг до $1,6 \times 10^6$ Бк/кг, ^{90}Sr – от $1,5 \times 10^2$ до $5,5 \times 10^4$ Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – от 286 Бк/кг до 2388 Бк/кг. Корреляции уровня загрязнения от расстояния от уреза воды не превышающего 200 м статистически не значимы. В большинстве случаев ^{90}Sr в донных отложениях и в постоянно увлажненных болотных и прибрежной дерновой почвах мигрирует на большую глубину и аккумулируется в различных слоях. ^{137}Cs и $^{239,240}\text{Pu}$ в болотной почве мигрировали до 100 см, но наибольшее их количество содержится в слое 20–40 см. В дерновой почве они в основном остались в поверхностном слое. Эти различия необходимо учитывать при оценке плотности загрязнения территории и расчете общего запаса радионуклидов. В целом можно отметить, что активность ^{90}Sr в пробах почвы в десятки раз ниже, чем ^{137}Cs , хотя в первоначальных сбросах их количество было почти одинаково. Разнообразие профилей распределения радионуклидов в пойменной почве связано со слоистым строением аллювиальных от-

Таблица 3. Содержание радионуклидов в воде каналов (выходной створ) и фильтрате плотины в 2010–2012 гг., Бк/л

Место отбора	^{90}Sr			^3H			^{137}Cs
	2010 г.	2011 г.	2012 г.	2010 г.	2011 г.	2012 г.	2012 г.
ЛБК	8,1	17,4	11,9–23,9	169	428	431–576	0,03
ПБК	81,8	58,5	41,6–105,3	255	178	153–256	0,045
Фильтрат П-11	66,6	Не опред.	48,8–65,4	589	Не опред.	523–524	0,28
Асанов мост	22,9–26,8	25,6–30,7	21,3–38,8	192–263	281–385	269–439	0,31
Муслюмово	18,3–25,0	10,8–22,7	11,9–48,7	108–183	141–370	148–470	0,27–0,62

ложений, русловым процессом, ускорением инфильтрации воды в западинах и другими факторами. Однако это разнообразие в значительной степени осложняет оценку потенциальных источников вторичного загрязнения.

В надземной массе травянистой растительности, отобранной в пойме реки удельная активность ^{90}Sr и ^{137}Cs сильно колебалась в зависимости от места отбора. В наибольшей степени была загрязнена трава в верховьях на расстоянии 3–5 м от берега: активность ^{137}Cs в пробе – 4673 Бк/кг сухого веса, ^{90}Sr – 1380 Бк/кг. На расстоянии 150 м от берега – 1649 Бк/кг ^{137}Cs и 40 Бк/кг ^{90}Sr . Ниже по течению загрязнение травы ^{137}Cs уменьшается быстрее, чем загрязнение ^{90}Sr . В среднем течении активность ^{137}Cs в пробе травы составила 98 Бк/кг, ^{90}Sr – 671 Бк/кг. В нижнем течении в 5 пробах травы отобранных на пастбище, на расстоянии 10–50 м от уреза воды активность ^{137}Cs составила $11,3 \pm 8,7$ Бк/кг, активность ^{90}Sr – 132 ± 45 Бк/кг. Таким образом, в прибрежной пойме в верхнем течении реки активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в траве во много раз превышает контрольные уровни (КУ) для грубых кормов (соответственно 600 Бк/кг и 100 Бк/кг [1]). По всему течению реки в прибрежной траве превышен КУ ^{90}Sr .

В таблице 4 представлены средние значения активности ^{90}Sr и ^{137}Cs в тушках рыбы в реке Теча. Как видно из таблицы, загрязнение ^{137}Cs рыбы выловленной в верховьях в среднем на уровне ПДУ [5] или несколько превышает его, загрязнение в среднем и нижнем течении ниже ПДУ. Загрязнение ^{90}Sr по всему течению реки в несколько раз превышает ПДУ [5]. Принято считать, что в последующих звеньях пищевых цепей, по сравнению с предшествующими, происходит накопление ксенобиотиков. Из таблицы 4 видно, что удельная активность ^{137}Cs по цепи питания практически не изменяется, а активность ^{90}Sr заметно уменьшается. Необходимо учитывать, что место в пищевой цепи зависит не только от вида рыбы, но и от ее размера. Поскольку масса выловленных экземпляров сильно варьировала, место отобранных экземпляров каждого вида в пищевой цепи можно оценить только ориентировочно. Тем не менее, рассчитали средние значения отношений активности радионуклидов в предыдущем звене к активности в последующем. Так отношение активностей ^{90}Sr для пары «плотва-щука» составило $2,6 \pm 2,1$, для пары «окунь-щука» – $1,5 \pm 0,5$, для пары «плотва-окунь» – $1,6 \pm 0,8$. Отношения активностей ^{137}Cs для этих пар составили, соответственно $0,86 \pm 0,38$; $1,20 \pm 0,65$; $0,75 \pm 0,57$.

По мнению Крышева А.И. более высокие коэффициенты накопления ^{90}Sr в нехищных видах рыб объясняются меньшим усвоением радионуклида хищными рыбами из костных и покровных тканей рыб жертв, по сравнению

Таблица 4. Удельная активность радионуклидов в рыбе в р. Теча, Бк/кг (сырой вес)

Место отбора	Вид	Кол-во проб	^{90}Sr	^{137}Cs
Верхнее течение	Плотва	21	1235 ± 225	129 ± 36
	Окунь	25	726 ± 83	170 ± 34
	Щука	13	466 ± 60	166 ± 35
Среднее течение	Плотва	27	751 ± 163	77 ± 44
	Окунь	20	588 ± 112	79 ± 21
	Щука	15	449 ± 55	74 ± 11
Нижнее течение	Плотва	24	549 ± 95	$10,8 \pm 2,3$
	Окунь	16	284 ± 40	21 ± 13
	Щука	7	162 ± 64	$14 \pm 6,7$

с усвоением нехищными рыбами из планктонных, бентосных организмов и водных растений [2]. Однако, в 1978 г. сотрудники УНПЦ РМ (в то время ФИБ-4) определяли содержание ^{90}Sr в фарше 3 видов рыб из непроточного водоема В-11, где химический и радиохимический состав относительно стабилен. Активность ^{90}Sr в фарше чебака в среднем составила $3,7 \times 10^4$ Бк/кг, окуня – также $3,7 \times 10^4$ Бк/кг, щуки – $4,4 \times 10^4$ Бк/кг. Закономерности миграции радионуклидов по пищевым цепям гидробионтов требуют дальнейшего изучения.

Заключение

Озера, находящиеся в ареалах ныне существующих населенных пунктов в радиусе 30–40 км от ПО «Маяк» в зонах активного водопользования загрязнены радионуклидами в большей степени, чем это обусловлено глобальными выпадениями, однако вода в них соответствует радиационно-гигиеническим нормативам. Рыба, выловленная в озерах Иртыш, Куяш и Синара, не представляла опасности для населения.

Вода реки Теча загрязнена ^{90}Sr , ^{137}Cs и ^3H , причем активность ^{90}Sr в большинстве проб значительно превышает уровень вмешательства. Основным источником загрязнения речной воды – фильтрация из Теченского каскада водоемов. Прибрежная трава загрязнена ^{90}Sr выше КУ по всему течению реки, ^{137}Cs – в верховьях реки. Речная рыба также загрязнена ^{90}Sr выше ПДУ по всему течению реки, ^{137}Cs – в верховьях реки.

В настоящее время наибольшую опасность для населения представляет радиоактивное загрязнение компонентов речной системы Течи.

Литература

1. Инструкция о радиологическом контроле качества кормов. Контрольные уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в кормах и кормовых добавках: Утв. Глав. Гос. ветеринарным инспектором России В.М. Авиловым 1 декабря 1994 г. №13-7-2/216. / «Российские вести», №105, 08.06.1995.
2. Крышев А.И. Моделирование загрязнения рыб ^{90}Sr в зависимости от концентрации кальция в воде. Радиационная биология. Радиоэкология, 2008. – Т.48. – №3. – С.372–377.
3. Мокров Ю.Г. Реконструкция радиоактивного стока основных радионуклидов с водами р. Теча в период 1949–1954 гг. // Бюллетень сибирской медицины, 2005. – №2. – С.110–116.
4. СанПиН 2.6.1.2523-09: Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). – М., 2009.
5. Технический регламент Таможенного союза ТР ТС 021/2011 «О безопасности пищевой продукции». Утвержден Решением Комиссии Таможенного союза от 9 декабря 2011 г. №880.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ НАЗЕМНЫХ ЭКОСИСТЕМ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ РАДИОХИМИЧЕСКОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

Н.Н. Казачёнок, И.Я. Попова, В.А. Костюченко, Г.В. Полянчикова, Ю.П. Тихова,
В.С. Мельников, Г.Б. Россинская, К.Г. Коновалов, А.И. Копелов

Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России,
Челябинск, Россия, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF THE TERRESTRIAL ECOSYSTEMS AS A RESULT OF THE ACTIVITIES OF THE RADIOCHEMICAL FACTORY

N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova, V.A. Kostyuchenko, G.V. Polyanchikova, Yu.P. Tikhova,
V.S. Melnikov, G.B. Rossinskaya, K.G. Konovalov, A.I. Kopelov

Urals Research Center for Radiation Medicine, Chelyabinsk, Russia, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

Abstract. *We present results of a study of the radioactive contamination of terrestrial ecosystems, which are located near the villages in the 30–40 km zone of the Mayak PA. The radioactive contamination of terrestrial ecosystems at a distance of 30–40 km from Mayak is considerably higher than the level of global contamination. However, it does not present any danger to the public respecting treatment buffer zone EURT.*

В течение длительного времени территория, прилегающая к радиохимическому предприятию ПО «Маяк», подвергалась радиоактивному загрязнению газоаэрозольными выбросами ПО «Маяк», радиоактивными осадками после ряда Уральских радиационных аварий, после аварии на Чернобыльской АЭС, глобальными выпадениями. До настоящего времени подробно изучалась радиационная ситуация на территории Восточно-Уральского и Карачаевского радиоактивных следов, зона загрязнения по реке Тече. Подробное исследование радиоактивного загрязнения наземных экосистем по всей зоне влияния ПО «Маяк» проводили в 1975–1976 гг.

Методика исследований

В 2008–2011 гг. проводили исследование радиоактивного загрязнения территории в радиусе 30–40 км от ПО «Маяк».

Снеговые пробы отбирали в третьей декаде марта. Для того, чтобы избежать загрязнения проб травой и почвой снег снимали с поверхности льда на озерах. Измерение pH и уровня минерализации (в пересчете на NaCl) в талой воде проводили с помощью pH-метра АНИОН 4100 и комбинированного стеклянного электрода ЭСК-10601/7.

Точки, в которых проводили измерение мощности экспозиционной дозы (МЭД), а также отбор лесной подстилки и почвы (слои 0–10 см и 10–20 см) выбирали на участках с ненарушенным ландшафтом на расстоянии 300–500 м от границ населенных пунктов, а также вдоль соединяющих их дорог на расстоянии не менее 30 м от дороги. Мощность экспозиционной дозы определяли с помощью радиометра ДРГ 01Т. Обработка и подготовка отобранных проб к гамма-спектрометрическому и радиохимическому анализу производили по стандартным общепринятым методикам.

Удельную активность ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K в пробах определяли с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс» С 2011 г. использовали спектрометрическую установку МКС-01А «МУЛЬТИРАД». В малоактивных пробах ^{137}Cs опреде-

ляли радиохимически сурьмянойодидным методом.

Активность ^{90}Sr в пробах рассчитывали после радиохимического выделения дочернего ^{90}Y с использованием МИОМФК и последующим измерением его активности на малофоновой β -метрической установке УМФ-1500 с пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя стронция. ^{239}Pu концентрировали и очищали на анионообменной смоле с последующим электрохимическим осаждением на стальные диски. Измерение α -активности выполняли на α -спектрометрической установке на основе ионизационной импульсной камеры, используя предварительно внесенную в пробу индикаторную метку (^{236}Pu или ^{242}Pu).

Удельную эффективную активность естественных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) рассчитывали согласно СанПиН 2.6.1.2523-09. «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009».

Все применяемые методики измерения имеют Государственные свидетельства о метрологической аттестации. Методики выполнения измерений аттестованы в Госстандарте. Применяемые средства измерений проходят государственную поверку в центре стандартизации и метрологии.

Результаты и обсуждение

В северо-западном направлении от ПО «Маяк» (предгорная зона) наблюдали низкие значения МЭД, в большинстве точек измерения средние значения не превышали 11 мкР/час. На остальной территории значения МЭД колеблются в пределах 6,0–31,3. Наиболее высокие значения МЭД отмечены к югу от г. Кыштым. На оси ВУРС между н.п. Метлино и Новая Теча МЭД достигает 45,0 мкР/час, далее по оси высоких значений МЭД не отмечено.

С 2009 по 2011 г. отобрали 25 проб снега с 14 озер. Количество ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H , выпавших с зимними осадками, различалось в разные годы наблюдения. В большинстве точек отбора выпадения ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^3H в 2011 г. были ниже, чем в 2010 г., но на озерах Улагач и Татыш – значитель-

но выше. На осаждение радиоактивных аэрозолей могут влиять, как технологические, так и погодные факторы. В точках, расположенных в пределах 10 км от промплощадки ПО «Маяк» (Улагач, Татыш, Акакуль, Хагальгим) выпадения ^{137}Cs колебались в пределах 2,7–14,9 Бк/м², ^{90}Sr – 3,4–37,6 Бк/м², активность ^3H в талой воде – 8,6–87,1 Бк/л. На расстоянии свыше 10 км: ^{137}Cs – 0,67–6,1 Бк/м², ^{90}Sr – 0,96–14,2 Бк/м², ^3H – 4,4–18,9 Бк/л. Таким образом, в настоящее время количество ^{90}Sr , выпадающего с зимними осадками на территорию вне охранной зоны ПО «Маяк», сопоставимо с количеством ^{90}Sr ежегодно распадающегося из доли обусловленной глобальными выпадениями и во много десятков раз ниже, чем современная плотность загрязнения этой территории. Отношение выпадений ^{137}Cs к существующей плотности загрязнения еще ниже. Активность ^3H в талой воде сопоставима с его активностью в воде озер, но в 100 и более раз ниже, чем Уровень вмешательства [3]. Можно считать, что атмосферные выпадения радионуклидов в период исследования не оказывали существенного влияния на загрязнение экосистем 40 км зоны ПО «Маяк».

Наибольшее количество нерастворимого аэрозоля в снеговых пробах (твердый остаток) содержалось на озере Улагач (в 2010 г. – 0,872 г/л, в 2011 г. 0,224 г/л), и на озере Татыш (в 2011 г. – 0,139 г/л) расположенных рядом с ГРЭС в н.п. Новогорный. В остальных пробах содержание твердого осадка было менее 0,1 г/л. В 2011 наблюдали статистически значимую связь содержания твердого остатка с удельной активностью в талой воде ^3H – $r=0,94$ ($p<0,01$), ^{90}Sr – $r=0,85$ ($p<0,01$) и минерализацией – $r=0,65$ ($p<0,05$). Также отметили слабую корреляцию между минерализацией и удельной активностью ^{90}Sr ($r=0,62$), минерализацией и ^3H – ($r=0,54$), pH и активностью ^{137}Cs ($r=0,55$). Вопрос взаимосвязи химического и радиоактивного загрязнения осадков требует дальнейшего изучения.

В 130 точках наземных экосистем в ареалах 52 ныне существующих и 2 отселенных населенных пунктов были отобраны пробы почвы и подстилки. Кроме этого были отобрано 38 проб травы, 28 проб грибов разных видов, 12 проб ягод (земляника зеленая, земляника лесная, костяника, клюква).

Практически во всех точках отбора плотность загрязнения почвы ^{137}Cs в слое 0–20 см значительно превышает глобальный уровень (2,2 кБк/м² ^{137}Cs и 1,3 кБк/м² ^{90}Sr [1]). Наиболее высокая плотность загрязнения наземных экосистем ^{137}Cs отмечена к югу и юго-востоку от ПО «Маяк» (в ареале н.п. Новогорный – 70–117 кБк/м², Татыш – 48–51 кБк/м², Худайбердинск – 51 кБк/м²) и в ареалах н.п., примыкающих к оси ВУРС (Большой Куяш – 55–69 кБк/м², Караболка – 44–50 кБк/м², Красный Партизан – 32 кБк/м², Аллаки – до 31 кБк/м², Мусакаева – 30 кБк/м²). На месте отселенной деревни Алабуга плотность загрязнения ^{137}Cs составила 98–116 кБк/м². Вне этих направлений высокие уровни загрязнения отмечены у н.п. Сулейманово – 79 кБк/м² и Карагайкуль – 25 кБк/м².

Загрязнение ^{90}Sr исследуемой территории (вне зоны ВУРС) значительно ниже, чем ^{137}Cs – среднее отношение удельной активности $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в верхнем (0–10 см) слое почвы по 104 точкам отбора в среднем составило $2,5\pm 0,4$.

По оси ВУРС на месте отселенной деревни Алабуга удельная активность ^{90}Sr в слое почвы 0–5 см достигала 17 900 Бк/кг. Суммарно по слою 0–20 см плотность загрязнения ^{90}Sr в этой точке составила 2 400 кБк/м². В других точках отбора в этом районе плотность загрязнения колебалась от 94 до 913 кБк/м². Тем не менее, эта территория активно используется в рекреационных целях и для сенокошения.

Высокие уровни загрязнения ^{90}Sr сохраняются в ареалах н.п. Караболка, Мусакаева, Булзи, Аллаки, Красный Партизан, Береговой. Здесь отмечены участки с плотностью загрязнения 83–162 кБк/м² (2–4 Ки/км²). В 2010–2011 гг. на этих участках выращивали зерновые культуры, были установлены теплицы, местные жители косили сено.

Выявлена статистически значимая обратная корреляция удельной активности ^{137}Cs в верхнем слое почвы (кроме точек у отселенных деревень Алабуга и Русская Караболка) и расстояния от промплощадки ПО «Маяк» ($r=-0,26$, $p<0,01$, 106 точек отбора). Также значима обратная корреляция активности ^{137}Cs и направления от ПО «Маяк», количественно выраженного как абсолютное значение угла отклонения от восточного направления ($r=-0,25$, $p<0,01$, 106 точек отбора). Для ^{90}Sr в этих же точках зависимость от расстояния незначима ($r=-0,10$, $p<0,05$). Значимая обратная корреляция отмечается между активностью ^{90}Sr и абсолютным значением угла отклонения от северного направления ($r=-0,26$, $p<0,01$). Интересно, что корреляция между активностью ^{90}Sr и отклонением от направления оси ВУРС ниже, хотя так же статистически значима ($r=-0,22$, $p<0,05$). Множественные коэффициенты корреляции между активностью радионуклидов, расстоянием и направлением от источника также статистически значимы: для ^{137}Cs (0,32) и для ^{90}Sr (0,35).

Если рассчитать коэффициенты корреляции для всех исследованных 130 точек, включая ареалы отселенных н.п. Алабуга и Русская Караболка, связи активности ^{137}Cs с расстоянием и восточным направлением снижаются, но остается статистически значимыми ($r=-0,20$, $p<0,05$) и ($r=-0,18$, $p<0,05$). Для ^{90}Sr связь с расстоянием отсутствует ($r=-0,01$), связь с углом отклонения от северного направления снижается ($r=-0,20$, $p<0,05$), а отклонением от оси ВУРС – повышается ($r=-0,27$, $p<0,01$).

Несмотря на статистически значимую связь между активностью радионуклидов в верхнем слое почвы, расстоянием и направлением от источника загрязнения, рассчитывать уравнения множественной регрессии для оценки уровней загрязнения промежуточных точек представляется нецелесообразным. Расположение наиболее загрязненных территорий в целом соответствует розе ветров г. Озерска (с сильным преобладанием западных ветров с южной и северной составляющей) [1] и отличается большой неоднородностью, связанной, по-видимому, с неравномерным осаждением радиоактивных выбросов, как регламентных, так и аварийных.

Неравномерное осаждение радиоактивных аэрозолей связано с особенностями мезорельефа и растительной формации. В 2010 г. нами были проанализированы пробы из горно-лесной зоны Башкортостана с восточного склона горы Кургашилы к востоку от Нугушского водохранилища.

Таблица 1. Влияние растительной формации на плотность загрязнения

Ареал населенного пункта	Место отбора	Плотность загрязнения слоя 0–20 см, кБк/м ²	
		¹³⁷ Cs	⁹⁰ Sr
Большой Куяш	3 км к Метлино, перелесок	69,4	20,4
	3 км к Метлино, луг	10,6	5,7
Караболка	2 км к северо-западу, лес	49,9	99,3
	2 км к северо-западу, поляна	7,1	12,7
Тюбук	1 км по трассе после поворота на Булзи, лес	11,6	6,8
	1 км по трассе после поворота на Булзи, поляна	3,5	4,2
Алабуга (отсел.)	Лес у опушки, к востоку от деревни	98,3	2401
	Луг, 150 м к озеру от леса	116,9	841,8
Аллаки	"100 км" по трассе Челябинск-Екатеринбург, лес	31,4	10,0
	"100 км" по трассе Челябинск-Екатеринбург, луг	12,5	4,7

Этот склон по своим природно-климатическим характеристикам имеет сходство с восточными склонами Зауральского пенеплена. Ближайший г. Мелеуз находится в 44 км к западу. Предполагается, что радиоактивное загрязнение этой территории обусловлено только глобальными выпадениями. У вершины горы активность ¹³⁷Cs в слое 0–10 см составила 22,4±4,5 Бк/кг, активность ⁹⁰Sr – 19,8±5,9 Бк/кг. У подножия, в долине реки Нугуш активность ¹³⁷Cs – 14,5±0,7 Бк/кг, активность ⁹⁰Sr – 13,9±1,8 Бк/кг. В ареале н.п. Чебаркуль, также выбранном для сравнения и предположительно не входящем в зону влияния ПО «Маяк», удельная активность ¹³⁷Cs в слое почвы 0–10 см составляла на равнине 9,3 Бк/кг в лесу и 10,2 Бк/кг на лугу, а в горной зоне между городами Чебаркуль и Миасс – 26,7 Бк/кг. Плотность загрязнения слоя ¹³⁷Cs 0–20 см с подстилкой составила от 2,3–2,6 кБк/м² на равнине и 5,3 кБк/м² в горной зоне. Удельная активность ⁹⁰Sr в слое 0–10 см на равнине составила 14,0 Бк/кг на лугу и 27,1 Бк/кг в лесу, а в горной зоне – 22 Бк/кг. Плотность загрязнения ⁹⁰Sr на равнине, соответственно – 2,7 и 7,0 кБк/м², в горной зоне – 4,1 кБк/м².

При отборе почвы из точек, расположенных на расстоянии 50–150 м друг от друга в лесу и на лугу (поляне) оказалось, что плотность загрязнения ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr слоя 0–20 см лесной почвы может быть в 3–7 раз выше, чем луговой (таблица 1).

Характер растительной формации оказывает влияние и на вертикальную миграцию радионуклидов по профилю почвы. В 44 точках отбора, расположенных в лесу, отношение удельной активности ¹³⁷Cs в слое 0–10 см к активности в слое 10–20 см составило в среднем 16,2±4,0, для ⁹⁰Sr – 4,5±1,0. В 42 точках, расположенных на лугу, это отношение для ¹³⁷Cs составило 2,1±0,6, для ⁹⁰Sr – 2,0±0,5.

Загрязнение почвы изотопами Pu относительно невелико (таблица 2). Наибольшую активность ^{239,240}Pu отмечали в верхнем слое почвы в ареалах н. п. ближайших к ПО «Маяк»: Татыш (до 25,5 Бк/кг) и н. п. Новогорный (до 15,9 Бк/кг). Активность ²³⁸Pu была на уровне предела

детектирования.

Во всех пробах грибов удельная активность ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr была значительно ниже предельно допустимых уровней. Активность ¹³⁷Cs в 2008–2011 гг. была от 0,55 до 39,0 Бк/кг (ПДУ – 500 Бк/кг [4]). Средний коэффициент накопления ¹³⁷Cs в грибах в 2011 г. – 0,011, (в 2008 также – 0,011, в 2009–2010 гг. пробы грибов собирали с большой площади и коэффициент накопления не определяли). Активность ⁹⁰Sr – от 0,14 до 9,8 Бк/кг (не нормируется [4]). Средний коэффициент накопления ⁹⁰Sr в грибах в 2011 г. – 0,007 (в 2008 г. – 0,041). Поскольку грибы, собранные в ареале отселенной деревни Алабуга, на участках с плотностью загрязнения 700 кБк/м² и 2400 кБк/м² накопили 9,0 и 9,8 Бк/кг ⁹⁰Sr, существует вероятность, что при определенных условиях здесь могут быть грибы, не соответствующие санитарно-гигиеническим нормативам. В ареалах ныне существующих населенных пунктов лесные грибы можно считать безопасными.

Удельная активность ¹³⁷Cs в 15 пробах ягод (земляника зеленая, земляника лесная, клюква) в 2008–2011 гг. была от 0,34 до 5,2 Бк/кг, в среднем – 1,58 Бк/кг (ПДУ – 160 Бк/кг [4]). Активность ⁹⁰Sr вне зоны ВУРС также была невысокой.

Таблица 2. Уровни загрязнения плутонием объектов окружающей среды

Ареал населенного пункта	Экосистема	Объект	²³⁸ Pu, Бк/кг, Бк/л	^{239,240} Pu, Бк/кг, Бк/л
Метлино	Березовый лес	Почва 0–10 см	0,18	7,84
Новогорный	Березовый лес	Почва 0–10 см	0,57	5,43
	Березовый лес	Почва 0–5 см	Н.у.д.	11,4
	Березовый лес	Почва 0–10 см	0,90	15,9
Селезни	Березовый лес	Почва 0–5 см	1,22	5,16
Сулейманова	Сосновый лес	Почва 0–10 см	0,23	2,69
Татыш	Березовый лес	Почва 0–10 см	Н.у.д.	25,5
	Сосновый лес	Почва 0–10 см	0,04	3,2
	Сосновый лес	Почва 0–10 см	0,90	16,1
	Сосновый лес	Почва 0–10 см	Н.у.д.	15,5
Худайбердинск	Луг	Почва 0–10 см	0,75	5,87

Примечание: Н.у.д. – ниже уровня детектирования.

кой – от 1,5 до 12 Бк/кг, в среднем – 5,5 Бк/кг (не нормируется [4]). Однако в ягодах земляники лесной у отселенной деревни Алабуга активность ^{90}Sr в 2008 г. составила 813 Бк/кг, костяники – 243 Бк/кг, в смеси ягод земляники лесной и зеленой, у отселенной деревни Русская Караболка – 213 Бк/кг.

Учитывая, что ПДУ ^{90}Sr в овощах составляет 40 Бк/кг [4], дикорастущие ягоды, собранные на ВУРС могут представлять в настоящее время опасность для населения. Это самый загрязненный из пищевых продуктов, отобранных нами вне санитарно-охранной зоны ПО «Маяк». Хотя доля ягод в рационе значительно ниже, чем доля овощей, активность ^{90}Sr в них также необходимо нормировать.

Пробы травы на большей части исследуемой территории, даже на периферии ВУРС, содержали относительно небольшое количество радионуклидов. Активность ^{90}Sr в сухой надземной биомассе разнотравья колебалась от 6,9 до 89,8 Бк/кг, ^{137}Cs – от 1,9 до 8,2 Бк/кг. Все эти пробы соответствуют ветеринарно-санитарным требованиям [2]. На оси ВУРС отмечали очень высокие уровни загрязнения травы ^{90}Sr в районе отселенной деревни Алабуга – 2630 Бк/кг сухой массы. По трансекте длиной 200 м перпендикулярно оси ВУРС на расстоянии ≈ 20 км от источника загрязнения на пологом склоне, где расположен сенокос, отобрали 10 проб травы. Удельная активность ^{90}Sr в сухой надземной массе – от 360 до 1454 Бк/кг, коэффициенты

накопления – от 0,22 до 1,8, в среднем – $0,8 \pm 0,4$. Удельная активность ^{137}Cs – от 6,1 до 50 Бк/кг, коэффициенты накопления – от 0,02 до 0,3, в среднем – $0,08 \pm 0,06$.

По трансекте длиной 10 км проложенной перпендикулярно оси ВУРС на расстоянии ≈ 35 км от источника загрязнения в конце вегетационного периода (сентябрь) отобрали 12 проб надземной массы разнотравья. Активность ^{90}Sr в пробах колебалась от 24 до 1400 Бк/кг сухого веса, коэффициенты накопления (по отношению к удельной активности почвы в слое 0–10 см) колебались от 0,6 до 7,1. В среднем в лесу они составили $1,0 \pm 0,9$, на лугу – $2,7 \pm 1,7$. Активность ^{137}Cs в траве – от 6,5 до 62,6 Бк/кг, коэффициенты накопления от 0,02 до 2,6, в лесу – $0,06 \pm 0,08$, на лугу – $0,5 \pm 0,7$. Поскольку количество проб невелико, статистически значимых различий между накоплением радионуклидов в лесной и луговой травянистой биомассе выявить не удалось.

По результатам исследования можно заключить, что уровни радиоактивного загрязнения наземных экосистем на расстоянии 30–40 км от ПО «Маяк» значительно превышают уровни глобальных выпадений. Однако, за исключением территории по оси ВУРС (в ареалах отселенных деревень), в настоящее время они не представляют опасности для населения при использовании для сенокошения, выпаса скота, сбора грибов и ягод, а также в рекреационных целях.

Литература

1. Атлас геоэкологических карт на территорию зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк». – М., Озерск, 2007. – 106 с.
2. Инструкция о радиологическом контроле качества кормов. Контрольные уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в кормах и кормовых добавках: Утв. Глав. Гос. ветеринарным инспектором России В.М. Авиловым 1 декабря 1994 г. N 13-7-2/216. / «Российские вести», №105, 08.06.1995.
3. СанПиН 2.6.1.2523-09: Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). – М., 2009.
4. Технический регламент Таможенного союза ТР ТС 021/2011 «О безопасности пищевой продукции». Утвержден Решением Комиссии Таможенного союза от 9 декабря 2011 г. №880.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ НАСЕЛЕННЫХ ПУНКТОВ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ РАДИОХИМИЧЕСКОГО ПРЕДПРИЯТИЯ

Н.Н. Казачёнок, И.Я. Попова, В.А. Костюченко, Г.В. Поляничкова, Ю.П. Тихова,
В.С. Мельников, Г.Б. Россинская, К.Г. Коновалов, А.И. Копелов

Уральский научно-практический центр радиационной медицины ФМБА России,
Челябинск, Россия, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF HUMAN SETTLEMENTS AS A RESULT OF THE ACTIVITIES OF THE RADIOCHEMICAL FACTORY

N.N. Kazachonok, I.Ya. Popova, V.A. Kostyuchenko, G.V. Polyanchikova, Yu.P. Tikhova,
V.S. Melnikov, G.B. Rossinskaya, K.G. Kononov, A.I. Kopelov

Urals Research Center for Radiation Medicine, Chelyabinsk, Russia, kazachenok.nina@mail.ru, kazachenok@urcrm.ru

Abstract. We present the results of a study of the radioactive contamination of human settlements in the 30–40 km zone of the Mayak PA. The radioactive contamination of the soil, milk, potatoes, and vegetables is not dangerous to humans.

Многолетняя деятельность радиохимического предприятия ПО «Маяк» привела к радиоактивному загрязне-

нию почв Зауралья. Выбросы в атмосферу, взрыв емкости с отходами в 1957 году, ветровой разнос илов озера Кара-

чай в 1967 году вызывали выпадение радиоактивных осадков на поверхность почвы.

Методика исследований

В 2009–2011 гг. была определена мощность экспозиционной дозы (МЭД) и были отобраны пробы огородной почвы, картофеля, овощей, молока, сена в личных хозяйствах в населенных пунктах в радиусе 30–40 км от промплощадки ПО «Маяк». Мощность экспозиционной дозы определяли с помощью радиометра ДРГ 01Т. Молоко в личных хозяйствах отбирали в конце стойлового периода вместе с пробами сена, а также в пастбищный период. Огородную почву из слоя 0–20 см, картофель и овощи отбирали в период уборки урожая вместе с определением МЭД на приусадебных участках. Обработка и подготовка отобранных проб к гамма-спектрометрическому и радиохимическому анализу производили по стандартным общепринятым методикам.

Удельную активность ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{232}Th и ^{40}K определяли с помощью сцинтилляционного гамма-спектрометра с программным обеспечением «Прогресс», в 2011 г. использовали спектрометрическую установку МКС-01А «МУЛЬТИРАД». В малоактивных пробах ^{137}Cs определяли радиохимически сурьмянойодидным методом. Активность ^{90}Sr в пробах рассчитывали после радиохимического выделения дочернего ^{90}Y с использованием МИОМФК и последующего измерения его активности на малофоновой β -метрической установке УМФ-1500 с пламенно-фотометрическим контролем выхода носителя Sr. Определение ^3H в воде проводили методом прямого измерения на жидкостном α -, β -радиометре Quantulus 1220 после предварительной дистилляции из щелочной среды с добавлением перманганата калия. Метод определения изотопов Pu основан на их концентрировании и очистке на анионообменной смоле с последующим электрохимическим осаждением на стальные диски. Измерение α -активности выполняли на α -спектрометрической установке на основе ионизационной импульсной камеры. В качестве индикаторной метки использовали ^{236}Pu или ^{242}Pu .

Удельную эффективную активность естественных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) рассчитывали согласно СанПиН 2.6.1.2523-09. «Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009».

Все применяемые методики измерения имеют Государственные свидетельства о метрологической аттестации. Методики выполнения измерений аттестованы в Госстандарте. Применяемые средства измерений проходят государственную поверку в центре стандартизации и метрологии.

Результаты и обсуждение

На приусадебных участках значения МЭД в среднем составили 12,1 мкР/час. Наибольшие значения МЭД отмечены в н.п. Тайгинка (18,6 мкР/час). Среднее значение МЭД по Челябинской области – 12 мкР/час.

Уровни загрязнения огородной почвы в целом соответствуют загрязнению ареалов. Наблюдается значимая

обратная корреляция средней удельной активности ^{137}Cs в почве (36 населенных пунктов) с расстоянием от источника – $r = -0,43$ ($p < 0,01$). Для активности ^{90}Sr корреляция с расстоянием статистически незначима и положительна $r = 0,29$, это связано с тем, что наибольшее загрязнение почвы ^{90}Sr характерно для населенных пунктов вблизи территории ВУРС – Караболка и Аллаки, расположенные на расстоянии 38–39 км от источника загрязнения. Наиболее высокий коэффициент обратной корреляции был получен между активностью ^{137}Cs в почве и углом отклонения от юго-восточного направления (азимут 136°), $-r = -0,49$ ($p < 0,01$). Для ^{90}Sr направление, для которого обнаружена наибольшая связь, соответствует направлению оси ВУРС (азимут 30°), $-r = -0,34$ ($p < 0,05$).

Активность изотопов плутония в огородных почвах определяли в 7 пробах. Наиболее загрязнена проба из н.п. Новогорный, активность ^{238}Pu составила 7,2 Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – 2,1 Бк/кг. В остальных пробах активность ^{238}Pu была 0,15–1,1 Бк/кг, $^{239,240}\text{Pu}$ – 0,48–2,1 Бк/кг.

В большинстве проб почвы техногенных радионуклидов не превышает $A_{\text{эфф}}$ природных.

Распределение активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в огородной почве в наибольшей степени сходно с полимодальным. Отдельные пики, по-видимому, связаны с разными режимами загрязнения, в частности, с многолетним внесением навоза, полученного от коров, которым скормливали загрязненное сено. Так, в н.п. Караболка на одном из приусадебных участков активность ^{90}Sr в разных пробах сена была от 1709 до 2524 Бк/кг, почвы – от 239 до 820 Бк/кг, молока – до 24,8 Бк/л. Хозяева знают, что косили сено на территории ВУРС (болото Бугай). На соседнем приусадебном участке корову не держат, активность ^{90}Sr в почве – 134 Бк/кг.

Распределения активностей ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке и картофеле, а также распределение коэффициентов накопления ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле также асимметрично, что может быть связано с различными условиями кормления животных, выращивания овощей, различием сортов и агротехники.

Неоднородность распределения радионуклидов на исследуемой территории не позволяет использовать стандартные статистические методы. При изучении базы данных исследований прошлых лет, оказалось, что в большинстве выборок в среднем 10 % измерений значительно превышают, как среднее арифметическое, так и среднее геометрическое. При этом критерий трех сигм не выполняется. Можно предполагать, что фактически имеют место выборки из двух совокупностей: жителей, не нарушающих режим охранной зоны ВУРС, и нарушителей. Поскольку характер нарушений и их частота могут сильно варьировать, четких критериев для разделения этих совокупностей установить невозможно.

Поэтому для ориентировочной оценки радиационной ситуации на территории в целом рассчитали средние значения удельной активности радионуклидов в пробах, исключив по 10 % проб с наибольшими значениями активности. Средние значения удельных активностей радионуклидов в почве и продуктах по отдельным населенным пунктам рассчитывали по всем пробам. Данные представлены

Таблица 1. Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в почве, молоке и картофеле в среднем по населенным пунктам в 2009–2011 гг.

Населенный пункт	Молоко		Почва		Картофель	
	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr
Аллаки	0,32	2,36	38,1	198,9	0,36	0,78
Аргаяш	2,22	0,25	47	24,2	0,39	0,2
Аязгулова	1,06	0,41	103,7	40,6	0,52	0,33
Башакуль	0,56	0,61			0,52	0,3
Бижеляк			111	66	0,97	0,96
Большое Таскино	0,85	0,17	98,2	46,8	0,64	0,28
Большой Куяш	0,68	0,56	124	43,3	0,53	0,58
Булзи	1,22	1,3			0,45	1,1
Голубинка	0,32	0,49	156	37,8		
Горный	0,65	0,1	83	24,6	0,41	0,35
Губернское	0,72	0,22				
Дербишева	1,22	0,15				
Ибрагимова	0,38	0,56	61	35,7	0,59	0,38
Караболка	0,45	0,68	34,6	423,4	0,64	1,11
Карагайкуль	0,54	0,27	46,3	43,7	1,33	0,3
Касли	0,81	0,77	32,8	99,8	0,46	0,38
Комсомольский	1,01	0,5	38,5	36,5	0,28	0,12
Красный Партизан	0,54	0,97	42	76,2	0,37	0,51
Кувалжиха	0,62	0,47	42,7	23,3	0,25	0,29
Кузнецкое	0,45	0,34	29	4,9	0,31	
Кузнечиха	1,18	0,31	31,4	26,8	0,68	0,09
Курманова	0,39	0,37	27,5	20,4	0,19	0,12
Кызылбуляк	0,48	0,43	193	136,9	0,44	0,91
Кыштым	0,35	0,29	36	28,8	0,87	0,22
Малый Кунашак	0,42	0,43	75	77,5	0,9	0,44
Маук	0,25	1,02	26	29,2	0,36	0,24
Мусакаева			36,8	80,1		
Назырова	0,46	0,58				
Новогорный	0,96	1,41	90	48,6	0,69	0,63
Новое Соболева	0,58	0,3	33,8	19	0,26	0,15
Сарыкульмяк	0,91	0,67	109,3	70,7	0,29	0,52
Северный	0,37	0,23	25,4	36,6	0,84	0,28
Слюдорудник	1,57	0,24	29,6	36,5	0,47	0,22
Сулейманова	0,31	0,41	159,7	74,5	0,59	0,39
Сыргайды	0,48	0,66	39	24	0,41	0,14
Тайгинка	0,68	0,36	57,9	57,4	1,11	0,67
Татыш			131	71,2	0,79	0,82
Тюбук	0,41	0,6	18,2	63,2	0,26	0,39
Увильды			33,2	29,4	1	0,35
Утябаева	0,25	0,45				
Худайбердинский	0,54	0,62	147,2	92,1	0,58	0,38

в таблице 1.

Средняя активность ^{137}Cs в 90 % из 83 проб почвы составила 58 Бк/кг, максимальная из всех отобранных – 193 Бк/кг (в н.п. Кызылбулак). Средняя активность ^{90}Sr – 44,4 Бк/кг, максимальная – 820 Бк/кг (в н.п. Караболка).

Средняя активность ^{137}Cs в 90 % из 95 проб картофеля составила 0,44 Бк/кг, максимальная – 2,43 Бк/кг. Средняя активность ^{90}Sr в 90 % проб – 0,34 Бк/кг, максимальная – 4,12 Бк/кг. Удельная активность ^{137}Cs и ^{90}Sr в картофеле не связаны – $r = -0,04$. Способность картофеля накапливать ^{137}Cs из почвы (коэффициент накопления) не коррелирует со способностью накапливать ^{90}Sr – $r = -0,009$. $A_{\text{эфф}}$ природных радионуклидов в картофеле в среднем в 56 раз выше, чем активность ^{137}Cs и в 59 раз, чем ^{90}Sr .

Проанализировано также 14 проб моркови и 12 проб свеклы. Активность ^{137}Cs в 90 % проб моркови – 0,59 Бк/кг, свеклы – 0,35 Бк/кг. Максимальные – 3,9 Бк/кг моркови и 1,57 Бк/кг свеклы. Для ^{90}Sr соответственно средние – 1,41 Бк/кг и 1,31 Бк/кг, максимальные – 3,98 Бк/кг (Тюбук) и 19,6 Бк/кг (Караболка). В трех пробах яблок активность ^{137}Cs была от 0,10 Бк/кг до 0,28 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,15–0,38 Бк/кг, в капусте, соответственно, 0,25 Бк/кг и 0,36 Бк/кг, в редьке черной – 0,82 Бк/кг и 1,0 Бк/кг.

Во всех пробах картофеля и овощей содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr значительно ниже, чем предельно допустимые уровни (ПДУ ^{137}Cs в картофеле и овощах 80 Бк/кг, ПДУ ^{90}Sr – 40 Бк/кг [3]).

За 2009–2011 гг. отобрано 124 пробы молока в 38 населенных пунктах, находящихся на исследуемой территории и 3 пробы в н.п. Чебаркуль, Мельниково (Чебаркульский район), Соколовка (Еткульский район) в качестве контроля. Средняя активность ^{137}Cs в 90 % проб молока – 0,49 Бк/кг, максимальная – 4,52 Бк/кг. Средняя активность ^{90}Sr – также 0,49 Бк/кг. Максимальная – 24,8 Бк/кг (н.п. Караболка). В пробах контроля активность ^{137}Cs – 0,09–0,32 Бк/кг, ^{90}Sr – 0,11–0,22 Бк/кг. Таким образом, на исследуемой территории средние значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке несколько выше, чем вне зоны влияния ПО «Маяк», но, за исключением одной пробы с активностью ^{90}Sr 24,8 Бк/кг, значительно ниже, чем предельно допустимые уровни (ПДУ ^{137}Cs в молоке – 40 Бк/кг, ПДУ ^{90}Sr – 25 Бк/кг [3]). Не выявлена корреляция удельной активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке – $r = -0,08$.

Удельная активность ^{137}Cs в сене в среднем по 90 % из 50 проб – 8,9 Бк/кг, максимальная – 70,4 Бк/кг (н.п. Большое Таскино). Активность ^{90}Sr в 90 % проб – 23 Бк/кг, значения, превышающие контрольные уровни (100 Бк/кг для грубых кормов [1]) составили: в н.п. Аллаки 112 Бк/кг, 656 Бк/кг и 1132 Бк/кг, в н.п. Караболка – 1709 Бк/кг и 2524 Бк/кг. Хозяйева приусадебных участков знали, что заготавливают сено на оси ВУРС и предупреждены о недопустимости сенокосения на этих участках. Активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в сене не коррелируют $r = -0,07$.

В 2011 г. были определены удельные активности ^3H и ^{90}Sr в источниках водоснабжения ряда населенных пунктов. Данные представлены в таблице 2.

Учитывая, что уровень вмешательства для ^3H в питьевой воде составляет 7600 Бк/л, для ^{90}Sr – 4,9 Бк/л [2], пи-

Таблица 2. Характеристика питьевой воды в населенных пунктах

Населенный пункт	Источник водоснабжения	^3H	^{90}Sr
Башакуль	Скважина	6,0	0,017
	Скважина	9,8	Н.у.д.
Малый Кунашак	Скважина	10,6	0,23
Сарыкульмяк	Колодец	14,9	0,016
	Скважина	13,9	Н.у.д.
Метлино	Водопровод	12,6	0,023
Новая Теча	Скважина	47,1	0,079
Татыш	Скважина	22,2	0,20
Новогорный	Колодец	37,7	0,004
	Скважина	34,2	Н.у.д.
Кызылбулак	Колодец	29,1	0,020
Худайбердинск	Водопровод	13,4	0,0007
	Скважина	2,6	Н.у.д.
Калиновский	Скважина	11,5	0,012
Дербишева	Скважина	7,2	Н.у.д.
Бажикаева	Скважина	0,1	Н.у.д.
Аргаяш	Скважина	4,1	Н.у.д.
Кыштым	Скважина	9,8	Н.у.д.
Касли	Скважина	15,5	Н.у.д.
Малый Кисегач	Скважина	2,7	Н.у.д.
Красный Партизан	Скважина	5,5	Н.у.д.
Караболка	Скважина	5,3	Н.у.д.
Большой Куяш	Скважина	5,4	Н.у.д.
Большое Таскино	Скважина	8,4	Н.у.д.

Примечание: Н.у.д. – ниже уровня детектирования.

тьевая вода в исследованных источниках водоснабжения соответствует нормам радиационной безопасности. Тем не менее, удельная активность ^3H в воде в населенных пунктах, расположенных вблизи ПО «Маяк», значительно превышает природный фон. Необходимо выяснить причину загрязнения водоисточников в этих населенных пунктах.

Заключение

Дозы внешнего γ -облучения в населенных пунктах зоны влияния ПО «Маяк» сопоставимы с дозами по региону и не представляют опасности для населения. Практически во всех точках отбора плотность загрязнения ^{137}Cs значительно превышает глобальный уровень. Загрязнение ^{90}Sr исследуемой территории (вне зоны ВУРС) значительно ниже, чем ^{137}Cs . Активность техногенных радионуклидов в почвах в большинстве случаев не превышает эффективную активность природных.

На исследуемой территории средние значения активности ^{137}Cs и ^{90}Sr в молоке несколько выше, чем вне зоны влияния ПО «Маяк», но, за исключением одной пробы с активностью ^{90}Sr 24,8 Бк/кг, значительно ниже, чем предельно допустимые уровни. Во всех пробах картофеля и овощей содержание ^{137}Cs и ^{90}Sr значительно ниже, чем предельно

допустимые уровни. Эффективная активность природных радионуклидов в картофеле в среднем в 56 раз выше, чем активность ^{137}Cs и в 59 раз, чем ^{90}Sr .

Главной проблемой обеспечения радиационной безо-

пасности на исследуемой территории необходимо считать нарушение отдельными жителями режима ограничений зоны ВУРС (Восточно-Уральского радиоактивного следа).

Литература

1. Инструкция о радиологическом контроле качества кормов. Контрольные уровни содержания радионуклидов цезия-134, -137 и стронция-90 в кормах и кормовых добавках: Утв. Глав. Гос. ветеринарным инспектором России В.М. Авиловым 1 декабря 1994 г. N 13-7-2/216. / «Российские вести», №105, 08.06.1995.
2. СанПиН 2.6.1.2523-09: Нормы радиационной безопасности (НРБ-99/2009). – М., 2009.
3. Технический регламент Таможенного союза ТР ТС 021/2011 «О безопасности пищевой продукции». Утвержден Решением Комиссии Таможенного союза от 9 декабря 2011 г. №880.

РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ И РАСТЕНИЯХ СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО АЛТАЯ

М.И. Кайзер¹, О.А. Ельчинова², Т.М. Майманова¹, О.В. Кузнецова¹

¹Горно-Алтайский государственный университет, Горно-Алтайск, Россия, marinakaizer@mail.ru

²ИВЭП СО РАН, Горно-Алтайский филиал, с. Кызыл-Озек, Россия, gafivep@mail.gorny.ru

RADIONUCLIDES IN THE SOILS AND PLANTS OF NORTH-EASTERN ALTAI

M.I. Kaizer¹, O.A. Elchinina², T.M. Maymanova¹, O.V. Kuznetsova¹

¹Gorno-Altaysk State University, Gorno-Altaysk, Russia, marinakaizer@mail.ru

²IVEP SO RAN, Gorno-Altaysk branch, Kyzyl-Ozek, Russia, gafivep@mail.gorny.ru

Abstract. On the current stage to preserve the biodiversity a considerable attention is paid to the study of ecological-biological peculiarities of certain species of plants. The chief task is to study and determine the behavior of radionuclides and their transformational indexes in the system of soil. Some representatives from the families of heather and cranberries of North-Eastern Altai have been studied. The radionuclide activity in the studied plants and soils of North-Eastern Altai generally corresponds to the background values. The transformational indexes of the examined elements in the soil-plant system correspond to the required indexes for the plants of mountainous territories and are determined by physical-chemical, physiological properties of the elements and soils. While evaluating the contemporary radiation-ecological situation on the territory of North-Eastern Altai it is worth to mention that this situation is quite satisfactory for living and people's economic activities.

На современном этапе исследований по сохранению биоразнообразия большое внимание уделяется изучению эколого-биологических особенностей отдельных видов растений.

Представители сем. Вересковые (*Ericaceae*) и Брусничные (*Vacciniaceae*), широко распространенные в Горном Алтае, часто являются доминантами кустарникового яруса хвойных и смешанных лесов. Традиционное применение видов сем. Вересковые (*Ericaceae*) и Брусничные (*Vacciniaceae*) связано с их лекарственными свойствами, обусловленными особенностями химического состава цветков, плодов и побегов. Некоторые виды этих семейств используют в качестве декоративных растений: их ценят за красивые цветки и необычную окраску листьев.

Основной целью настоящих исследований было определение содержания радионуклидов и изучение их трансформационных показателей в системе почва-растение.

Объектами исследования были следующие представители сем. Вересковые и Брусничные: черника обыкновенная (*Vaccinium myrtillus* L.), брусника обыкновенная (*Vaccinium vitis-idaea* L.), клюква болотная (*Oxycoccus palustris* Pers), багульник болотный (*Ledum palustre* L.), рододендрон даурский (*Rhododendron dauricum* L.), ото-

бренные на территории Северо-Восточного Алтая, произрастающие на горно-лесных серых почвах в условиях достаточного и избыточного увлажнения. Содержание радионуклидов в растительных и почвенных образцах было определено методом гамма-спектрометрии. Подвижные формы извлекали ацетатно-аммонийным буферным раствором. Полученные результаты обработаны вариационно-статистическим и корреляционным методом.

Полученные результаты по содержанию некоторых естественных радионуклидов (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) и радиоцезия (^{137}Cs) в растениях (табл. 1) свидетельствуют о соответствии их фоновым значениям [1, 2, 4, 5, 6].

Таблица 1. Статистические параметры содержания радионуклидов в растениях сем. Вересковые и Брусничные

Элемент	n	$\bar{X}_{cp}$	min	max	Фоновое содержание
Cs-137, Бк/кг	60	7,40	2,00	26,00	50–60 Ки/км ² [7] (185 Бк/кг)*
U-238, г/т	60	0,58	0,20	1,60	1–2 мг/кг [1]
Th-232, г/т	60	0,55	0,05	1,24	7,8 мг/кг [5]
K-40, %	60	0,67	0,23	1,50	1,25 % [4]

Примечание: * – пересчитано нами.

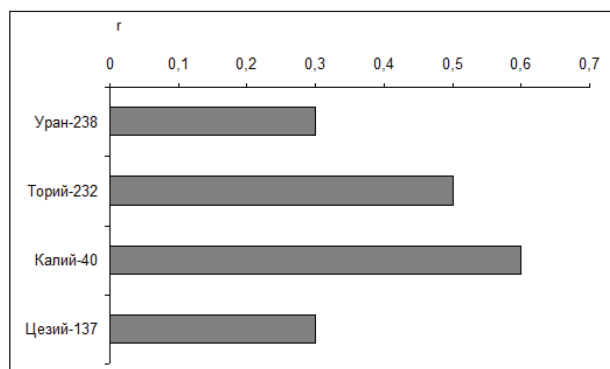


Рис. 1. Корреляционная зависимость содержания радионуклидов в растениях сем. Вересковые и Брусничные от содержания их в почве

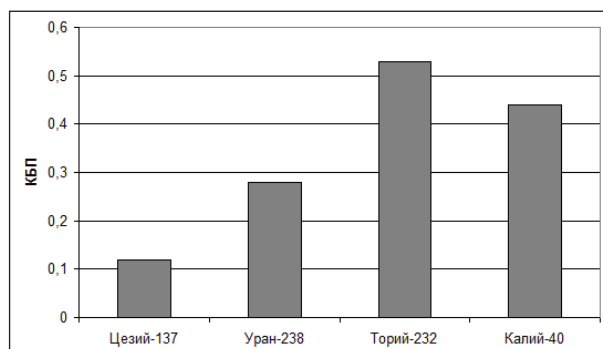
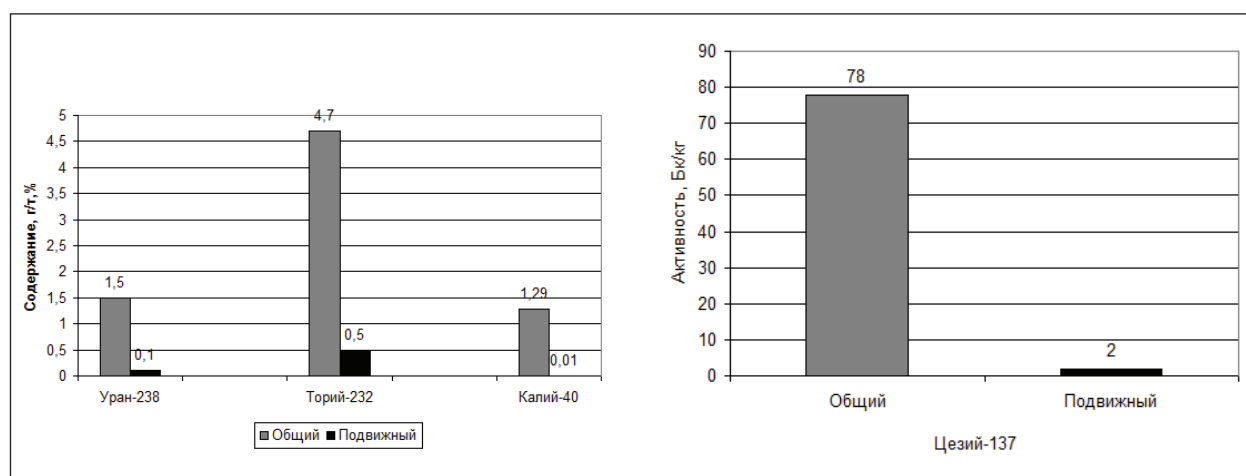


Рис. 2. Значения КБП радионуклидов растений семейства Вересковые и Брусничные



$(^{238}\text{U } ^{232}\text{Th } ^{40}\text{K})$ (1) и радиоцезия (2) и их подвижных форм в почвах.

Рис. 3. Валовое содержание естественных радионуклидов

Данные корреляционного анализа показали высокую положительную зависимость между содержанием элементов в растениях от содержания их в почвах по торью-232 и калию-40, среднюю – по урану-238 и цезию-137 (рис. 1).

Были рассчитаны коэффициенты биологического поглощения (КБП) радионуклидов растениями сем. Вересковые и Брусничные. Высокие значения КБП радионуклидов были определены по калию-40 и торью-232, низкие – по цезию-137 (рис. 2).

Пропускная избирательность корневой системы растений в отношении к химическим элементам определяется коэффициентом корневого барьера. Более высокие значения коэффициентов корневого барьера определены для урана-238, тория-232 и цезия-137; низкие – для калия-40. Эти результаты могут быть объяснены тем, что калий играет важную физиологическую роль в углеводном и белковом обмене растений, влияет на физическое состояние коллоидов клетки [7], поэтому масштабы его поступления в растения в той или иной мере определяются положительной пропускной способностью корневой системы растений.

Уран-238 и торий-232, несмотря на значительную подвижность их в почвах [3], плохо проникают в растения из-

ученных семейств, что соизмеримо с их физиологической непригодностью для растений. Незначительное содержание радиоцезия в растениях может объясняться низким валовым содержанием в почве и особенно его подвижных форм, что подтверждается результатами наших исследований (рис. 3).

Распределение радиоактивных элементов было изучено в отдельных частях растений сем. Вересковые и Брусничные. Исследования показали неравномерность в распределении химических элементов по отдельным частям растений. Максимальные концентрации урана-238, тория-232 и радиоцезия обнаружены в корнях растений; калия-40 в стеблях, что соответствует их биохимическому поведению и физиологической роли в растительном организме.

Выводы

Активность радионуклидов в изученных растениях и почвах Северо-Восточного Алтая в целом соответствует фоновым значениям

Трансформационные показатели изученных элементов в системе почва – растение соответствуют таковым

для растений горных территорий и определяются физиологическими свойствами элементов и физико-химическими особенностями почв.

Оценивая современную радиационно-экологическую

ситуацию (по изученным радионуклидам) на территории Северо-Восточного Алтая, следует отметить, что она вполне удовлетворительна для проживания и хозяйственной деятельности человека.

Литература

1. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных химических элементов. – М.: Изд-во АН СССР, 1957. – 238 с.
2. Кузнецова М.И., Мальгин М.А., Пузанов А.В. Естественные радиоактивные элементы в горных, почвообразующих породах и почвах Алтая // Материалы 3-й Международной конференции «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы – биофиллы в окружающей среде». – Семипалатинск, 2004. – С.325–341.
3. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. – М.: МГУ, 1999. – 610 с.
4. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М.: Высш. шк. 1966. – 392 с.
5. Петрухин В.А. Фооновое загрязнение тяжелыми металлами природных сред в бассейне Верхней Волги // Мониторинг фонового загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометиздат., 1982. – С.147–165.
6. Силантьев А.Н., Шкуратова И.Г. Изменение параметров миграции цезия-137 в почве // Атомная энергия, 1988. – Т.65. – Вып.2. – С.137–141.
7. Пильщикова Н.В. Физиология растений с основами микробиологии. – М.: Мир., 2004. – 184 с.

УРАН В ПРИРОДНО-ТЕХНОГЕННЫХ ЭКОСИСТЕМАХ ПРИИССЫККУЛЬЯ

Б.К. Калдыбаев, Б.М. Дженбаев, Б.Т. Жолболдиев

Биолого-почвенный институт Национальной академии наук Кыргызской Республики

URANIUM IN THE NATURAL AND MAN-MADE ECOSYSTEMS OF THE ISSYK-KUL REGION

B.K. Kaladybaev, B.M. Dzenbaev, B.T. Zholbolduev

Biology and Soil Science of the National Sciences Academy of the Kyrgyz Republic

Abstract. The results of studies are presented to determine the uranium in the environment of the Issyk-Kul region. The uranium accumulation in the link "soil-water-plant" in the man-made areas is established. The biological response of plants on the geochemical environmental conditions is described.

Иссык-Кульская котловина расположена на северо-востоке Кыргызстана, представляет собой огромную межгорную впадину Тянь-Шаня, с севера и юга обрамленную хребтами Терской- и Кунгей-Алатау [3]. В геологическом строении Иссык-Кульской котловины принимают участие разнообразные по возрасту и составу изверженные и осадочные породы. В осадочных породах наиболее высокое содержание урана обнаружено в углесто-кремнистых сланцах ($1,07 \times 10^{-3} \%$), глинах и органогенных известняках ($3,0 \times 10^{-4} \%$). Среди изверженных пород наиболее высокое содержание урана наблюдается в кислых породах ($6 \times 10^{-4} \%$). Геохимические условия Иссык-Кульской котловины – выходы гранитов, наличие углесто-кремнистых сланцев, обогащенных ураном – определяют повышенное содержание урана в почвах котловины и в оз. Иссык-Куль [2, 5, 6]. Источником урана в почвах Прииссыккулья служат горные породы, влияние которых определяется непосредственным переносом продуктов разрушения пород, обогащенных ураном, и участием их в почвообразовании.

Проведенные нами исследования показали, что содержание урана в почвах Прииссыккулья варьирует в зависимости от их типа, климатических, геологических и геоморфологических особенностей (табл. 1). Так, среднее содержание урана для серо-бурых почв (районы г. Балыкчи, с. Сары-Камыш, с. Тамчи, с. Оттук, с. Кызыл-Туу) составило $2,8 \times 10^{-4} \%$ ($1,9 \times 10^{-4} - 3,7 \times 10^{-4}$), для светло-бу-

рых почв (районы с. Кара-Ой, г. Чолпон-Ата, с. Торт-Куль, с. Тон, с. Каджи-Сай) $3,7 \times 10^{-4} \%$ ($2,8 \times 10^{-4} - 4,6 \times 10^{-4}$), для горно-долинных светло-каштановых почв (районы с. Григорьевка, с. Ананьево, с. Ой-Тал, с. Кабак, с. Тилекмат) $2,4 \times 10^{-4} \%$ ($1,8 \times 10^{-4} - 3,2 \times 10^{-4}$), для горно-долинных каштановых почв (районы с. Тюп, с. Тогуз-Булак, с. Михайловка, с. Липенка, с. Богатыровка) $1,8 \times 10^{-4} \%$ ($1,5 \times 10^{-4} - 2,4 \times 10^{-4}$), для горно-долинных темно-каштановых почв (районы с. Маман, с. Ак-Суу, с. Каракол, с. Отрадное, с. Ак-Булак) $1,5 \times 10^{-4} \%$ ($1,2 \times 10^{-4} - 1,8 \times 10^{-4}$). Среди исследованных типов почв наиболее высокие концентрации урана характерны для светло-бурых почв $3,7 \times 10^{-4} \%$.

Таблица 1. Содержание урана в различных типах почв Прииссыккулья (на сухую массу)

Тип почв	Содержание U, $\text{п} \times 10^{-4} \%$	
	среднее значение	предел колебаний
Серо-бурые	2,8	1,9–3,7
Светло-бурые	3,7	2,8–4,6
Горно-долинные светло-каштановые	2,4	1,8–3,2
Горно-долинные каштановые	1,8	1,5–2,4
Горно-долинные темно-каштановые	1,5	1,2–1,8

Вероятно, это связано с тем, что данный тип почв формируется на продуктах разрушения горных пород содержащих уран.

Более детальные исследования изотопного состава почвенного покрова Иссык-Кульской урановой биогеохимической провинции показали, что активность естественных радионуклидов сравнительно невысокая. Причем радионуклиды больше обнаруживаются в верхних слоях почв, чем в нижних. Следует отметить, что среди исследованных проб, более высокой радиоактивностью отличаются пробы песка береговых зон в районе поселка Ак-Терек (табл. 2).

Способность урана растворяться в природных водах имеет большое значение в миграции этого элемента из пород в почвы и живые организмы. Однако количественное содержание растворенного в природных водах урана определяется химическим составом природных вод, взаимодействием их с породами, а также климатическими факторами. Согласно исследований В.В. Ковальского, воды рек районов Иссык-Кульской котловины в большей степени обогащены ураном. Повышенное содержание урана в водах связано не только с климатическими условиями районов, но и с геологическим строением речных долин, а также особенностями химического состава речных вод, способных хорошо извлекать уран из горных пород. Результаты наших исследований показали, что содержание урана в водах рек Прииссыккулья меняется, в зависимости

от времени года и места отбора проб (табл. 3).

Так, например, содержание урана в воде реки Ак-Терек варьирует от $4,2 \times 10^{-6}$ до 47×10^{-6} г/л, река Тамга несет в своих водах до $18,3 \times 10^{-6}$ г/л урана. Содержание урана в одной из крупнейших рек Иссык-Кульской котловины, Джергалан, колеблется в пределах $4,7\text{--}13,0 \times 10^{-6}$ г/л. Наблюдаются незначительные отклонения в показателях, но в среднем за 30–40-летний период особых изменений по соотношению $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ не выявлено.

Содержание урана определялось в укосах травянистой растительности, представляющих средний набор пастбищных видов растений. В укосах его количество изменяется – от $0,3 \times 10^{-6}\%$ до $2,5 \times 10^{-4}\%$ (табл. 4). Средние значения коэффициентов накопления варьируют в пределах 0,03–0,23. Среди дикорастущих видов растений наиболее высоким содержанием урана характеризовались полынь тьянь-шаньская (*Artemisia tianschanica*) – $2,5 \times 10^{-4}\%$, волоснец кистевидный (*Leymus racemosus*) – $1,4 \times 10^{-4}\%$, гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) – $0,8 \times 10^{-4}\%$, чий блестящий (*Achnatherum splendens*) – $0,8 \times 10^{-4}\%$. Выявлена положительная корреляционная зависимость между средним содержанием урана в почвах и содержанием его в укосах ($r=0,88$, $p<0,05$), что свидетельствует о биоконцентрировании элемента растениями.

В недалеком прошлом (конец 40-х годов XX века) Кыргызстан являлся крупнейшим производителем окиси ура-

Таблица 2. Изотопный состав радионуклидов почв Прииссыккулья (на сухую массу)

Место отбора	Слой см	Активность почв по изотопам, Бк/кг				
		^{238}U	^{226}Ra	^{210}Pb	^{228}Th	^{228}Ra
с. Кара-Ой	0–5	71,8±12,7	35,1±3,9	147,4±13,0	39,5±2,2	35,2±8,8
	5–10	50,8±7,3	37,7±3,4	64,6±11,4	49,0±1,9	60,1±7,5
	10–15	44,0±1,7	35,1±3,2	50,1±7,2	45,6±1,8	52,3±3,5
	15–20	51,7±7,4	46,1±3,5	50,2±7,7	49,9±1,9	53,6±7,7
р. Кичи-Аксу	0–6	71,5±14,3	51,0±3,4	88,5±18,4	69,1±3,6	72,4±7,2
	6–11	52,1±6,5	43,2±3,1	71,7±10,2	43,2±3,3	59,2±9,3
	11–20	54,9±7,3	45,4±3,5	68,6±7,6	64,3±3,8	64,1±7,5
с. Ак-Терек	0–3	260,0±30,0	103,0±8,0	169,0±30,0	915,0±57,0	846,0±70

Таблица 3. Сравнение уран-изотопных данных по результатам опробования 1966–1970 гг. и 2003–2004 гг.

Место опробования	$\gamma = ^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$		Содержание урана 10^{-6} г/л
	1966–1990 [7]	2003–2004	
р. Торуайгыр	–	1,49±0,01	11,0–19,0
р. Чон-Аксуу	1,39±0,01	1,42±0,01	6,7–10,7
р. Тюп	1,43±0,01	1,34±0,08	2,6–8,7
р. Джергалан	1,23±0,01	1,20±0,02	4,7–13,0
р. Чон-Кызылсуу	1,23±0,01	1,20±0,02	4,3–11,2
р. Барскаун	1,14±0,01	1,08±0,07	2,7–7,2
р. Актерек	1,23±0,01	1,24±0,02	0,42–47,0
р. Тамга	1,22±0,01	1,22±0,06	15,1–21,6

Таблица 4. Содержание урана в укосах растений Прииссыккулья (на сухую массу)

Место отбора проб	Содержание U, $n \times 10^{-4}\%$	
	среднее значение	предел колебаний
Укос с серо-бурых почв	2,8	1,9–3,7
Укос со светло-бурых почв	3,7	2,8–4,6
Укос с горно-долинных светло-каштановых почв	2,4	1,8–3,2
Укос с горно-долинных каштановых почв	1,8	1,5–2,4
Укос с горно-долинных темно-каштановых почв	1,5	1,2–1,8

Таблица 5. Изотопный состав поверхностного слоя грунта (0–10 см) хвостохранилища (на сухую массу)

Удельная активность радионуклидов, Бк/кг					
²³⁴ U	²²⁶ Ra	²¹⁴ Pb	²¹⁴ Bi	²¹⁰ Pb	²³⁵ U
851,6±9,2	3 789,6±2	2 946,1±7	2 675,8±6	3 337,2±16	39,5±0,9
²²⁷ Th	²²⁸ Ac	²²⁴ Ra	²¹² Pb	²¹² Bi	²⁰⁸ Tl
162,9±2,9	39,5±0,9	146,2±12	109,4±1,0	87,4±5,5	97,9±1,9
					⁴⁰ K
					890±11

на для оборонной промышленности СССР. В республике работали ряд предприятий по добыче и переработки уранового сырья: Майлуу-Суу, Шакафтар, Мин-Куш, Ак-Тюз и Каджи-Сай [1, 4, 8]. Накопление в окружающей среде отходов горнодобывающей промышленности привело к образованию техногенных биогеохимических провинций с избытком и новыми ассоциациями радиоактивных и химических элементов, одной из которых является техногенный урановый участок «Каджи-Сай», расположенный на южном побережье озера Иссык-Куль. Горнорудный комбинат министерства среднего машиностроения СССР по переработке урановой руды функционировал с 1948 по 1969 гг., впоследствии он был преобразован в электротехнический завод. Окись урана извлекалась из золы бурых урансодержащих углей. Отходы производства были захоронены, образовав хвостохранилище, с общим объемом 400 тыс. м³ [8]. В настоящее время хвостохранилище и защитная дамба под влиянием природных и антропогенных воздействий постепенно разрушаются, что приводит к частичному выносу радиоактивных материалов на поверхность. В отдельных местах разрушения изоляционного слоя хвостохранилища радиационный фон достигает до 1300 мкР/час. Анализ образцов грунта хвостохранилища показал, что в верхнем горизонте содержание урана колеблется от 1,1 до $4,2 \times 10^{-4}$ %, с глубиной увеличивается до 35×10^{-4} %. В изотопном составе наблюдается высокая удельная активность: ²³⁴U – 851,6 Бк/кг, ²²⁶Ra – 3 789,6 Бк/кг и др. (табл. 5). Хотя территория хвостохранилища ограждена железобетонным забором, имеется доступ местного населения и скота. Серьезной проблемой может стать распыление радиоактивного материала с открытой поверхности хвостохранилища его на сопредельные территории.

Растительность техногенной провинции характеризуется следующими ассоциациями: ксерофитно-кустарниковыми, полынно-эфимеровыми пустынями, колючеподушечниками. Растительный покров разрежен, проектное покрытие колеблется от 5 до 10 % и лишь на отдельных участках до 50 %. Процентное содержание урана, в укосах растений в районе хвостохранилищ различные виды

полыни (*Artemisia*), представители бобовых (*Salicaceae*) – астрагал (*Astragalus*) и донник (*Melilotus*), злаковые (*Poaceae*) – костер кровельный (*Bromus tectorum*) парнолистниковых (*Zygophyllaceae* Lindl) – гармала обыкновенная (*Peganum harmala*) варьирует от 0,17 до $4,0 \times 10^{-4}$ %, что примерно в 3–5 раз выше, чем содержание урана в укосах растений ($0,5 \times 10^{-5}$ % – $0,84 \times 10^{-4}$ %) с других территорий

Прииссыккуля (табл. 6). В корешках растений суммарная альфа-активность составила 67,0±5,6 Бк/кг, бета-активность 13,75±1,4 Бк/кг, в надземной части растений альфа-активность составила 49,0±3,8 Бк/кг, бета-активность – 12,50±0,96 Бк/кг, т.е. радионуклиды больше накапливаются в корневой системе растений.

Произрастание растений в среде с повышенной концентрацией урана сопровождается некоторой морфологической изменчивостью вегетативных и генеративных органов. Так, например, у гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*), произрастающей на территории хвостохранилища, обнаруживаются цветки с шестью – девятью лепестками, вместо обычных пяти. В отдельных зонах хвостохранилища, где мощность экспозиционной дозы достигает до 1 000 мкР/ч, растения сильно угнетены в росте, наблюдается уменьшение числа генеративных побегов, увеличение количества бесплодных цветков. Частота встречаемости морфологических изменений у гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) составляет 12,4±1,47 %, а на других территориях Прииссыккуля, не подверженных радиоактивному загрязнению, биологические реакции мало выражены 0,8±0,39 %, что является статистически закономерным фактом ($t=7,9$; $P<0,001$).

Исследования по определению abortивности пыльцы цветков гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*) с территории хвостохранилищ показали увеличение количества abortивных пыльцевых зерен в зоне исследования. Всего было просмотрено 58 813 пыльцевых зерен из них, процент abortивных составил 6,08±0,01 %, что статистически достоверно превышает контрольный уровень ($1,05 \pm 0,003$ %) в 5,7 раз ($t=4,8$; $P<0,001$).

Произрастание травянистых растений на сильно загрязненных урановыми отходами субстратах откладывает свой отпечаток на их облике – замедленный рост, бедность, специфичность и однообразие флоры. На территориях, занятых отходами уранового производства, обстановка усугубляется действием радиационного фактора, который может быть причиной усиления мутационной из-

Таблица 6. Содержание радионуклидов в укосах растений с техногенного участка «Каджи-Сай» (на сухую массу)

Место отбора	U	Th	Ra
	$n \times 10^{-4}$ %	$n \times 10^{-4}$ %	$n \times 10^{-11}$ %
Зона золоотвала	0,17±0,02	0,05±0,014	12,3±1,5
Зона пром.площадки	2,8±0,26	0,01±0,003	10,2±0,9
Зона хвостохранилищ	4,0±0,53	0,7±0,12	22,4±3,2

Таблица 7. Изменчивость гармалы обыкновенной (*Peganum harmala*)

Место произрастания	Уровень морфологических изменений	Уровень abortивности пыльцы	Уровень хромосомных aberrаций
Контрольная зона	0,8±0,39	1,0±0,003	1,4±0,52
Зона хвостохранилища	12,4±1,47	6,08±0,01	3,4±0,81

менчивости (табл. 7).

Уровень хромосомных нарушений у гармалы обыкновенной произрастающей в зоне хвостохранилища составил около 3,4 % ($t=2,6$ $p \leq 0,05$), тогда как у растений, произрастающих в контрольной зоне 1,4 %.

Из приведенных примеров видно, что экологическая

обстановка оказывает определенное влияние на накопление урана растениями и возникновения у них изменчивости. Выявленная изменчивость растений в связи накоплением урана представляет большой интерес и заслуживает дальнейшего более детального изучения.

Литература

1. Быковченко Ю.Г., Быкова Э.И., Белеков Т.Б. Техногенное загрязнение ураном биосферы Кыргызстана. – Бишкек: Илим, 2005. – 169 с.
2. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. – М.: АН СССР, 1957. – 239 с.
3. Горы Кыргызстана. Под ред. Айдаралиева А.А. – Б.: Технология, 2001. – 320 с.
4. Дженбаев Б.М. Геохимическая экология наземных организмов. – Б.: Maxprint, 2009. – 242 с.
5. Ковальский В.В. Геохимическая экология. – М.: Наука, 1974. – 281 с.
6. Ковальский В.В., Воронницкая И.Е., Лекарев В.С., Никитина

Е.В. Урановые биогеохимические пищевые цепи в условиях Иссык-Кульской котловины // Тр. Биогеохим. лаб. – 1968. – Т.12. – С.5–122.

7. Матющенков В.Е., Тузова Е.В. Устойчивость изотопного состава урана в водах Иссык-Кульского бассейна // Изучение гидродинамики оз. Иссык-Куль с использованием изотопных методов. Ч.1. Бишкек, 2005. – С.133–137.
8. Торгоев И.А., Алешин Ю.Г. Техногенные месторождения Кыргызстана: проблемы освоения // www.caresd.net Окружающая среда и устойчивое развитие в Центральной Азии, 2010.

ОЦЕНКА ПОСЛЕДСТВИЙ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВЫ ДЛЯ БИОТЫ НА ОСНОВЕ АНАЛИЗА ПАРАМЕТРОВ СТАБИЛЬНОСТИ ГЕНОМА ОСОБЕЙ *Lumbricus rubellus*

А.В. Канева, Е.С. Белых, И.О. Велегжанинов, Т.А. Майстренко

ФГБУН Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия

SOIL RADIOACTIVE CONTAMINATION EFFECT ASSESSMENT BASED ON THE ANALYSIS *Lumbricus rubellus* GENOME STABILITY

A.V. Kaneva, E.S. Belykh, O.I. Velegzhaninov, T.A. Maystrenko

Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the RAS

Abstract. DNA integrity level was assessed by comet assay in earthworms *Lumbricus rubellus* sampled from the territory contaminated by uranium mill tailings and radium production wastes. Adult worms were collected in two sites differ in a naturally occurring radionuclide soil contamination and a reference site (11–46 Bq ^{226}Ra per kg of air dry soil). Alkaline version of the comet-test showed that a single strand breaks level was the lowest in cells of worms inhabited the site with ^{226}Ra concentration equal to 0,09–1,03 kBq/kg air dry soil. The lowest DNA integrity level of *L. rubellus* cells was found for the most contaminated site (1,3–16,5 kBq ^{226}Ra per kg of air dry soil). Single strand breaks level tend to decrease in earthworms sampled from the first site probably due to the adaptation effect of the soil radionuclide concentration that is higher than a background level, but not so much. High radioactivity level and toxic metal concentration in the soil resulted in significant decrease in earthworm DNA integrity levels.

Добыча и переработка полезных ископаемых, в том числе полиметаллических и урановых руд, приводит к появлению территорий с техногенно повышенным содержанием тяжелых металлов и естественных радионуклидов земного происхождения. Известно, что эти поллютанты могут индуцировать токсические и генотоксические эффекты у животных и растений как в лабораторных экспериментах [9, 14], так и у представителей природных популяций [10, 3]. Вероятность возникновения синергических или антагонистических эффектов при совместном присутствии в окружающей среде нескольких неблагоприятных факторов не позволяет однозначно экстраполировать полученные в лабораторных экспериментах результаты на реально существующие экологические ситуации. Поэтому изучение действия тяжелых металлов и радионуклидов на природные популяции животных и растений важно для оценки

экологического состояния и планирования мероприятий по реабилитации загрязненных территорий.

Удобными биоиндикаторами загрязнения почвы тяжелыми металлами [15] и радионуклидами [4] признаны дождевые черви, которые являются важной составляющей биоценоза. Высокая численность в поверхностном слое почвы, малоподвижный образ жизни и заглатывание частиц субстрата в процессе питания делают их чувствительными к изменениям среды обитания.

Одним из главных биологических эффектов, регистрируемых на уровне клетки как при действии ионизирующего излучения, так и тяжелых металлов, является генотоксичность [7, 8, 11, 16]. Метод ДНК-комет позволяет определить уровень повреждений ДНК дождевых червей при воздействии на животных как внешнего γ -излучения [13], так и при обитании беспозвоночных в почве, содержащей тяжелые

металлы [6] и тяжелые естественные радионуклиды [14] в почве.

Целью настоящего исследования была оценка уровня повреждений ДНК дождевых червей *Lumbricus rubellus*, обитающих на участках с техногенно повышенным содержанием тяжелых естественных радионуклидов и тяжелых металлов в почвах. Одной из таких территорий являются окрестности пос. Водный (Республика Коми), где в 30–50-х годах прошлого века функционировало предприятие по добыче радия сначала из пластовых вод, а затем из привозных отходов урановой промышленности [3]. Вплоть до настоящего времени концентрации тяжелых естественных радионуклидов и металлов в почвах исследуемых участков превышают фоновые значения [2].

На исследуемой территории было выбрано три участка, различающихся содержанием радионуклидов уранового и ториевого рядов и металлов в почве. Экспериментальный участок 1 расположен в пойме рр. Чуть и Ухта и представляет собой разнотравно-злаковую ассоциацию, почвы участка дерново-луговые. Загрязнение территории обусловлено деятельностью радиохимического завода по концентрированию радия из пластовых вод [1]. В настоящее время мощность дозы β -излучения в воздухе составляет 0,14–5,41 мкЗв/ч, содержание ^{226}Ra в почве варьирует от 0,09 до 1,03 кБк/кг.

Экспериментальный участок 2 находится на террасированном склоне левого берега р. Ухты. Территория представляет собой злаково-разнотравный луг на техногенно измененной подзолистой почве. Загрязнение местности обусловлено складированием как отходов производства радия из пластовых вод, так и вторично переработанных и непереработанных отходов урановой промышленности [2]. Мощность дозы в воздухе варьирует от 0,46 до 3,36 мкЗв/ч. Почвы участка содержат высокие концентрации тяжелых металлов и естественных радионуклидов земного происхождения, главным образом, ^{226}Ra (1,3–16,5 кБк/кг).

В качестве контрольной выбрана территория с фоновым содержанием в почве радионуклидов и тяжелых металлов. Участок расположен на злаково-разнотравном лугу на первой надпойменной террасе левого берега р. Ухты в четырех км выше по течению от хранилища радиоактивных отходов. Уровень внешнего γ -фона составляет 0,10–0,12 мкЗв/ч. Содержание ^{226}Ra в дерново-луговой почве варьирует от 11 до 46 Бк/кг, что не превышает региональных фоновых значений [5].

Для анализа уровня повреждения ДНК дождевых червей *Lumbricus rubellus* использовали щелочную (pH=13) и нейтральную (pH=8,5) версию метода ДНК-комет [12, 17, 18]. Для эксперимента суспензию эпителиальных и мышечных клеток получали путем механической диссоциации первых пяти сегментов червя. Анализ уровня повреждений ДНК проводили в трёх повторностях, при этом анализировали не менее 100 клеток на препарат. Визуализацию осуществляли с использованием микроскопа «Axioscop» (Carl Zeiss, Германия), анализ изображений – с помощью

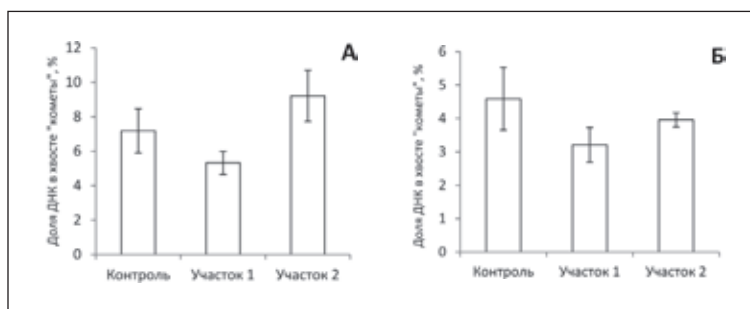


Рис. 1. Уровень одностранных (А) и двустранных (Б) разрывов ДНК в эпителиальных и мышечных клетках *Lumbricus rubellus*, обитающих на контрольном и загрязнённых участках

программы CometScore (TriTek Corp, США). При дальнейшем статистическом анализе для каждой особи учитывали усреднённое значение доли ДНК, мигрировавшей в хвост «кометы», от общего количества ДНК. Этот показатель пропорционально зависит от числа разрывов ДНК в клетке.

Уровень одностранных разрывов ДНК, детектируемых с помощью щелочной версии метода ДНК-комет в клетках червей, обитающих на участке 1, оказался ниже, чем в клетках животных не только экспериментального участка 2, но и контрольного (рис. 1А). Отметим, что загрязнение участка 1 обусловлено только повышенным содержанием в почве ^{226}Ra и продуктов его распада. Почвы экспериментального участка 2 содержат как повышенные концентрации радионуклидов уранового и ториевого рядов, так и некоторых тяжелых металлов [2]. Тенденция к снижению уровня одностранных разрывов ДНК дождевых червей с территории участка 1, вероятно, является следствием адаптирующего действия находящихся в почве естественных радионуклидов, содержание которых выше фоновое. Одновременное присутствие в среде обитания почвенных беспозвоночных высоких концентраций тяжелых естественных радионуклидов и металлов, по-видимому, приводит к появлению большего числа повреждений и (или) снижению активности систем репарации, чем при раздельном воздействии этих факторов на животных. Для проверки данного предположения планируется изучить действие дополнительного острого облучения на червей с исследуемых участков.

Сходные, но менее выраженные тенденции были получены при анализе двустранных разрывов ДНК, детектируемых с помощью нейтральной версии метода ДНК-комет (рис. 1Б).

Представленные данные являются результатом начального этапа исследований и выполнены на выборках малой численности (4–9 особей на точку данных, в трёх технических повторностях для каждой особи). В связи с этим отсутствие статистически значимых отличий ещё не свидетельствует об изменённой генотоксической нагрузке и/или адаптации систем стресс-ответа в клетках дождевых червей, обитающих в техногенно загрязнённых тяжелыми естественными радионуклидами почвах исследуемых участков. Напротив, обнаруженные нами тенденции в биологическом ответе клеток особей из природных популяций почвенных беспозвоночных и отсутствие подобных данных в научной литературе свидетельствуют о необходимости

проведения дальнейших радиоэкологических исследований.

Исследования частично поддержаны проектом 12-И-4-2006 УрО РАН.

Литература

1. Груздев Б.И., Маслов В.И., Маслова К.И. и др. К вопросу об эффективности дезактивации радиовых загрязнений насыпным методом. // Материалы радиоэкологических исследований в природных биоценозах: Сб. статей. Отв. ред. О.Н. Попова. – Сыктывкар, 1971. – С.77–90.
2. Евсеева Т.И., Белых Е.С., Майстренко Т.А. и др. Латеральное распределение радионуклидов уранового и ториевого рядов в антропогенно измененных почвах на территории складирования отходов радиового производства. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2012. – Т.52, – №1. – С.103–112.
3. Иевлев А.А. Водный промысел в Коми АССР – предтеча атомной промышленности Советского Союза. // Военно-исторический журнал, 2011. – №2. – С.45–47.
4. Кривоуцкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. – М.: Наука, 1994. – 268 с.
5. Об установлении нормативов фонового содержания химических элементов и углеводородов в почвах Республики Коми. Приказ Минприроды РК от 25.11.2009 №529.
6. Bigorgne E., Cossu-Leguille C., Bonnard M., Nahmani J. Genotoxic effects of nickel, trivalent and hexavalent chromium on the *Eisenia fetida* earthworm // *Chemosphere*, 2010. – V.80. – P.1109–1112.
7. Cameron K.S., Buchner V., Tchounwou P.B. Exploring the molecular mechanisms of nickel-induced genotoxicity and carcinogenicity: a literature review // *Rev Environ Health*, 2011. – V.26. – №2. – P.81–92.
8. Crespo-Lopez M.E., Macêdo G.L., Pereirab S.I.D., Arrifano G.P.F., Picanc D.L.W., Picanço-Diniz D.L., do Nascimento J.L., Herculano A.M. Mercury and human genotoxicity: critical considerations and possible molecular mechanisms // *Pharmacol Res*, 2009. – V.60. – №4. – P.212–220.
9. Evseeva T.I., Geras'kin S.A., Shuktomova I.I. Genotoxicity and toxicity assay of water sampled from a radium production industry storage cell territory by means of *Allium*-test. // *J Environ Radioact*, 2003. – V.68. – №3. – P.235–248.
10. Fisker K.V., Sorensen J.G., Damgaard C., Pedersen K.L., Holmstrup M. Genetic adaptation of earthworms to copper pollution: is adaptation associated with fitness costs in *Dendrobaena octaedra*? // *Ecotoxicology*, 2011. – V.20. – №3. – P.563–573.
11. Garcia-Lestón J., Méndez J., Páraso E., Laffon B. Genotoxic effects of lead: An updated review // *Environment International*, 2010. – №36. – P.623–636.
12. Hartmann A., Agurell E., Beevers C., Brendler-Schwaab S., Burlinson B., Clay P., Collins A., Smith A., Speit G., Thybaud V., Tice R.R. Recommendations for conducting the in vivo alkaline Comet assay // *Mutagenesis*, 2003. – V.18. – №1. – P.45–51.
13. Hertel-Aas T., Brunborg G., Jaworska A., Salbu B., Oughton D.H. Effects of different gamma exposure regimes on reproduction in the earthworm *Eisenia fetida* (Oligochaeta) // *Science of the Total Environment*, 2011. – V.412. – P.138–147.
14. Lorenzo J., Pereira R., Silva A., Carvalho F., Oliveira J., Malta M., Paiva A., Gonçalves F., Mendo S. Evaluation of the sensitivity of genotoxicity and cytotoxicity endpoints in earthworms exposed in situ to uranium mining wastes // *Ecotoxicol Environ Saf*, 2012. – V.75. – P.46–54.
15. Nadeau D., Corneau S., Plante I., Morrow G., Tanguay R.M. Evaluation for Hsp70 as a biomarker of effect of pollutants on the earthworm *Lumbricus terrestris* // *Cell Stress Chaperones*, 2001. – V.6. – P.153–163.
16. Nickens K.P., Patierno S.R., Ceryak S. Chromium genotoxicity: a double-edged sword // *Biol Interact*, 2010. – V.188. – №2. – P.276–288.
17. Osipov A.N., Lizunova E.I., Vorob'eva N.I., Pelevina I.I. Double-strand DNA breaks induction and repair in human blood lymphocytes irradiated with adapting dose // *Radiat Biol Radioecol*, 2009. – V.49. – P.42–45.
18. Tice R.R., Agurell E., Anderson D. et al. Single cell gel/comet assay: guidelines for in vitro and in vivo genetic toxicology testing // *Environ. Mol. Mutagen*, 2000. – №35. – P.206–221.

РЕДКИЕ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ЖЕЛЕЗНЫХ РУДАХ ЗАПАДНО-СИБИРСКОГО ЖЕЛЕЗОРУДНОГО ПОЯСА НА ПРИМЕРЕ БАКЧАРСКОГО УЗЛА (ТОМСКАЯ ОБЛАСТЬ)

К.В. Карепина, В.А. Домаренко, Л.П. Рихванов

Томский политехнический университет, viktor_domarenko@mail.ru

RARE AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE IRON ORES OF WEST-SIBERIAN IRON-ORE ZONE BY THE EXAMPLE OF BAKCHAR UNIT (TOMSK REGION)

K.V. Karepina, V.A. Domarenko, L.P. Rikhvanov

Tomsk polytechnic university, viktor_domarenko@mail.ru

Abstract. The presence of rare-earth and radioactive elements in the form of native minerals inclusion in the iron minerals that can influence significantly on the dressing and processing technology of iron ore of Bakchar unit is observed in the article. The presence of relatively elevated concentrations of radioactive elements and native minerals make it possible to discover their elevated concentrations in conditions favourable for uranium concentration. That requires further research.

Бакcharский железорудный узел, являющийся частью Западно-Сибирского пояса, расположен в Бакcharском ад-

министративном районе Томской области, в междуречье рек Андармы и Иксы, в 120–180 км к запад-северо-западу



1 – складчатое обрамление; 2 – отложения чехла Западно-Сибирской плиты; 3 – площадь распространения мезозойско-кайнозойских отложений Западно-Сибирского железорудного пояса; 4 – железорудные узлы: 1 – Бакcharский, 2 – Колпашевский, 3 – Парабель-Чузикский, 4 – Парбигский.

Рис. 1. Схематическая карта Западно-Сибирского железорудного бассейна (Бердников, 1960)

Таблица 1. Вещественный состав рыхлых руд Бакcharского узла

Минерал	Содержание, %		
	Проба 1	Проба 2	Проба 3
Кварц	7,2	21,2	18,8
Гидрогётит	67,9	57,3	56,9
Сидерит	0,6	0,2	0,3
Кальцит	0,5	0,4	0,4
Магнезиальный хлорит	0,8	2,1	2,3
Лептохлорит	0,9	0,6	2,4
Полевые шпаты	5,3	3,5	4,6
Серицит	4,2	6,0	5,6
Каолинит	10,6	7,4	7,3
Рутил	0,4	0,3	0,3
Фосфаты, в том числе фосфаты РЗЭ (кулларит)	1,6	1,0	1,1

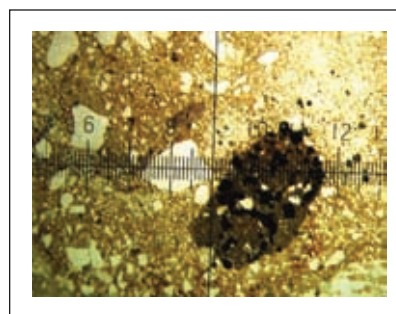


Рис. 2. Алевропесчаник с дресвяно-крупнопсаммитовой примесью и вторично окисленным гётитом, лептохлоритом и сидеритом

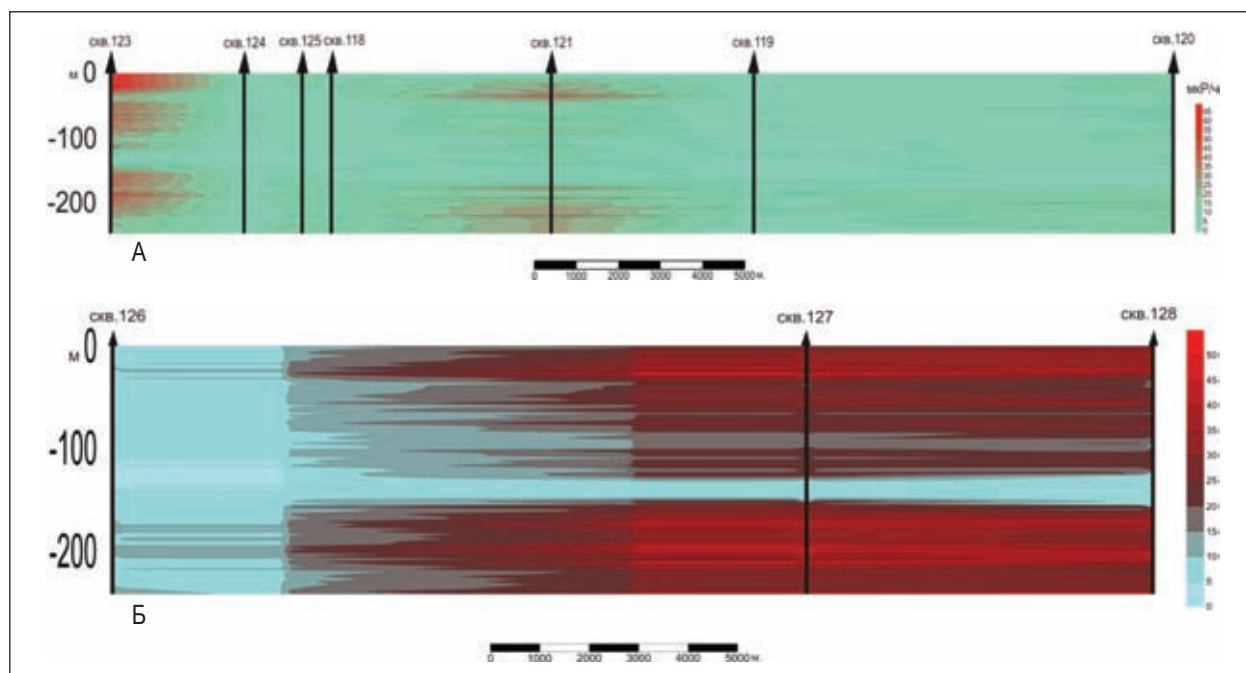
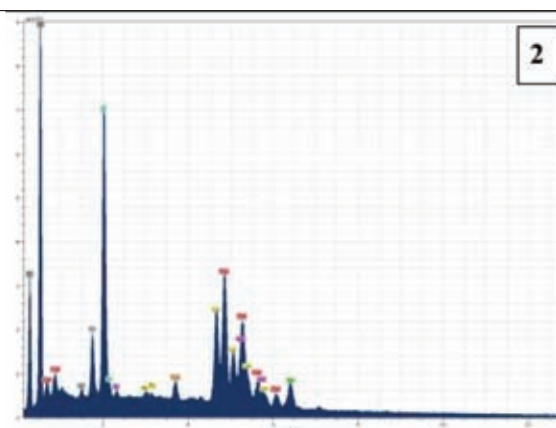
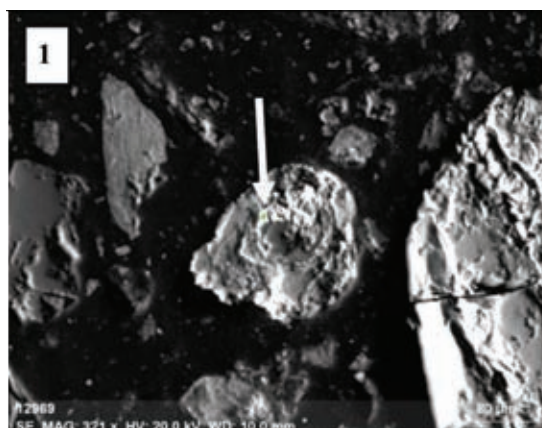
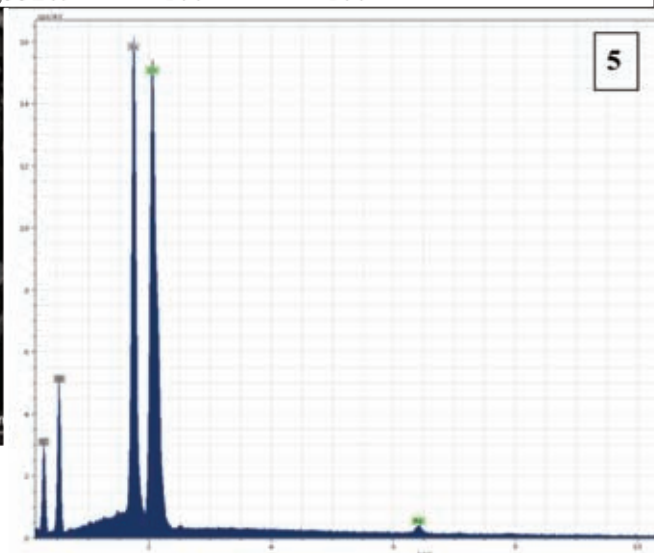
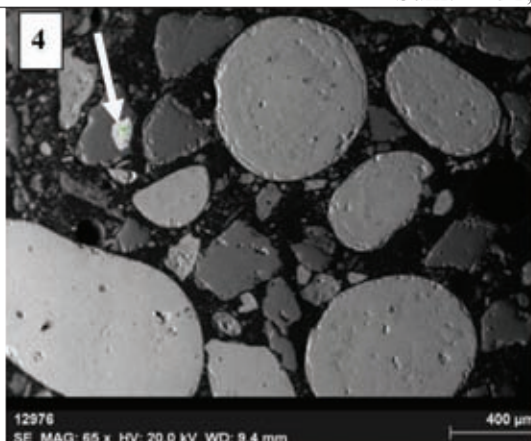


Рис. 3. Ореолы повышенной радиоактивности по данным гамма-каротажа скважин



Element	AN	series	Net	[wt. %]	[norm. wt. %]	[norm. at. %]	Error in %
Carbon	6	K-series	29542	11,45281	12,53975	23,59532	1,450955
Oxygen	8	K-series	92167	40,82632	44,70096	63,1436	4,645545
Aluminium	13	K-series	2430	0,19531	0,213846	0,179123	0,035969
Silicon	14	K-series	23469	1,296154	1,419166	1,142003	0,081492
Phosphorus	15	K-series	116761	7,144758	7,822835	5,708033	0,302714
Sulfur	16	K-series	1750	0,10548	0,115491	0,081399	0,051482
Calcium	20	K-series	8928	0,568729	0,622704	0,35115	0,043081
Iron	26	K-series	17291	2,275237	2,49117	1,008137	0,090081
Lanthanum	57	L-series	96771	9,413034	10,30638	1,676884	0,353335
Cerium	58	L-series	136871	14,11967	15,4597	2,493546	0,691823
Neodymium	60	L-series	26609	3,099665	3,39384	0,531768	0,347723
Thorium	90	M-series	6527	0,834919	0,914158	0,089039	0,059001
Sum:				91,33209	100	100	



Element	AN	series	Net	[wt. %]	[norm. wt. %]	[norm. at. %]	Error in %
Carbon	6	K-series	14638	8,619629	9,676036	22,72984	1,17194
Oxygen	8	K-series	24239	24,25091	27,22306	48,00775	3,073147
Silicon	14	K-series	120052	12,1233	13,60911	13,6718	0,543526
Iron	26	K-series	3437	1,287513	1,445308	0,730195	0,067129
Zirconium	40	L-series	185407	42,80089	48,04649	14,86041	1,65204
Sum:				89,08224	100	100	

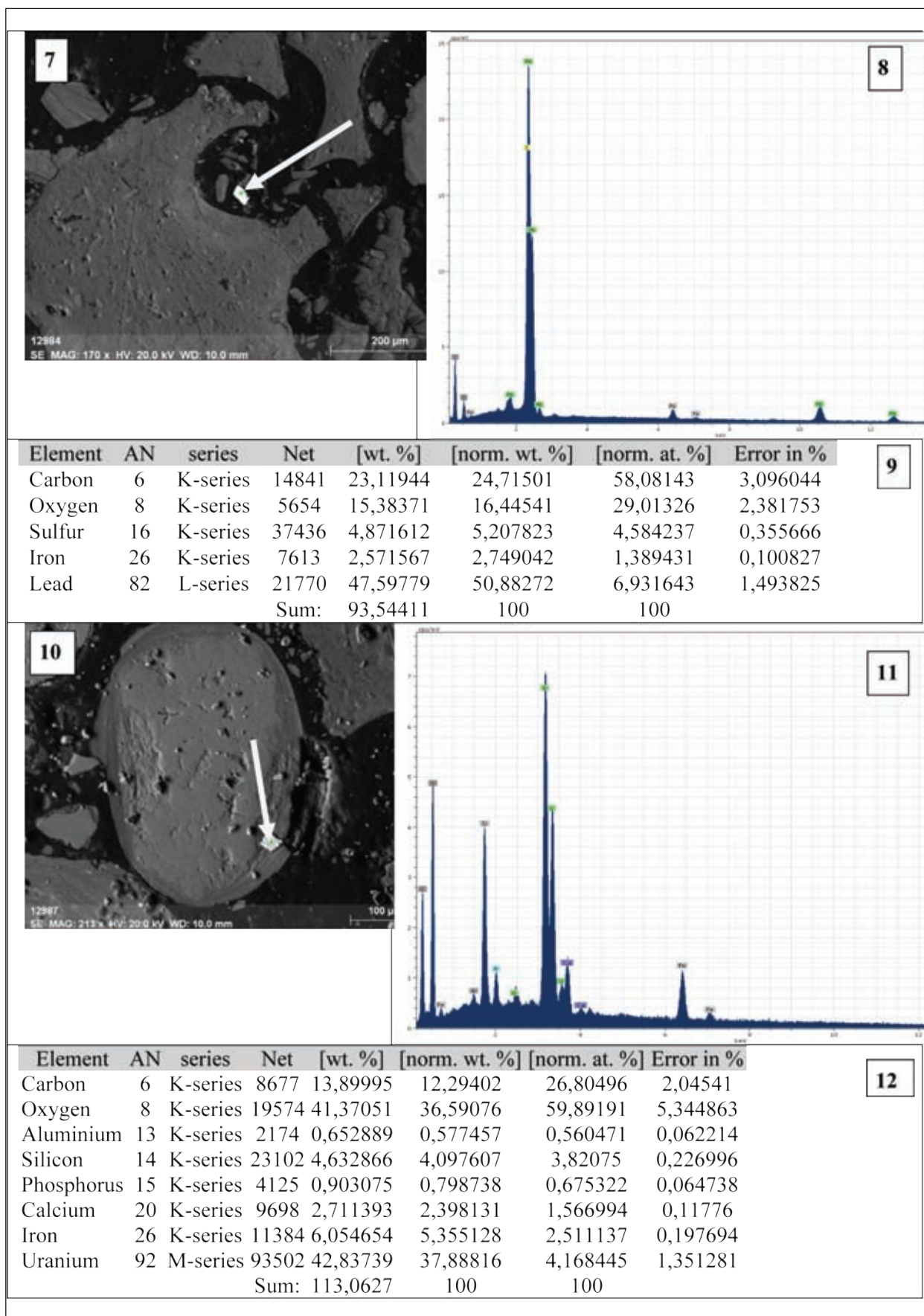


Рис. 4. Состав микровключений в оолитовых железных рудах Бакчарского проявления по данным электронной микроскопии: 1–3) редкоземельный фосфат – кулларит; 4–6) циркон; 7–9) галенит; 10–12) коффинит

Таблица 2. Микроэлементный состав руд и рудовмещающих пород Западного участка Бакчарского месторождения по данным инструментального нейтронно-активационного анализа

Элементы, г/т (%)	Железные руды с содержанием Fe более 30 % (среднее из 3 проб)	Железосодержащие осадки с содержанием Fe 20–30 %, (среднее из 8 проб)	Глауконит, групповая проба	Осадочные породы с содержанием Fe 10–20 % (среднее из 9 проб)	Осадочные породы с содержанием Fe менее 10 %
Fe, %	36,7–43,6	20–29,2	20,0	14,1–19,5	5,2
Co	6,6–58,2	17,5–39,7	29,6	22,5–30,7	10,9
Sc	11,9–24,8	18,9–39,2	21,4	10,2–28,0	13,5
Cr	63,2–398	101,1–444,3	249,3	193,1–224,9	276,1
As	2–3,1	2,1–13	4,7	0,8–4,3	2,0
Sb	1,1–7,4	1,1–8,9	7,2	1,1–2,3	менее 1,1
Ba	менее 290	290–663	менее 290	менее 290	менее 290
Sr	менее 430	430–694	менее 430	430–913	менее 430
Rb	40–723	40–290	менее 40	40–171	129
Cs	менее 1,8	1,8–3,4	4,1	1,8–5,8	3,5
La	7,2–56	36,8–86,4	71,6	7,2–83,3	23,4
Ce	86,2–410,5	106–385,9	243,0	56,6–112,4	5,6
Sm	2,1–32,8	10,8–28,3	15,1	1,3–17,6	6,0
Nd	28–81,9	28–95,2	менее 28	28–46,2	менее 2,8
Tb	1–5,1	3,7–5,9	6,8	1,1–4,7	1,0
Eu	1,2–9,98	2,4–8,7	3,9	2,9–5,7	1,8
Lu	0,81–1,1	0,31–2,0	0,33	0,61–1,8	0,88
Yb	2,4–5,2	5,6–6,9	2,1	2,4–6,5	2,1
Hf	0,5–3,2	3,8–4,7	менее 0,5	0,5–5,4	2,2
Th	0,4–11,6	0,4–10,7	11,4	0,4–8,1	менее 0,4
Ca, %	2,8–6,8	3–9,4	менее 3	3–9,2	менее 3
Na, %	0,07–0,1	0,1–0,45	0,08	0,01–0,24	0,3

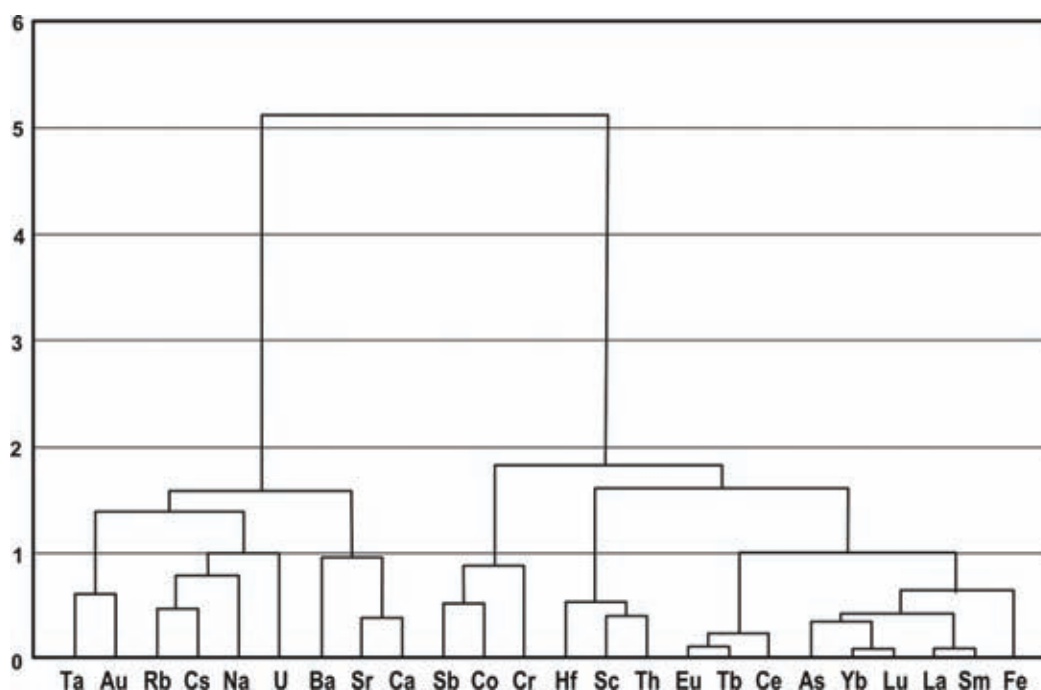


Рис. 5. Дендрограмма корреляционной матрицы выборки железных руд [3]

от Томска.

Оруденение локализуется в трёх горизонтах (снизу вверх) (рис. 1):

1. Верхнемеловые отложения ипатовской свиты (K_2ip).
2. Славгородская свита (K_2sl).
3. Ганькинская свита (K_2-P_{1gn}).

Мощность железоносной части разреза в пределах Бакчарского месторождения сильно сокращена за счет многочисленных размывов отложений и достигает всего 20–80 м.

По литолого-петрографическим особенностям выделяются шесть типов руд [1, 2]: 1) плотные гетит-гидрогетитовые с сидеритовым цементом; 2) рыхлые гетит-гидрогетитовые; 3) лептохлоритовые с хлорит-сидеритовым цементом; 4) конгломератовидные лептохлоритовые с крупными оолитами; 5) сидеритовые; 6) глауконитовые с сидеритовым цементом (табл. 1, рис. 2).

Анализ данных по изучению радиометрической характеристики рудовмещающей толщи и руд выявил следующие особенности: в пределах рудного узла выделяются горизонты с повышенной радиоактивностью. Первый горизонт находится на глубине до 30 м с активностью до 65 мкР/ч (рис. 3а, б). Он протягивается по всей площади участка и литологически приурочен к серым, серо-голубым глинам с включениями древесных остатков (рис. 3а).

Второй горизонт находится на глубинах от 173 до 230 м (рис. 3б) и приурочен к рудовмещающим железоносным отложениям.

Анализ вещественного состава рудовмещающих отложений и геохимических особенностей рудоносных отложений убедительно показывает, что повышение радиоактивности связано с наличием редкоземельно-ториевой и урановой минерализации.

Для изученных железных руд характерен весьма широкий и пестрый по составу перечень компонентов. В рудах, по данным инструментального нейтронного активационного анализа, содержатся следующие попутные компоненты: Sc, Cr, Co, Sb, редкие земли и Au. Концентрации Na, Ca, Rb, Cs, Ba в них отчетливо понижены, а содержания Sr и Ag не превышают порога чувствительности анализа (табл. 2).

Существенные концентрации урана [3] установлены в слабосцементированных лептохлоритовых (2,6 г/т) и рыхлых оолитовых гетит-гидрогетитовых (2,5 г/т) рудах. Наименьшие уровни накопления (1,3 г/т) характерны для плотных оолитовых гетит-гидрогетитовых руд. В лептохлоритовых рудах также относительно повышены концентрации тория (14,2 г/т). Глауконитовые рудные песчаники

отличаются пониженными содержаниями тория (8,2 г/т).

В отдельных пробах плотных оолитовых гетит-гидрогетитовых руд и их рыхлых разностях зафиксированы концентрации металла 8,6 и 8,0 г/т, соответственно. В последнем случае вероятно влияние диагенетических и эпигенетических процессов, ведущих к перераспределению элементов. Наибольшие концентрации урана (20 г/т) зафиксированы в плотных оолитовых гетит-гидрогетитовых рудах и их рыхлых окисленных разностях (8 г/т). В последнем случае вероятно влияние эпигенетических процессов, ведущих к перераспределению элемента (Th/U имеет урановую природу 1,5). В ряде проб радиоактивность имеет ярко выраженную урановую природу при торий-урановом отношении, снижающемся до 0,5 [4].

В породах и рудах относительно повышено содержание тория. Его максимальные содержания достигают 31 г/т в рудном концентрате (проба БК-2), а минимальные – 1 г/т. Торий, по-видимому, концентрируется в редкоземельных фосфатах, которые постоянно отмечаются в рудах (рис. 4), которые развиваются по зонам роста оолитов гетита.

При сопоставлении выборок, сгруппированных по классам содержания железа, обращает на себя внимание отчетливое увеличение концентраций мышьяка, сурьмы, скандия, редких земель и тория с ростом содержания железа. Тогда как уровни накопления золота, тантала, кальция и бария заметно снижаются с ростом концентраций железа. По всей видимости, это объясняется разными механизмами концентрирования этих элементов, что хорошо подтверждается результатами кластерного анализа (рис. 5).

На дендрограмме корреляционной матрицы видно, что обособляются две ассоциации элементов – Ta, Au, Rb, Cs, Na, U, Ba, Sr, Ca и Sb, Co, Cr, Th, REE, As, Fe. Характерна тесная связь железа с редкими землями.

Полученные данные позволяют сделать следующие предварительные выводы:

1. Нахождение редкоземельных и радиоактивных элементов в виде включений собственных минералов в минералах железа могут существенно повлиять на выбор технологии обогащения и переработки железных руд Бакчарского рудного узла;
2. Наличие сравнительно повышенных концентраций радиоактивных элементов и собственных минералов урана позволяют надеяться на выявление их повышенных концентраций в обстановках, благоприятных для его концентрирования, что требует дальнейшего изучения [2].

Литература

1. Гринёв О.М., Григорьева Е.А., Тюменцева Е.П. Литогеохимическая характеристика основных типов железных руд Бакчарского месторождения // в сб.: *Современные проблемы геологии и разведки полезных ископаемых* / под ред. А.Ф. Коробейникова. – Томск: Изд-во ТГУ, 2010. – 189 с.
2. Домаренко В.А., Чернев Е.М., Соболев И.С. Возможности обнаружения уранового оруденения гидрогенного типа на востоке Западно-Сибирской плиты // *Разведка и охрана недр*, 2010. – М.: Изд-во ВИМС. – №11. – С.24–32.
3. Ершов В.В., Рихванов Л.П., Пшеничкин А.Я., Арбузов С.И. Уран и торий в рудах Бакчарского железорудного месторождения // *Известия Томского политехнического университета*, 2012. – Т.321. – №1. – С.97–104.
4. Карелина К.В. Радиогеохимические особенности железоносных отложений Западно-Сибирского пояса на примере Бакчарского пояса (Томская область) // *Труды XVI Междунар. симпозиума им. академика М.А. Усова «Проблемы геологии и освоения недр»*. – Томск, 2012. – С.191–194.

РАДОН В ПОДЗЕМНЫХ ВОДАХ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ В ПЕРИОД СЕЙСМИЧЕСКОЙ АКТИВИЗАЦИИ В АЛТАЕ-САЯНСКОМ РЕГИОНЕ

В.Е. Кац, В.Ю. Молоков, В.В. Ролдугин

ОАО «Алтай-Гео», с. Майма, Россия, altaigeo@mail.gornu.ru

SEISMIC ACTIVATION IN THE ALTAI-SAYAN REGION AND RADON CONDITION IN THE GROUND WATERS IN THE ALTAI REPUBLIC

V.E. Kaz, V.Y. Molokov, V.V. Roldugin

ОАО «Geological Enterprise «Altai-Geo» Mayama, Russia, altaigeo@mail.gornu.ru

Abstract. *There is a description of the seismicity activation in the Altai-Sayan region in 2003–2012. The seismic after-shock events affect the hydrodynamic condition and the quality of the ground water including its value of the volumetric radon activity in the Altai Republic after the Chuisky (Altay) and Tuvian earthquakes. The values of volumetric radon activity in water at the water-intakes in 150 settlements were statistically analyzed in 2003–2012 (3 500 definitions). It was found out that during the seismic events the value of radon activity in the ground waters depends on the distance from the epicenter, the intensity of the earthquake and hydrogeological condition.*

Республика Алтай (РА) в гидрогеологическом плане находится в юго-западной части Алтае-Саянской гидрогеологической складчатой области и характеризуется сложным геологическим и тектоническим строением.

Особенность природных условий территории РА – повышенная радононосность, 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]. На современном этапе появился третий фактор – активизация сейсмической деятельности в Алтае-Саянском регионе (АСР) [1, 2, 3].

Сейсмичность территории РА в соответствии с картой ОСР-97 соответствует 8–10 баллам шкалы МСК-64 при среднем периоде повторения сотрясений такой силы 500 лет. Такой уровень сейсмичности говорит о большой вероятности возникновения в РА катастрофических землетрясений с большой силой разрушения. Подтверждение этому факту явилось Алтайское (Чуйское) землетрясение, произошедшее в пределах Чуйской сейсмоактивной зоны 27 сентября 2003 г. с магнитудой 7,5 и Тувинское землетрясение с магнитудой 6,5, произошедшее в Каа-Хемском районе Республики Тыва 27.12.2011 г.

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 года [1]. Наиболее активно форшоковый процесс протекал в 2002 году. В 2003 г. вплоть до Алтайского землетрясения в регионе наблюдалось сейсмическое затишье. 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 уменьшалась. Произошедшее в 2011 г. Тувинское землетрясение активизировало малоамплитудный афтершоковый процесс (Таблица 1).

По данным сейсмологов [3], землетрясение в 2003 г. в РА и сопровождающий его афтершоковый процесс вызвали активизацию сейсмических событий в областях, расположенных южнее (Монголия, Тыва, Китай), а также территорию, соответствующую фазу Алтая (Алтайский край, Кемеровская область), в т.ч. активизировали зону Катунского глубинного разлома. Произошедшее в 2011 г. в Тыве землетрясение активизировало сейсмическую активность в АСР в целом (Тыва, Хакасия, Монголия, Китай, Красноярский край, Казахстан) и в РА в частности: 12 событий в 2011 г. и 26 в 2012 г. (Таблица 1).

В связи с Алтайским землетрясением, произошедшим осенью 2003 г., состояние геологической среды, в том числе состояние подземных вод в РА изменилось [4, 5, 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. На территории г. Горно-Алтайска появились термальные источники.

Тувинское землетрясение и его афтершоки, плюс афтершоки Алтайского землетрясения сформировали в последние годы в АСР неустойчивое напряженное состояние геологической среды, в т.ч. состояние подземных вод. В 2012 г. в АСР зафиксировано 492 события, такое количество афтершоков не было за весь 13 летний период наблюдений. В прошедшем году на летном поле аэропорта ОАО «Аэропорт Горно-Алтайск» зафиксированы локальные проявления атмосферных (парообразование) и почвенных (протаивание грунтов) аномалий в декабре 2012 г. Все участки, на которых отмечено выделение пара, имеют техногенное нарушение почвенно-растительного слоя и общую площадь с участками паровыделения 1 200 × 350 м.

Таблица 1. Сейсмическая активность территории АСР и Республики Алтай в форшоковый и афтершоковый периоды Чуйского и Тувинского землетрясений

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	7	3	2	–
2009	52	17	28	6	1	16	7	9	–	–
2010	39	1	32	6	–	1	–	–	–	–
2011	143	59	68	13	3	12	6	6	–	–
2012	492	180	204	93	15	26	12	11	2	1

Пар выходит из галечников, легко проницаемых для подземного воздуха. На всех участках выделения пара температура в «парящих» галечниках составляла $+4$ – $+5$ °С при температуре окружающего воздуха – 30 °С. А этот же период температура воды в колонке на НП «Северный» составила 17,5 °С.

Город Горно-Алтайск и территория аэропорта расположены в зоне Катунского глубинного разлома. Однозначно установлено, что в период подготовки сейсмических событий малой амплитуды, температура воды на наблюдательном пункте «Северный» в г. Горно-Алтайске возрастает [6]. Геологическое объяснение этому явлению состоит в том, что сейсмические сотрясения массивов горных пород, которые продолжают последние 12 лет, «подновляют» образовавшиеся в геологическую историю разломы разных масштабов и направлений, по которым нагретая вода (флюидальные потоки) с больших глубин (порядка 500–800 м) может выжиматься к поверхности с температурой до 50–60 °С.

Поднимаясь вверх и смешиваясь с грунтовыми водами, они нагревают их и грунтовый воздух, который через проницаемые галечники поднимается к поверхности и выходит через нарушения почвенного покрова в атмосферу, где при контакте с морозным воздухом образует видимый пар. Помимо пара при этом могут выделяться различные газы: азот, метан, сероводород, аргон, гелий, радон и другие. Многочисленными исследованиями [7, 9, 10, 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 остаётся в целом неизменной и зоны растяжения («дальняя зона»), реагирующей повышением объемной активности радона, которая имеет размер до 150–350 км. Причем с увеличением магнитуды будущего землетрясения эпицентральный радиус «ближней» зоны увеличивается.

По данным Копыловой Г.Н. [8, 9] аномальные изменения параметров газового состава подземных вод перед землетрясениями 4–6 баллов, отмечается 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 объемной активности радона в подземных питьевых водах предоставленные ФБУЗ «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 3500 проб в 150 населенных пунктах

РА). Определение объемной активности радона в воде выполнены в радиологической лаборатории ФБУЗ «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 %. Определение объемной активности радона в подземных водах начали проводиться в РА с 2003 г., т.е. после Алтайского землетрясения. К настоящему времени в АСР зафиксировано более 1500 малоамплитудных событий, треть из которых, в РА. Среднегодовая активность радона в подземных водах РА за прошедший период варьировала от 30,4 Бк/л до 13,8 Бк/л при внутри годовых колебаниях от 0,5 до 545 Бк/л (в единичных случаях до 2650 Бк/л).

Сравнительный анализ объемной активности радона в подземных водах населенных пунктов с топографическим положением их относительно эпицентральной части Алтайского землетрясения, где в основном фиксируются малоамплитудные сейсмические события, показывает (Рис. 1) следующее. Чем дальше находится опробованный участок подземных вод от эпицентральной зоны, тем выше объемная активность радона в воде при прочих равных условиях.

Наблюдаемая зависимость, в частности, подтверждается сравнительным анализом среднемесячной объемной активности радона в подземных водах в РА с энергией сейсмических событий в 2011–2012 г. и январе 2013 г. и отображена на рисунке 2.

Весь 2011 г. и половина 2012 г. характеризовались многочисленными афтершоковыми событиями (527 из 635) на территории Республики Тыва, где в конце 2011 г. произошло крупное Тувинское землетрясение (для РА «дальняя зона»). Корреляционным анализом для этого периода установлено наличие положительной связи энергии событий и объемной активности радона. С середины 2012 г. малоамплитудные сейсмические события «переместились» южнее (Хакасия, Казахстан, РА, Монголия, Китай). Для РА это «ближняя зона». Корреляционным анализом установлено наличие отрицательной связи энергии событий и объемной активности радона.

Интересной представляется связь температуры подземных вод с энергией сейсмических событий. На рисунке 3 отображена среднемесячная температура вод на НП «Северный» в г. Горно-Алтайске и среднемесячная энергия сейсмических событий в АСР в этот период. Анализ рисунка показывает, что значимым сейсмическим событиями предшествует повышение температуры, а в момент собы-

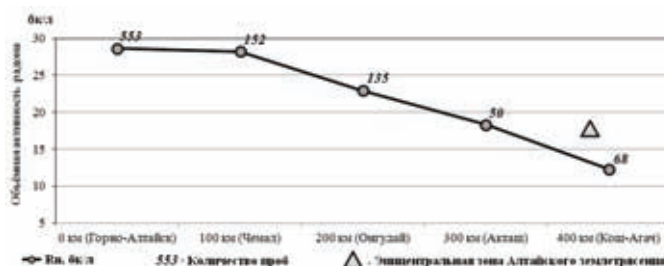


Рис. 1. Динамика объемной активности радона в населённых пунктах Республики Алтай и их топографическое положение относительно эпицентральной части Алтайского землетрясения

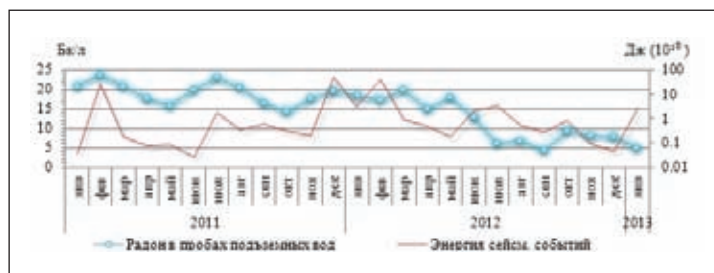


Рис. 2. Взаимосвязь среднемесячной объемной активности радона в подземных водах РА с энергией сейсмических событий в АСР в 2011–2013 (январь) годах



Рис. 3. Взаимосвязь среднемесячной температуры подземных вод на НП «Северный» в г. Горно-Алтайске с энергией сейсмических событий в АСР в 2011–2013 (январь) годах

тия температура понижается. Так в январе 2013 г. (24–27) в южной части РА зафиксированы 6 сейсмических событий в эпицентральной части Алтайского землетрясения с магнитудой 2,7–5,2. В этот же период температура воды на НП в Горно-Алтайске составила 16,70 при декабрьской в 2012 г. 17,2 °C.

Увеличение количества сейсмических событий в 2012 г. в АСР, уменьшение величины объемной активности радона в РА (18,4 и 13,8 Бк/л соответственно в 2011 и 2012 гг.) возможно свидетельствует о нарастании динамического напряжения геологической среды в РА и предшествует очередному землетрясению в районе эпицентральной части Алтайского землетрясения.

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. В сб. «Сейсмостойкое строительство. Безопасность сооружений». Материалы VI Российской национальной конференции по сейсмостойкому строительству и сейсмическому районированию. Сочи: 2005.
3. Еманов А.Ф., Селезнев В.С., Гольдин С.В. и др. Чуйское землетрясение и динамика сейсмической активизации эпицентральной области. // В сб. «Алтайское (Чуйское) землетрясение: прогнозы, характеристики, последствия». Материалы научно-практической конференции. 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. В.Е. Кац, С.С. Драчев. Радон в подземных водах в период сейсмической активизации в Алтае-Саянском регионе (на примере Республики Алтай). // Радиоактивность и радиоактивные элементы в сфере обитания человека. Материалы III Международной конференции. – Томск: STT, 2009. – С.241–246.
6. Кац В.Е., Шитов А.В. Драчев С.С. О механизме изменения химического состава и температуры подземных вод в районе Горно-Алтайска. // Геология инженерная геология, гидрогеология, геохронология, 2010. – №3.
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 землетрясений. // 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 результате воздействия атмосферных осадков и геологических процессов. // Сб. Геология и охрана недр. – Москва, 1997. – №1.
12. Смыслов А.А. Максимовский В.А. Радиохимическая карта России. Масштаб 1:10 000 000. Объяснительная записка. – Санкт-Петербург: Роскомнедра, 1996.
13. Уткин В.И. Радон и проблема тектонических землетрясений. Соросовский 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. // В сб.Современные проблемы геоэкологии горных территорий. Материалы 111 Международной научно-практической конференции 2–4 октября 2008 г. – Горно-Алтайск, 2008.
16. Шитов А.В., В.Е. Кац, М.А. Харькина. Эколого-геодинамическая оценка Чуйского землетрясения. // Вестник Московского университета, сер. 4, геология, 2008. – №3.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ В РАЙОНЕ ПОЙМ РЕК БА И ДОНГ НАЙ ЦЕНТРАЛЬНОГО И ЮЖНОГО РАЙОНОВ ВЬЕТНАМА

Л.Л. Кашкаров¹, И.Э. Власова², В.А. Алексеев¹, Г.В. Калинина¹, Н.В. Кузьменкова²,
Т.А. Павлова¹, Нгуен Чунг Минь³, Ку Ши Тханг³, Зоан Динь Хунг³, Нгуен Дык Чуи³,
Нгуен Чунг Кien³, Нгуен Тхи Ким Тхыонг³, Нгуен Тхи Тху³, Нгуен Ван Фо³

¹Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, г. Москва, Россия, leokash@mail.ru

²Химический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, г. Москва, Россия, ivlas@radio.chem.msu.ru

³Институт геологии Вьетнамской Академии Наук и Технологий, г. Ханой, Вьетнам, nttminh@hn.vnn.vn

RADIOECOLOGY INVESTIGATIONS IN THE CENTRAL AND SOUTH VIETNAM REGIONS ALONG THE SONG BA AND SONG DONG NAI RIVERS

L.L. Kashkarov¹, I.E. Vlasova², V.A. Alexeev¹, G.V. Kalinina¹, N.V. Kuzmenkova², T.A. Pavlova¹, Nguyen Trung Minh³, Cu Si Thang³,
Pham Tich Xuan³, Nguen Dik Chui³, Nguyen Trung Kien³, Nguyen Thi Kim Thuong³, Nguyen Thi Thu³, Nguyen Van Pho³

¹V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry RAS, Moscow, Russia

²Chemistry Department of M.V. Lomonosov Moscow State University, Russia

³Vietnam Academy of Science & Technology, Institute of Geological Sciences, Hanoi, Vietnam

Abstract. Some results of the gamma-spectrometric investigation of the radioecology environment in the two main river territory of the Central and South Vietnam region are presented. No water and filtrate matter was found that can indicate the presence of the technological ¹³⁷Cs and ²⁴¹Am nuclides in the samples under investigation. The limit values of the Th and U concentrations in the zircon samples do not go beyond the variations in the natural rock zircons. The Th/U relation parameter values in the range of 2,4–6,9 is consistent within the error of measurement with the standard mountain-granite ZGI-GM.

Таблица 1. Содержание U и Th в речной воде (мкг/г) после предварительного концентрирования

Образец	U	Th	Образец	U	Th	Образец	U	Th
sba01	0,065	0,042	sba10	0,22	0,08	sdn13	0,017	0,002
sba02_1	0,15	0,55	sba12	0,099	0,021	sdn16	0,096	0,004
sba02c	0,124	0,378	sba14	0,25	0,15	sdn17	0,038	0,003
sba04_1	0,14	0,18	sba16	0,03	0,09	sdn18	0,04	0,026
sba05	0,744	0,005	sba17	0,08	0,027	sdn19	0,003	0,002
sba06	0,023	0,013	sba15	0,077	0,007	sdn20	0,054	0,054
sba07	0,117	0,042	sdn06	0,12	0,76	sdn21	0,008	0,006
sba08	1,59	0,10	sdn09	0,01	0,01	sdn22	0,01	0,00
sba09	1,79	0,02	sdn10	0,01	0,00	sdn23	0,074	0,002

Введение

Ба (Song Ba) – река центрального района Вьетнама длиной около 2000 км. Донг Най (Song Dong Nai) – река на юге Вьетнама. Длина около 500 км. В верховьях пересекает плоскогорье Зилинь, в нижнем течении – Камбоджийскую равнину. Обе реки впадают в Южно-Китайское море, образуя дельту. В нижнем течении реки судоходны. Воды используются для орошения, главным образом, посевов риса.

Основной задачей настоящей работы являлось измерение содержания природных радиоактивных изотопов уранового и ториевого радиоактивных семейств, а также изотопов возможного техногенного происхождения, с целью установления общей картины радиационно-экологической обстановки в поймах двух наиболее крупных рек центрального и южного Вьетнама. Для этого проведены комплексные исследования воды, взвешенного в воде коллоидного вещества и цирконов из донных осадков двух рек, указанных выше. Определены содержания 23-х элементов в речной воде, проведено измерение гамма-активности образцов речной воды, взвешенного вещества воды и цирконов из донных осадков.

Измерение содержания химических элементов в речной воде

Измерение содержания 23-х элементов проведено методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на приборе Agilent 7500 с. Определение значительной части элементов (Li, B, Al, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Mo, Sb, Ba, Pb, Bi) было сделано непосредственно из фильтрованной речной воды. Для определения содержания элементов с низкими концентрациями, таких как Be, Cd, Sn, Tl, Th, U, потребовалось провести 100-кратное концентрирование проб. Всего было исследовано 15 образцов реки Ба (sba) и 12 образцов реки Донг Най (sdn). Данные для Th и U показаны в табл. 1.

В среднем, концентрация Ba, U, Th и Sb в воде реки Ба выше, чем в воде реки Донг Най. Напротив, концентрация Mn и Li выше в реке Донг Най. Содержания остальных элементов в этих реках примерно одинаковы.

Пространственное распределение U и Th по исследованным речным системам показало, что в реке Ба концентрации U и Th в 2–3 раза превышают их концентрации

в реке Донг Най. Максимальные значения обнаружены в пробах sba08 и sba09 (1,59 и 1,79 мкг/г). Данные по содержанию различных элементов в воде рек Ба и Донг Най, наложенные на картографическую основу с помощью программы arcGis, приведены на рис. 1.

Для оценки качества воды проводилось сравнение с нормативными данными по исследованным элементам (приказ №20 от 18.01.10, утвержденный Минрыболовства РФ). Так, например, в соответствии с этими данными содержание Co в воде должно быть менее 46 мг/дм³. Ни в одной из исследованных проб превышений ПДК нами не

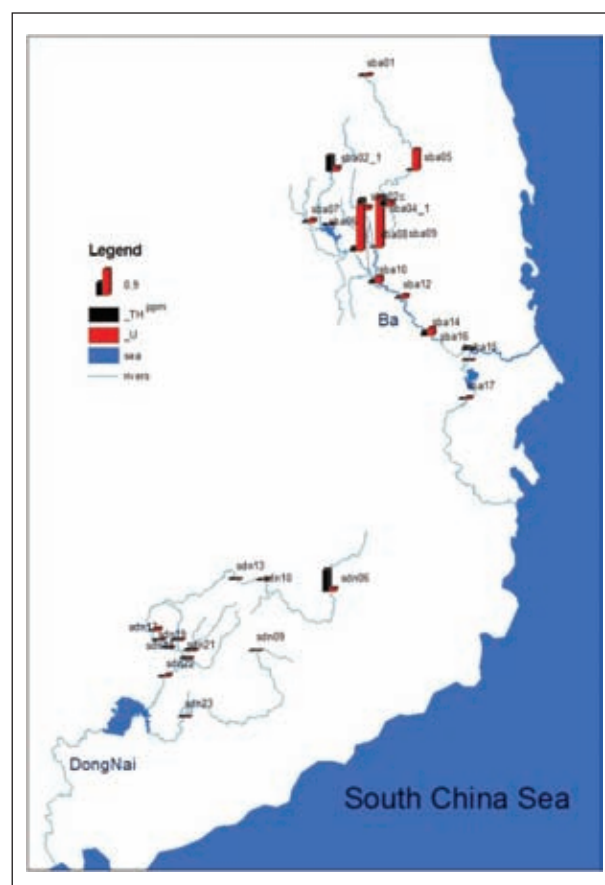


Рис. 1. Карта содержания элементов Th и U в воде рек Ба и Донг Най по данным ИСП-МС в обработке программой arcGis

Таблица 2. Содержание урана и тория в образцах цирконов рек Ба и Донг Най по данным гамма-спектрометрических измерений на низкофоновом гамма-спектрометре

Образец	Масса, мг	A_U^*	U, г/т	$\sigma(U)$, г/т	A_{Th}^*	Th, г/т	$\sigma(Th)$, г/т	Th/U	$\sigma(Th/U)$
SBA 01	67	527	120	12	111	620	60	4,4	0,7
SBA 02-1	39	292	115	12	82	490	50	4,4	0,5
SBA 02(C)	33	141	65	7	55	310	60	3,9	0,6
SBA 04-1	39	188	73	8	48	410	60	6,8	1,0
SBA 07	49	338	105	10	40	270	30	2,6	0,4
SBA 08	43	678	240	25	96	740	70	3,1	0,5
SBA 09	63	211	50	5	40	210	20	4,2	0,6
SBA 04	31	202	99	10	84	902	130	9,1	1,4
SBA 05	44	534	184	20	74	560	120	3	0,5
SBA 06	56	432	117	12	149	886	90	7,6	1,1
SBA 10	43	166	59	7	68	527	62	8,9	1,4
SBA 12	49	504	156	16	66	450	50	2,9	1,4
SBA 14	55	390	108	11	86	520	50	4,8	0,7
SBA 15	13	106	124	13	<8	<200		<1,6	
SBA 16	70	430	93	10	91	430	50	4,6	0,7
SBA 17	58	289	76	8	80	460	50	6,1	0,9
SDN 06	57	583	155	16	182	1060	110	6,8	1,0
SDN 09	22	160	111	12	<30	<500		<4,5	
SDN 10	42	430	156	16	70	555	60	3,6	0,6
SDN 13	7	57	124	13	20	951	100	7,7	1,1
SDN 16	23	128	85	9	<40	<600		<7,1	
SDN 17	40	184	70	7	48	400	40	5,7	0,9
SDN 18	44	231	80	8	60	450	50	5,6	0,8
SDN 19	61	184	46	5	64	350	40	7,6	1,1
SDN 20	76	234	47	5	47	210	20	4,5	0,7
SDN 21	75	313	63	7	62	280	30	4,4	0,7
SDN 22	24	130	90	9	<35	<480		<5,3	
SDN 23	48	178	56	6	<50	<350		<6,2	

Примечание: * – нормированные к 12 часам измерений превышения над фоном, имп. Указанные предельные значения относятся к случаям, когда эффект менее 3σ .

было обнаружено.

Измерение гамма-активности речной воды, вещества водного фильтрата и цирконов из донных речных осадков

Методы измерения гамма-активности

Измерения гамма-активности исследуемых образцов речной воды, образцов взвешенного вещества и цирконов из рек Ба и Донг Най проводились на полупроводниковом гамма-спектрометре CANBERRA с детектором из HP Ge, а также на низкофоновом гамма-спектрометрическом комплексе [1].

Пробы воды с исходным объемом 400 мл получали путем предварительного упаривания до мокрых солей. Пробы взвешенного вещества водного фильтрата, полученные фильтрацией 5 л речной воды через фильтр 0,43 мкм, а также образцы циркона измерялись непосредственно без какой-либо предварительной пробоподготовки. Измерение

гамма-активности каждого образца продолжалось не менее 12 часов. Из полученных данных следует, что гамма-активность изученных образцов воды и вещества водного фильтрата, измеряемая в разных режимах регистрации гамма-квантов, находится на уровне фона установки. Оценка нижнего предела регистрируемой гамма-активности для этих образцов дает величину $\sim 0,03$ Бк/проба при критерии погрешности 2σ .

Результаты измерений гамма-квантов с энергией $E_\gamma = 0,661$ МэВ (^{137}Cs) и $E_\gamma = 1,76$ МэВ (^{214}Bi) в образцах речной отфильтрованной воды показали, что ни по одному из возможных техногенных (^{137}Cs , ^{241}Am и проч.) или природных радионуклидов (дочерние продукты распада ^{238}U и ^{232}Th) не была зарегистрирована гамма-активность, превышающая уровень соответствующего фона установки. Исходя из полученных данных, оценка нижнего предела обнаружения содержания ^{214}Bi в образцах фильтрованной воды не превышает 1 Бк/л.

Таблица 3. Содержание урана и тория в трех образцах циркона, река Ба

Образец.	Масса, г	A, Бк/г (Bi-214, 609 кэВ)	A, Бк/г (Ti-208, 583 кэВ)	U, г/т	Th, г/т	Th/U
SBA-07	0,045	13,0±0,2	1,85±0,15	1 040±30	459±32	0,4
SBA-08	0,033	10,5±0,9	4,95±0,5	835±45	1 220±120	1,5
SBA-09	0,057	12,7±0,2	2,23±0,18	1 010±25	549±45	0,5

Содержание урана и тория в образцах цирконов

Результаты определения содержания урана и тория в цирконах из донных осадков рек Ба и Донг Най, выполненные методом гамма-спектрометрии с использованием стандартных образцов горных пород [3], приведены в таблице 2 и на рисунке 2.

Содержание урана и тория в отдельных образцах цирконов реки Ба, определенное по данным полупроводникового гамма-спектрометра

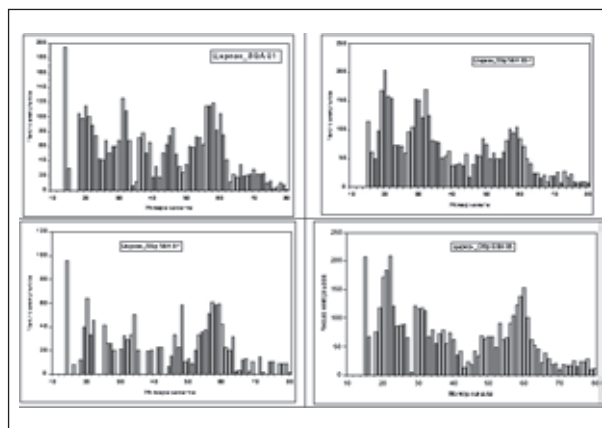
Гамма-активность радионуклидов из рядов U-238 и Th-232 для трех отобранных образцов цирконов, представляющих реку Ба, была измерена также на полупроводниковом гамма-спектрометре. Расчет содержания урана при этом проводился по дочернему Bi-214, а тория по дочернему Ti-208, исходя из допущения о сохранении векового равновесия в кристаллах исследуемых цирконов. Результаты измерений приведены за вычетом фона (табл. 3). Статистическая погрешность измерений зависит от суммы накопленных импульсов по каналам, соответствующим энергии гамма-квантов 583 и 609 кэВ.

Выводы

Выполненные исследования показали, что для изученных образцов:

а) Ни в одном из анализируемых образцов воды и вещества фильтрата не было обнаружено выходящего за пределы погрешности измерения превышения над фоном установок. Таким образом, ни по одному из возможных техногенных (^{137}Cs , ^{241}Am), а также природных радионуклидов (дочерние продукты распада ^{238}U и ^{232}Th) не была обнаружена гамма-активность, уровень которой превышал бы ПДК этих радионуклидов;

б) Предельные значения концентрации Th и U в образцах циркона, лежащие, соответственно, в интервалах (100–740) г/т и (42–190) г/т, не выходят за рамки вариации содержания этих элементов в природном цирконе горных

**Рис. 2.** Гамма-спектры образцов циркона SBA 01, SBA 02-1, SBA 07, SBA 08, полученные на низкофоновом гамма-спектрометре

пород типа габбро-долериты и габбро-нориты [2];

в) Положение, указанное выше, подтверждается параметром Th/U-отношения, среднее значение которого для изученных образцов циркона при вариации в интервале от 2,4 до 6,9 равно $4,0 \pm 0,8$, что согласуется в пределах погрешности измерения с величиной $4,8 \pm 0,3$ для использованного в данной работе стандарта горной породы – гранита ZGI – GM;

г) Необходимо отметить, что полученные результаты характеризуют усредненные значения содержания Th и U в образцах массой от 33 до 67 мг, представленных большим числом микрокристаллов циркона размером от нескольких десятков мкм до примерно (0,5–1) мм. Дальнейшее изучение концентрации, а также характера распределения Th и U в объеме индивидуальных кристаллов циркона будет проведено методом трековой альфа- и нейтронно-индуцированной осколочно-радиографии.

Литература

1. Лаврухина А.К., Алексеев В.А., Горин В.Д., Ивлиев А.И. Низкофоновая радиометрия. – М.: Наука, 1992. – 212 с.
2. Чернышов Н.М., Кравченко Н.В. Некоторые особенности циркона из основных и ультраосновных пород никеленосных интрузий юго-восточной части ВКМ (Воронежского

кристаллического массива // Минералогия и минерал. кристаллография. – Свердловск, 1971. – С.90–94.

3. Abby S. Studies in "standard samples" for use in the general analysis of silicate rocks and minerals. Part 6: 1979 edition of "usable" values // Geol. Surv. Can., 1980. – P.80–14.

РЕЗУЛЬТАТЫ РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ В РАЙОНЕ ПОЙМ РЕК СЕВЕРНОГО ВЬЕТНАМА

Л.Л. Кашкаров¹, Нгуен Чунг Минь², Ку Ши Тханг², Зоан Динь Хунг², Нгуен Дык Чуи², Нгуен Чунг Киен²,
Нгуен Тхи Ким Тхыонг², Нгуен Тхи Тху², Нгуен Ван Фо², Ле Тхи Фыонг Зунг², Чан Минь Дык²

¹Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, г. Москва, Россия, leokash@mail.ru

²Институт геологии Вьетнамской Академии Наук и Технологий, г. Ханой, Вьетнам, nttminh@hn.vnn.vn

REDIOECOLOGY INVESTIGATION IN THE FLOODPLANE RIVERS IN THE NORTHERN VIETNAM

L.L. Kashkarov¹, Nguyen Trung Minh², Cu Sy Thang², Doan Dinh Hung², Nguyen Duc Chuy², Nguyen Trung Kien²,
Nguyen Thi Kim Thuong², Nguyen Thi Thu², Nguyen Van Pho², Le Thi Phuong Dung², Tran Minh Duc²

¹V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry RAS, Moscow, Russia

²Vietnam Academy of Science & Technology, Institute of Geological Sciences, Hanoi, Vietnam

Abstract. Some results of the alpha-spectrometric measuring of the radioisotopes in the zircon samples of the bottom sediments of the rivers of the Northern Vietnam region are presented. The significant exceeding of the alpha-activity measured values in the matter of leachate of the river water are related to ^{232}U and ^{238}Pu isotopes. In some samples of the zircon bottom sediments a specific alpha-activity, related to such a relatively short-living isotopes ^{210}Po , ^{232}U and ^{243}Am , was detected. One of the likely sources of man-made isotopes are the works carried out in the territory of the southern regions of the contiguous State from which the researched rivers of the Northern Vietnam are originated.

Введение

В бассейнах двух главных рек северного Вьетнама Сонг Хонг (Красная) и Да (Черная), представляющих продолжение водных артерий, начинающихся в южных районах Китая, проживают десятки миллионов человек. В связи с этим, мониторинг окружающей среды и качества воды в районах этих рек является крайне важной экологической проблемой. В настоящей работе приводятся новые результаты, полученные методом альфа-спектрометрического анализа и являющиеся продолжением работ, начатых ранее в данном направлении [1–3].

Исследуемые образцы

Для исследования в разных точках бассейна указанных рек проведен отбор представительных образцов циркона, извлеченных из вещества донного осадка рек, а также ряд образцов фильтрата речной воды. Основным объектом исследования был выбран циркон – широко распространенный акцессорный минерал, входящих в состав вещества гранитов и всех типов магматических и метаморфизованных горных пород [4–6]. Высокая химическая устойчивость циркона, а также способность захватывать и эффективно удерживать путем изоморфного замещения в кристаллической решетке атомы таких элементов, как уран, торий, редкие земли и др., делают его удобным инструментом при изучении как геохимических, так и экологических проблем. В настоящей работе природные кристаллы циркона, входящие в состав вещества, взятого в поймах рек северного Вьетнама, использовались нами, главным образом, как носитель информации о содержании захваченных из окружающей водной среды изотопов радиоактивных элементов техногенного происхождения.

Измерение энергетического спектра альфа-частиц на полупроводниковом альфа-спектрометре

Альфа-спектрометрический анализ проводился с целью изучения энергетического спектра и измерения относительной активности альфа-частиц, испускаемых с поверхности электролитически тонкого слоя проб исследуемых образцов циркона [7]. Экспериментально установленная ширина одного канала многоканального анализатора, составляла $\Delta E_{\text{кан}} = 6,675$ кэВ. На графике рис. 1 в качестве примера приведена калибровочная спектральная кривая, полученная при регистрации альфа-частиц с энергией в интервале (5,150–5,500) МэВ, соответствующей изотопам ^{241}Am и ^{243}Am .

Результаты и обсуждение

Спектр альфа-частиц для образцов циркона

Результаты измерения энергетического спектра альфа-частиц на полупроводниковом альфа-спектрометре для образцов циркона, выделенного из вещества донного осадка рек Лао Кай, Иен Бай, Тиен Куанг, Тхак Ба, Вьет Три и Ханой (Чем), протекающих в северном Вьетнаме, приведены в табл. 1.

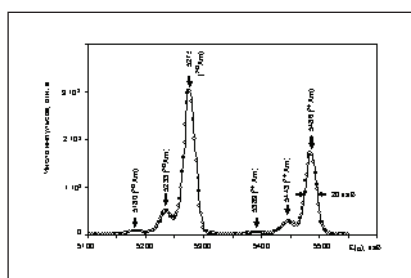
Для четырех проб (LC-1, YB-1, TQ-1 и VT-1) из семи, изученных альфа-спектрометрическим методом образцов циркона, зарегистрированы высокоактивные четкие пики спектральных кривых, соответствующие альфа-частицам с энергией в интервале $\Delta E_{\alpha} = (5,247–5,313)$ МэВ. На графике рис. 2 в качестве примера приведен спектр альфа-частиц, зарегистрированный для образца циркона VT-1. Радиоактивными изотопами, излучающими альфа-частицы с энергией в этом узком интервале, являются ^{210}Po , ^{232}U и ^{243}Am [8–10].

Для регистрации очень низкой суммарной альфа-активности ($A_{\Sigma} \leq 10^{-4}$ Бк) изученных образцов в интервале энергии альфа-частиц $\Delta E_{\alpha} = (4,15–4,77)$ МэВ, соответству-

Таблица 1. Сводные данные спектрометрических измерений суммарной альфа-активности изотопов урана ^{238}U и ^{234}U в образцах циркона, выделенных из вещества донного осадка рек северного Вьетнама

Образец		Время измерения t , с	^{238}U (U-I)*		^{234}U (U-II)	
№ п/п	Наименование		$N_{\text{имп}}$	$(A \pm \Delta)$, 10^{-5} Бк	$N_{\text{имп}}$	$(A \pm \Delta)$, 10^{-5} Бк
1	LC-1	905 100	$18 \pm 4,3$	$5,9 \pm 1,4$	$47 \pm 7,1$	$15,4 \pm 2,3$
2	YB-1	600 450	$31 \pm 5,6$	$15,4 \pm 2,8$	$77 \pm 8,5$	$38,5 \pm 4,2$
3	TQ-1	600 500	$31 \pm 5,6$	$15,4 \pm 2,8$	$84 \pm 9,2$	$42,0 \pm 4,6$
4	TB-1	600 000	$25 \pm 5,0$	$12,3 \pm 3,1$	$53 \pm 7,4$	$26,5 \pm 3,7$
5	VT-1	600 530	$70 \pm 8,4$	$34,7 \pm 4,2$	$132 \pm 11,9$	$66,0 \pm 5,9$
6	CH-1	133 700	$4 \pm 2,0$	$9,0 \pm 4,5$	$11 \pm 3,3$	$24,7 \pm 7,4$

Примечание: * – активность вычисляется по формуле: $A = (N_{\text{имп}}/t) \times 2,973$, где постоянный множитель учитывает эффективность регистрации альфа-частиц.

**Рис. 1.** Спектр альфа-частиц в интервале энергии (5,150–5,500) МэВ, соответствующем изотопам ^{241}Am и ^{243}Am [10]

и ураном ^{238}U и ^{234}U , потребовалось проведение длительных (до 10 суток) непрерывных измерений.

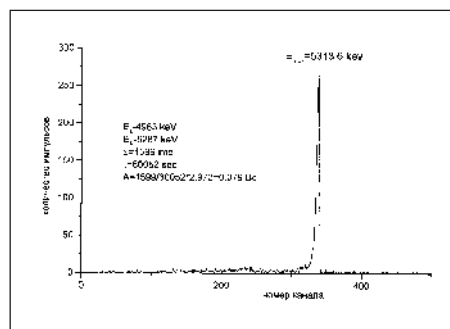
В качестве примера регистрации крайне низкого уровня альфа-активности на полупроводниковом спектрометре в области энергии $\Delta E\alpha = (4,00–5,50)$ МэВ, соответствующей изотопам урана ^{238}U , ^{234}U и ^{226}Ra , на рис. 3 приведен энергетический спектр, измеренный в 2000 году для образца циркона LC-1.

Из приведенного на графике рис. 3 спектра альфа-частиц при их крайне низкой суммарной активности (измерения проводились в течение около 15 суток) на долю изотопов урана ^{238}U и ^{234}U приходится только по несколько зарегистрированных импульсов. Соответствующая удельная альфа-активность изотопа радия (^{226}Ra , $E\alpha = 4,78$ МэВ) отмечена пиком на спектральной кривой с числом импульсов, примерно на порядок величины большим по сравнению с импульсами, зарегистрированными для природных изотопов урана.

Фактом особой важности оказалось обнаружение удельной альфа-активности с пиком на спектральной кривой при $E\alpha = 5,305$ МэВ, отвечающим альфа-частицам изотопа ^{210}Po . Подтверждением последнего является полное отсутствие альфа-частиц с этой энергией при измерении того же образца в последующие годы.

Энергетический спектр альфа-частиц для образцов фильтратов речной воды

В веществе фильтратов, как было показано трековым анализом, содержится большое количество зерен циркона микронных размеров. Для каждой пробы альфа-активность

**Рис. 2.** Энергетический спектр альфа-частиц для образца циркона VT-1

находится в прямой зависимости от распространенности этих зерен циркона в веществе фильтрата. Существенным при этом оказывается то, что для более мелких частиц значительно возрастает величина эффективной площади поверхности, на которую могут захватываться атомы примесных элементов. Поэтому для измерения альфа-активности исследуемых образцов вещества фильтрата было уделено особое внимание. Для большинства этих образцов из-за крайне низкой ($A_{\Sigma} \leq 10^{-6}$ Бк) суммарной альфа-активности измерение энергетического спектра альфа-частиц оказалось практически невозможным, несмотря на проведение длительных (порядка 10 суток) непрерывных измерений на полупроводниковом альфа-спектрометре.

Однако, для образца фильтрата речной воды НВ-2 при проведении 15 суточных непрерывных измерений был получен энергетический спектр альфа-частиц, приведенный на рис. 4.

Как видно из рис. 4, при крайне низком числе зарегистрированных нескольких импульсов в области энергии альфа-частиц, излучаемых изотопами урана ^{238}U и ^{234}U , четко фиксируются два, намного более интенсивных пика. По своей энергии эти пики могут быть отнесены к изотопам урана ^{232}U и плутония ^{236}Pu . Это предположение основано на том, что: (1) Энергия излучаемых изотопом ^{232}U двух групп альфа-частиц 5,27 МэВ и 5,32 МэВ и двух групп альфа-частиц 5,72 МэВ и 5,77 МэВ, характерных для изотопа ^{236}Pu , достаточно точно отвечают энергии, фиксируемой в максимумах пиков спектральной кривой; (2) Соотношение числа зарегистрированных импульсов спектрометра, соот-

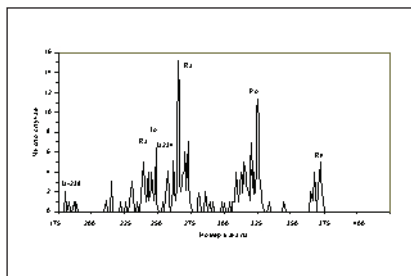


Рис. 3. Спектр импульсов от альфа-частиц образца циркона LC-1, зарегистрированный в 2000 году на полупроводниковом спектрометре в интервале энергии (4,00–5,50) МэВ

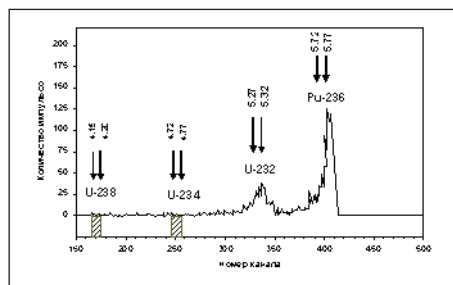


Рис. 4. Энергетический спектр альфа-частиц образца фильтрата речной воды НВ-2, измеренный на полупроводниковом альфа-спектрометре в интервале энергии (4,00–6,00) МэВ. Штрихованными участками обозначены интервалы энергии альфа-частиц, соответствующие изотопам ^{238}U и ^{234}U . Вертикальными стрелками с цифрами указаны значения энергии (в МэВ) альфа-частиц идентифицированных изотопов ^{232}U и ^{236}Pu

ветствующих указанным энергетическим группам альфа-частиц, достаточно точно, в пределах $\sim 20\%$, согласуется с соотношением активности для двух групп альфа-распада каждого из указанных изотопов; 3) Крайне важным является то, что идентифицированные в веществе фильтрата образца НВ-2 изотопы ^{232}U и ^{236}Pu являются взаимосвязанными: в результате альфа-распада ^{236}Pu с периодом полураспада $T_{1/2} = 2,858$ лет образуется ^{232}U , распадающийся с $T_{1/2} = 72$ года

Выводы

1. Существенное превышение измеренных величин альфа-активности в веществе фильтрата речной воды над оцененной величиной удельной активности изотопов урана обнаружено также для образца НВ-2. Детальные альфа-спектрометрические исследования, проведенные для этого образца, показали наличие пиков на спектральной кривой, относящихся к изотопам ^{232}U и ^{236}Pu . Соотношение альфа-активности изотопов ^{232}U и ^{236}Pu точно согласуется с их периодами полураспада причем эти изотопы взаимосвязаны: при альфа-распаде ^{236}Pu с периодом полураспада $T_{1/2} = 2,858$ лет образуется ^{232}U , распадающийся с $T_{1/2} = 72$ года.

2. В ряде проб циркона донных осадков и вещества фильтрата речной воды, взятых из рек северного Вьетнама в 2000 году, обнаружена удельная альфа-активность, относящаяся к таким сравнительно короткоживущим изо-

топам, как ^{210}Po , ^{232}U и ^{243}Am .

3. Важным фактом является фиксация энергетического пика на кривой альфа-спектра для образца циркона LC-1, в спектре излучения которого в 2000 году наблюдалась сравнительно высокая удельная активность альфа-частиц с $E_{\alpha} = 5,305$ МэВ. Однако при повторных измерениях этой пробы в последующие годы альфа-частиц с этой энергией не было обнаружено. Это явилось неоспоримым подтверждением обнаружения в пробе образца циркона LC-1 высоко активного сравнительно короткоживущего ($T_{1/2} = 138$ дней) изотопа ^{210}Po .

4. Величины удельной альфа-активности, вторично измеренные на спектрометре для образцов циркона LC-1, YB-1, TQ-1 и VT-1, остались практически неизменными, что согласуется с длительным периодом полураспада изотопов ^{232}U и ^{243}Am .

5. Детальный анализ полученных данных привел к главному выводу о том, что происхождение указанных техногенных радионуклидов могло быть связано с проведением работ на территории южных районов сопредельного государства, откуда берут свое начало исследуемые реки северного Вьетнама.

Заключение

Авторы выражают благодарность Академии Науки и Технологий Вьетнама за финансовую поддержку по программе Tay Nguyen 3, код Проекта: TN3/T11.

Литература

1. Кашкаров Л.Л., Nguyen Trung Minh. Концентрация и изотопный состав урана в цирконах речных донных отложений Северного Вьетнама // Тезисы докладов XVII Симпозиума по геохимии изотопов имени академика А.П. Виноградова. – Москва, 2004. – С. 110–111.
2. 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 Соперничания по экспериментальной минералогии. – Сыктывкар, 2005. – С. 465–467.
3. Кашкаров Л.Л., Minh Nguyen Trung. Изотопный состав

урана в речной воде и веществе фильтрата ряда районов Северного Вьетнама // Тезисы докладов XVIII Симпозиума по геохимии изотопов имени академика А.П. Виноградова. – М., 2007. – С. 119–120.

4. Ляхович В.В. Акцессорные минералы горных пород. – М.: Изд. «Недра», 1979. – 296 с.
5. Таусон В.Л. Систематика процессов поглощения рассеянных элементов реальными кристаллами минералов // Геохимия, 2005. – №2. – С. 213–219.
6. Урусов В.С., Кравчук И.Ф. Эффект упавливания микропримеси дефектами кристаллической решетки и его геохимическое значение // Геохимия, 1978. – №7. – С. 963–978.

7. Чердынцев В.В. Уран-234. – М.: Атомиздат, 1969. – 308 с.
8. Aggarwal S.K., Jain H.C. Determination of the half-lives of trans-actinium isotopes by relative activity method // J. Radioanal. Nucl. Chem. Letters, 1986. – V.103. – №4. – P.213–224.
9. National Nuclear Data Center website: <http://www.nndc.bnl.gov/>.
10. Polyukhov V.G., Timofeev G.A., Privalova P.A., Gabeskiriya V.Ya. and Chetverikov A.P. // Determination of ^{234}Am half-life. // Atomnaya Energiya, 1974. – V.37. – №4. – P.357–359.

ТВЕРДОТЕЛЬНЫЙ ПЛАСТИКОВЫЙ ТРЕКОВЫЙ ДЕТЕКТОР ТИПА CZ: РЕГИСТРАЦИОННЫЕ ХАРАКТЕРИСТИКИ И ПРИМЕРЫ ПРИМЕНЕНИЯ ДЛЯ РАДИОГРАФИЧЕСКИХ ИССЛЕДОВАНИЙ

Л.Л. Кашкаров¹, В.П. Колотов¹, Н.Н. Догадкин¹, С.В. Стовбун², А.И. Михайлов², А.М. Занин²

¹Институт геохимии и аналитической химии им. В.И. Вернадского РАН, Москва, Россия, leokash@mail.ru

²Институт химической физики им. Н.Н. Семенова РАН, Москва

PLASTIC SOLID STATE TRACK DETECTOR OF CZ TYPE: REGISTRATION CHARACTERISTICS AND USING IN RADIOGRAPHIC INVESTIGATIONS

L.L. Kashkarov¹, V.P. Kolotov¹, N.N. Dogadkin¹, S.V. Stovbun², A.I. Mikhailov², A.M. Zanin²

¹V.I. Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry RAS, Moscow, Russia

²N.N. Semenov Institute of Chemical Physic RAS, Moscow, Russia.

Abstract. The plastic solid state track detector (PSSTD), named as CZ and prepared on the base of polyallil-diglicol-carbonate with using of special polymerization technique have been worked out in the Institute of Chemical Physic RAS. The experimentally established registration characteristics in comparison with PSSTD of CR-39 are presented. The optimal bulk-etch rate (VB) value of CZ is equal to $(0,75 \pm 0,05) \mu\text{m/h}$ that is twice lower relatively to CR-39. Corresponding parity of the response parameter $\eta = (V_t/V_B - 1)$ for CR-39 and CZ indicates significantly more high sensitivity of the last PSSTD. A number of the instances of CZ employment for the registration of neutrons, protons, alpha-particles and fission fragments, performed within the present study, are presented.

Введение

Образование химически травимых треков вдоль следов торможения заряженных частиц в пластиковых твердотельных трековых детекторах (ПТТД), начиная от самых легких ядер водорода и гелия, изучалось с 70-х годов прошлого столетия [2]. В этих работах применялся ПТТД типа LR-115 на основе нитроцеллюлозы. Чувствительность этих ПТТД позволяла эффективно регистрировать альфа-частицы, однако она была недостаточной для регистрации треков, образуемых непосредственно протонами. В связи с этим для измерения потока быстрых протонов, а также нейтронов с помощью этих ПТТД использовались треки от ядер отдачи углерода, азота и кислорода, входящих в состав вещества этого ПТТД.

В 1978 г. впервые был изготовлен ПТТД типа CR-39 (поликарбонат на основе аллил-дигликоль-карбоната [1], с помощью которого были идентифицированы треки, относящиеся к нейтронно-индуцируемым ядрам отдачи водорода, входящего в состав этого ПТТД. В 1991–92 годах в Институте химической физики РАН был разработан новый ПТД, названный «CZ» [3]. При этом, в результате применения специально разработанной, не связанной с термическим воздействием, принципиально новой методики полимеризации для ПТТД CZ были получены существенно отличные от аналога CR-39 регистрационные характеристики [4, 5]. В частности, наиболее существенным для регистрации треков от протонов, является очень низкая скорость (V_G) травления исходного, не нарушенного вещества травми-

мой поверхности ПТТД. Прецизионные измерения V_G для CZ дали величину $(0,75 \pm 0,05) \mu\text{м/час}$, что по сравнению с V_G для CR-39 оказалось уменьшенной в 2–3 раза величиной. Это привело к соответствующему увеличению чувствительности ПТТД к регистрации самых легких ядерных частиц – протонов. Рассмотрение основных параметров CZ для регистрации самых легких ядер, а также некоторых экспериментальных результатов применения ПТТД CZ для регистрации протонов $\gamma(D, n)$ р-реакции и осколков деления представлены в настоящей работе.

Основные регистрационные характеристики ПТТД типа CZ

Изготовленные в 1991 году первые образцы ПТТД типа CZ аналогичны по составу ПТТД CR-39 ($\text{C}_{12}\text{H}_{18}\text{O}_7$). Однако, в отличие от последней полимеризация исходной смеси, помещенной между стеклянными пластинками с шириной шага между ними (0,5–1) мм, проводилась нами под воздействием гамма-излучения источника ^{60}Co с заданием экспериментально определенной дозы облучения.

Химическое травление треков в CZ проводилось в водном растворе 6N NaOH при разной температуре от (45 ± 1) до $(70 \pm 1)^\circ\text{C}$ в течение 1–12 часов. На рис. 1 приведены примеры микрофотографий треков от альфа-частиц, наблюдаемые на травимой поверхности пленки CZ, находящейся в контакте с исследуемыми по методу автордиографии образцами горной породы.

Определение скоростей травления V_L и V_G

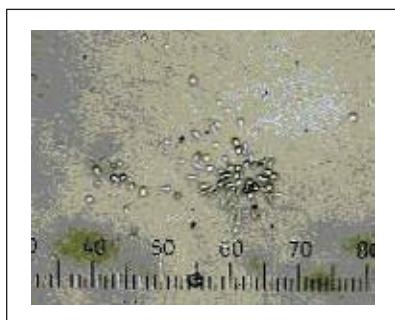


Рис. 1. Микрофотографии треков от альфа-частиц в ПТТД CZ, примененном для авторадииграфии природных объектов. Одно деление шкалы – 10 микрон

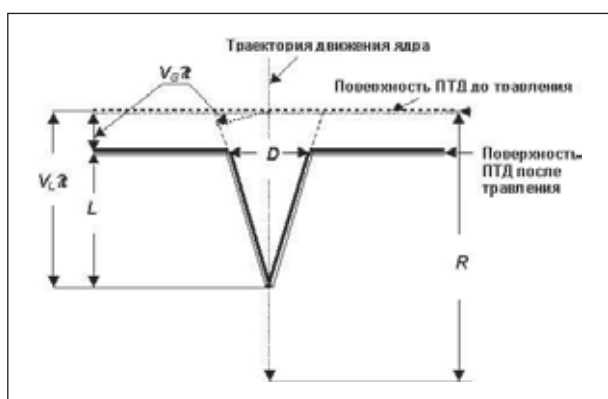


Рис. 2. Геометрические (D , L) и динамические (V_0 , V_c) параметры травления трека вдоль следа торможения ядра с длиной его пробега (R) в ПТТД

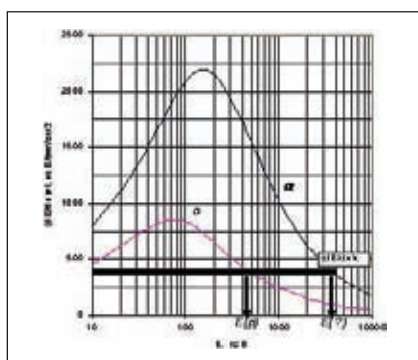


Рис. 3. Удельные потери энергии на ионизацию протонов и альфа-частиц при их торможении в веществе ПТТД CZ. Модельные расчеты кривых выполнены с использованием программного пакета SRIM 2003 [6]

Определение V_c в ПТТД CZ в первом приближении проводилось путем измерения диаметра входных лунок травления (D) треков и скорости травления треков в длину (V_L). Исходя из геометрических характеристик треков (рис. 2), скорость удаления вещества с поверхности травления может быть записана в виде:

$$V_c = D/2t \times [(V_L/V_0 + 1)^{1/2} \times (V_L/V_0 - 1)^{-1/2}], \quad (1)$$

где D – средняя величина диаметра травимых треков, t – время травления, V_L – скорость травления трека в длину.

Определение полной травимой длины трека, ориентированного к плоскости поверхности ПТТД под углом $\theta \geq 20^\circ$, проводилось путем измерения его горизонтальной проекции (l) на плоскость травления и вертикальной проекции (h) трека, направленной перпендикулярно этой плоскости:

$$L = (l^2 + n \cdot h^2)^{1/2}, \quad (2)$$

где n – показатель преломления света для пленки CZ. При этом, точность измерения вертикальной составляющей треков не превышает $\approx 0,5$ –1 мкм.

В случае CZ, когда для $V_L/V_0 > \sim 10$ выражение для расчета V_c упрощается:

$$V_c = D/2t \quad (3).$$

Регистрационная эффективность CZ

Величина $\varepsilon = [(V_L/V_0) - 1]$ является одним из основных параметров, характеризующих регистрационную эффективность ПТТД. Следует отметить, что указанный параметр является переменной величиной, существенно изменяющейся в зависимости от начальной энергии регистрируемой частицы. Определенный нами для CZ параметр ε на разных этапах травления треков от альфа-частиц изменяется от ~ 1 до ~ 20 . Так, например, треки от альфа-частиц с $E = 3$ МэВ, протравленные в течение первых 60 минут при диаметре $D \approx 0,6$ мкм имели длину $L \approx 13$ мкм. Треки от таких же альфа-частиц, травимые в ПТТД CR-39 имеют $D \approx 1,0$ мкм и $L \approx 5$ мкм.

Пороговая энергия для формирования треков от протонов и альфа-частиц

Максимальная величина энергии тормозящихся частиц ($E_{\text{пор}}$), при которой начинает формироваться зона микронарушений, способная к вытравливанию, является важной количественной характеристикой ПТТД, позволяющей с помощью измеренных длины и диаметра треков идентифицировать заряд частиц. Экспериментально измеренная в настоящей работе величина $E_{\text{пор}}$ для альфа-частиц $E_{\text{пор},\alpha} = (3500 \pm 200)$ кэВ. Как видно из рис. 3, соответствующая этому значению энергии критическая величина удельных ионизационных потерь энергии $(dE/dx)_c = (400 \pm 20)$ кэВ $\cdot$ мкм $^{-1}$. Исходя из определенной таким образом величины $(dE/dx)_c$ для протона было получено пороговое значение энергии $E_{\text{пор},p} = (450 \pm 30)$ кэВ (рис. 3).

Определенные таким образом максимальные значения полной травимой длины остаточного пробега альфа-частиц и протонов составили (18 ± 2) мкм и $(6 \pm 0,5)$ мкм, соответственно.

Эффективность регистрации альфа-частиц разной энергии в зависимости от угла их падения на плоскость пластины CZ

Изучение угловой зависимости эффективности регистрации альфа-частиц разной энергии проводилось с помощью коллимированного пучка альфа-частиц от ^{239}Pu -источника (рис. 4).

Величина критического угла наклона между траекто-

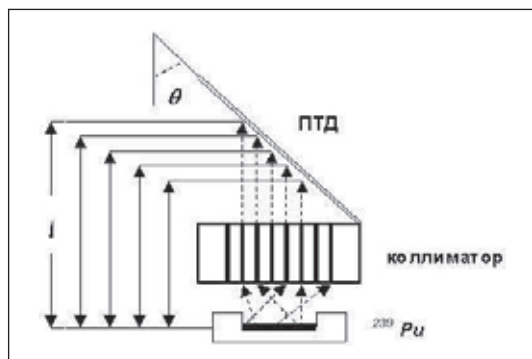


Рис. 4. Схема облучения ПТТД CZ коллимированным пучком альфа-частиц от ^{239}Pu -источника в эксперименте по изучению угловой зависимости эффективности регистрации альфа-частиц разной энергии

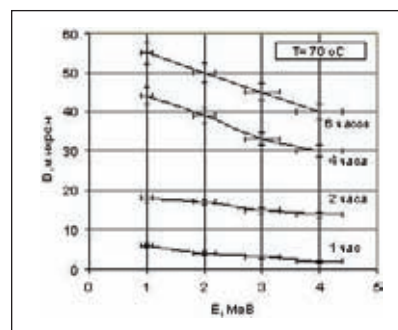


Рис. 5. Диаметр лунок травления треков от альфа-частиц ^{239}Pu с энергией от 1,0 до 4,0 МэВ в зависимости от времени и температуры травления

рией падающего ядра и плоскостью поверхности ПТТД θ_c оценивается из соотношения:

$$\theta_c = \arcsin(V_c/V_L). \quad (4)$$

Прецизионные измерения показали, что для альфа-частиц с энергией, превышающей 3 МэВ, $\theta_{c,\min} = (5-7)^\circ$, что значительно меньше по сравнению с ПТТД CR-39.

Зависимость диаметра треков от продолжительности травления при разной температуре травящего раствора

Для возможности сопоставления параметров динамики травления треков в ПТТД разных типов для CZ были проведены измерения диаметров треков от альфа-частиц с разной энергией, наблюдаемых через определенные промежутки времени. Кроме того, аналогичные измерения проводились для травления CZ при разной температуре травящего раствора. Результаты представлены на рис. 5.

Обсуждение результатов и выводы

В таблице 1 приведена сводка результатов измерения параметров треков, образованных ядрами различных элементов в ПТТД CZ.

Из полученных результатов экспериментального исследования регистрационных характеристик ПТТД CZ следует:

Геометрические параметры треков, травимых в

6N NaOH растворе в течение времени, оптимальном для выявления полной травимой длины треков, позволяют проводить четкое разделение и регистрацию ядер водорода и гелия.

Соотношение скоростей травления треков в длину и стравливания вещества с поверхности ПТТД для выбранных, наиболее оптимальных условий травления треков достигает ≈ 60 в случае травления ускоренных ионов ^{20}Ne .

Сравнительно малые величины D при полной протравленной длине треков от альфа-частиц позволяют регистрировать поверхностную плотность треков до значений $\rho_{\max} \approx 1 \times 10^8$ трек $\cdot \text{см}^{-2}$.

Фоновая плотность треков $\rho_{\text{фон}} \leq 100$ трек $\cdot \text{см}^{-2}$, образованная, в основном, протонами космических лучей и протонами отдачи, наблюдается в CZ-пленках, изготовленных в 1992 году, находящихся, однако, в течение всего времени в специальной экранирующей камере.

Низкий фон пленок CZ и высокая разрешающая способность регистрации треков от протонов дают возможность для проведения измерений достаточно низких уровней (вплоть до $\sim 10^3 \text{ см}^{-2}$) потока нейтронов.

Проведение альфа-радиографических исследований с генерацией максимально регистрируемых величин плотности треков дает возможность определять концентрацию природных радиоэлементов со значениями вплоть до $\sim 10^{-10}$ г/г.

Таблица 1. Регистрационные характеристики ПТТД CZ для ядер различных элементов в зависимости от их энергии и температуры травящего раствора

Ядра	E, МэВ	R (**) мкм	D, мкм (***)			VL, мкм/час(****)	
			45 °C	55 °C	(65–70) °C	55 °C	70 °C
Протоны (*)	0,2–10	2–20	0,5–1	2–3	4–5	~8	~10
Альфа-частицы ^{239}Pu	1,1–5,0	4,5–30	1–0,5	4–5	25–30	10–12	15–20
Осколки деления ^{252}Cf	~1,0	0,5–0,7	3–5	10–12	20–25	–	–

Примечание: (*) – протоны отдачи при облучении CZ быстрыми нейтронами; (**) – полная длина травления треков, $R = L_{\text{изм}} + L_n$, где $L_{\text{изм}}$ – измеренная длина протравленного трека, L_n – длина пробега ядра в слое ПТТД, удаленном при травлении; (***) – приведены величины D для альфа-частиц с $E = 2$ МэВ, травимые при разной температуре ($T^\circ\text{C}$) в течение 3 часов; (****) – даны величины V_L , определенные для альфа-частиц с E_α в интервале (4–3) МэВ. Травление при температуре 55 °C и 70 °C. Величина $V \approx 20$ мкм/час наблюдается в течение первых (2–3)-х часов травления.

Сводка данных о регистрационных характеристиках ПТТД типа CZ

Основные трековые параметры CZ:

- Собственный трековый фон: (10–100) трек/см²;
- Скорость травления треков в длину: (20–50) мкм/час;
- Скорость травления поверхностного слоя ПТД в стандартных условиях в 6N растворе NaOH, при T=(70±1) °C составляет (0,75±0,05) мкм/час.

Регистрационные характеристики CZ:

- Нейтроны (по протонам отдачи) с энергией $E \geq 0,5$ МэВ;

- Протоны с энергией $E \geq 0,2$ МэВ;
- Альфа-частицы с энергией $E \geq 0,1$ МэВ;
- Ядра элементов с энергией $E \geq 0,1$ МэВ/нуклон.

Области применения:

- Нейтронная дозиметрия, доза (10^7 – 10^{14}) нейтрон/см²;
- Регистрация протонов ядерных реакций, доза (10^2 – 10^9) протон/см²;
- Альфа-дозиметрия радона, доза (10^2 – 10^7) частиц/см²;
- Регистрация и идентификация заряда ядер космических лучей и ядер, образующихся в ядерных реакциях, доза (10^2 – 10^6) ядер/см².

Литература

1. Cartwright B.G., Shirk E.K. and Price P.B. A nuclear track recording polymer of unique sensitivity and resolution. // Nucl. Instrum. Meth. 1978. – V.153. – P.457–460.
2. Fleisher R.L., Price P.B. and Walker R.M. Solid-state detectors: Applications to nuclear science and geophysics. // Ann. Rev. Nucl. Sci. 1965. – V.15. – P.1–28.
3. Kashkarov L.L., Stovbun S.V., Perelygin V.P. Registration characteristics of the new CZ-type nuclear track detector. // Rep. on the Workshop SSNTD, Dubna, JINR, E7-93-61. 1992. – P.44–45.
4. Kashkarov L.L., Stovbun S.V., Perelygin V.P. Track parameters for the accelerated ²⁰Ne ions in the new CZ-type SST. // Nucl. Tracks Radiat. Meas. 1993. – V.22. – №1–4. – P.129–130.
5. Kashkarov L.L., Vlasova I.E. Experimental investigation of the alpha-particles registration efficiency for CZ nuclear track detector. // Radiat. Meas. 1995. – V.25. – №1–4. – P.177–178.
6. Ziegler J.F., Biersack J.P. and Littmark U. The Stopping and Range of Ions in Solids. // Pergamon Press, NY, Oxford, 1985.

ИССЛЕДОВАНИЯ ЭФФЕКТА ЧЕРДЫНЦЕВА-ЧАЛОВА. ПРОБЛЕМЫ И ПЕРСПЕКТИВЫ

Г.П. Киселев, С.Б. Зыков

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

RESEARCHES OF CHERDYNTSEV-CHALOV EFFECT. PROBLEMS AND PROSPECTS

G.P. Kiselev, S.B. Zykov

Institute of Ecological Problems of the North (Ural Branch of RAS), Arkhangelsk, kiselevgp@yandex.ru

Abstract. The authors examine the models of Cherdyntsev-Chalov effect mechanisms in nature. In the article the experimental data of uranium-234 enrichment of natural waters in the various conditions of the geological environment are given. The high degree of uranium-234 enrichment of groundwater ore deposits is shown. This phenomenon is problematic to explain. In case of hard ores there is nonequilibrium ratio of uranium-234 to uranium-238, which also finds no direct explanation. Prospective studies of this phenomenon in solid phases of rocks and ores can lead to new discoveries in the field of modern thermodynamic state of ore deposits.

Владимир Иванович Вернадский обладал уникальными способностями видеть науку будущего и готовил для неё ученых. Из его многочисленных учеников в России сформировалась огромная команда исследователей, по своему интеллекту превосходящая специалистов других международных школ. Одним из его учеников был В.В. Чердынцев, известный советский физик и геохимик, доктор физико-математических наук. Работал в Радиовом институте АН СССР (1930–1944), затем в институте астрономии и физики АН Казахской ССР (1944–1960), одновременно заведовал кафедрой экспериментальной физики Казахского университета в Алма-Ате (1946–60; профессор с 1948); с 1960 заведующий лабораторией абсолютного возраста в Геологическом институте АН СССР в Москве. Основные труды в области геохимии изотопов, ядерной геофизики и радиогеологии. Впервые обосновал происхождение тяжёлых химических элементов в массивных звёздах. В 1954 открыл совместно с П.И. Чаловым эффект естественного разделения изотопов урана ²³⁴U и ²³⁸U (эффект

Чердынцева – Чалова). Павел Иванович Чалов ученик В.В. Чердынцева в Казахском государственном университете. В 1954 году защитил кандидатскую диссертацию под руководством В.В. Чердынцева. Академик АН Киргизской ССР (Кыргызской республики), доктор технических наук, профессор, заведующий радиометрической лабораторией в Институте физики и вице-президент АН Кыргызской республики. Ветеран Великой отечественной войны, орденносец. Научное открытие «Явление естественного разделения урана-234 и урана-238». Формула открытия: «Установлено неизвестное ранее явление естественного разделения урана-234 и урана-238, заключающееся в том, что при переходе изотопов урана из твердых природных ураносодержащих образований в жидкости, не растворяющие эти образования, происходит обогащение изотопной смеси ураном-234». Авторы: В.В. Чердынцев, П.И. Чалов. Номер и дата приоритета: №163 от 27 марта 1954 г. [9]. На рисунке 1 показана расчетная объемная модель пролета ядра отдачи при альфа-распаде атома урана в кристалле.

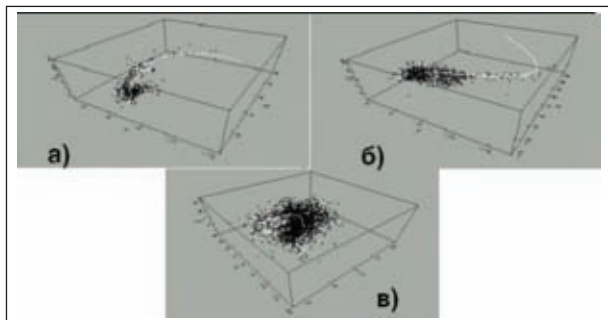


Рис. 1. Трек ^{234}Th и пик смещения в а) ZrSiO_4 , б) ZrSiO_4 (Y, Hf), в) HgS . Черные точки – конечное положение атомов, участвующих в каскаде соударений, белые точки – начальное положение атомов в кристаллической решетке (образовавшиеся вакансии). Размеры даны в ангстремах. [7]

Модель выполнена Ниной Львовной Кучеренко и Павлом Ивановичем Чаловым. [7]. Показано, что в кристаллах, состоящих из легких химических элементов ядро отдачи альфа-распада урана-238 торий 234 может покинуть разрушенную область кристалла. В кристаллах из тяжелых химических элементов, например киновари, ядро отдачи остается в разупорядоченной области. Из этого следует, что из кристаллов легких элементов уран-234 может проникать в жидкости без дополнительных атомов урана-238, то есть максимально обогащаться в жидкости. Отношение α -активностей ^{234}U и ^{238}U в областях разупорядочения может быть записано в виде

$$\gamma\text{-вод} = \gamma_0 \frac{^{234}\lambda \cdot pN_{234}}{^{238}\lambda \cdot C \cdot Nd},$$

где γ_0 – отношение активностей ^{234}U и ^{238}U в исследуемой твердой фазе (природном кристалле) в целом, C – атомная концентрация ^{238}U в ней, Nd – число атомов в разупорядоченной области (пике смещения), а p – вероятность того, что атом отдачи, образуемый при α -распаде ^{238}U останется в области разупорядочения. (Формула предложена П.И. Чаловым).

Мы рассматривали другую модель перехода урана-234 в жидкости [2, 3]) в которой уран-234 попадает в жидкости двумя путями. Первый путь – это выброс ядра отдачи в процессе альфа-распада из контакта минерала и жидкости, по толщине равной длине пробега ядра отдачи, который составляет примерно 40 ангстрем. При этом разрушенная область кристалла становится доступной для жидкости и из нее извлекаются имеющиеся там атомы урана. Эта смесь определяет изотопный состав урана в жидкости, образованная ядерным путем.

Второй путь – это растворение минерала жидкостью и извлечение изотопов урана из растворенной части в том составе урановых изотопов, который находится в самом кристалле. В итоге в жидкости формируется изотопная смесь урана из двух независимых источников, которая в итоге и регистрируется приборами.

По данной модели в жидкости будет формироваться изотопное отношение урана-234 к урану-238 при одном

акте распада, выраженное в атомных единицах:

$$\gamma\text{-вод} = \frac{P(1 + W_r^{238}N_i\gamma\text{-мин.})}{P(^{238}N_iW_i + W_r^{238}N_i)},$$

где $\gamma\text{-вод}$ – отношение изотопов урана-234 к урану-238 в жидкости; P – вероятность того, что ядро отдачи достигнет жидкости из области минерала, толщиной равной длине пробега ядра отдачи; $^{238}N_i$ – атомная концентрация урана-238 в минерале; W_i – объем разупорядоченной области минерала под действием ядра отдачи, примем равной $Si \cdot Li$; W_r – объем растворенной части минерала за период свершения одного акта распада урана-234; $\gamma\text{-мин.}$ – отношение изотопов урана-234 к урану-238 в минерале. Из данного выражения следует, что с увеличением концентрации урана в минерале уран-изотопное отношение γ в жидкости будет уменьшаться, при постоянной скорости растворения минералов жидкостями и неизменной концентрации урана в минерале изотопное отношение $\gamma\text{-вод}$ будет постоянным, при увеличении скорости растворения минералов изотопное отношение в жидкостях будет стремиться к изотопному отношению равному в минералах. Отношение составляющих ядерного обогащения изотопом урана-234 жидкостей и растворенного обогащения выражается через суммарное эффективное сечение Si . Формула концентрации урана, определяющая формирование изотопного состава вод при ядерном распаде и при растворении минерального состава горных пород за единицу времени, имеет следующий вид:

$$C_{\text{у-вод}} = (^{238}\lambda^{238}N_i \cdot W_i^{238}p + W_r^{238}N_i + ^{238}\lambda^{238}N_iW_i^{234}p \times \gamma\text{-мин.} + W_r^{238}N_i\gamma\text{-мин.})$$

$$C_{\text{у-вод}} = C_{\text{удеф.}} + C_{\text{ураст.}}$$

где $C_{\text{у-вод}}$ – общая концентрация урана в водной среде; $C_{\text{ураст.}}$ – концентрация урана из растворенной области минерала в воде; $C_{\text{удеф.}}$ – концентрация урана из дефектных областей в воде; $W_i = Si \cdot Li$, – объем минерала дефектной области; Si – поперечное сечение дефектной области; Li – длина пробега ядра отдачи.

В связи с тем, что произвести оценку вероятности выхода всего урана из дефектной области в воду при альфа-распаде (p) не представляется возможным, предлагается ввести некоторую величину эффективного сечения $Si_{\text{эфф.}}$ выхода урана из дефектной области в воду, максимальное значение которого определяется из расчета полного объема дефектной области, перешедшей в воду. Тогда $W_i = Si_{\text{эфф.}} \cdot Li$. В работах [2, 3] приведены расчеты $\gamma\text{-вод}$ в зависимости от концентрации урана в минерале и размеров эффективного сечения его выхода в воду, откуда следует, что если эффективное сечение соответствует максимально возможному для ядерных процессов, то и тогда в воде будет формироваться избыток урана-234 в сотни раз превышающие равновесное значение, что экспериментально не наблюдается, так как в природных условиях параллельно с ядерным процессом уран поступает в воду из растворенной части минерала.

Учениками П.И. Чалова, в том числе и авторами данной работы проведены тысячи измерений определения неравновесного урана-234 в природных водах. В результате установлено, что поверхностные воды имеют сравнительно низкий избыток урана-234 в суммарном уране воды и составляет 1,14–1,8. Такие значения определяются геологическими и метеорологическими условиями нахождения

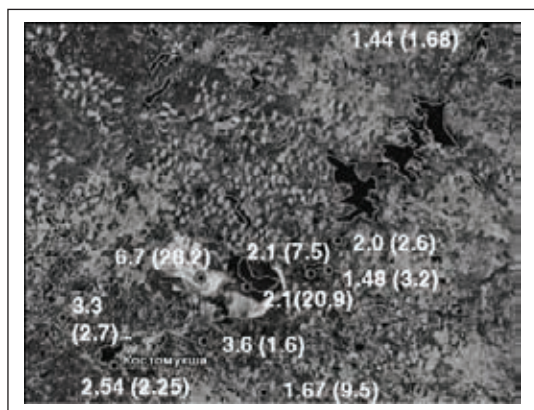


Рис. 2. Уран-изотопное отношение (отношение урана-238 к урану-234) и концентрация урана в воде подземных и поверхностных вод Костомукшского месторождения и прилегающих акваторий; цифрами без скобок указана величина уран-изотопного отношения, цифрами в скобках – концентрация урана в воде, $\text{п}10^{-7} \text{ г/л}$

поверхностных вод. В работе [8] впервые было показано, что воды рудных месторождений и рудных полей обладают высокими избытками урана-234, что отражается и на поверхностных водах в этих районах за счет взаимодействия поверхностных и подземных вод. В горных районах поверхностные и подземные воды по уран-изотопному составу часто близки за счет активного водообмена. Поверхностные воды, находясь в условиях активного окисления минералов поглощают уран близкий к равновесному из растворенной части горных пород. Замедленное окисление и растворение горных пород способствует увеличению избытка урана-234. Так в работах [2, 3] показано, что в условиях формирования подземных вод месторождений в окисленных рудных зонах и не окисленных изотопный состав урана сильно различается. В окисленных зонах в водах возрастает концентрация урана и убывает избыток урана-234, в не окисленных зонах возрастет избыток урана-234 и убывает концентрация суммарного урана. Это подтверждает выводы, вытекающие из модели перехода

урана в воду, предложенную нами.

Подземные воды, как правило, имеют избыток урана-234 более 2 единиц по активности. Но в районах активного водообмена это значение меньше 2. Как уже упоминалось, особое место занимают подземные воды рудных месторождений. Так на алмазоносном месторождении им. Ломоносова в Архангельской области в водах обнаруживается избыток урана-234 до 14 единиц [5]. В водах железорудного месторождения в Карелии до 7 единиц активности (Рисунок 3). Бром-иодистые воды на Восточно-Европейской платформе до 7–8 единиц. Для сравнения в аналогичных водах Челекенской активной структуры (горячие рассолы) этот показатель не превышает 2 единиц, что объясняется химическим взаимодействием горячих рассолов с горными породами.

Из этих примеров вытекает следующее: эффект Чердынцева-Чалова, а именно обогащение природных вод изотопом урана-234 при переходе урана из твердой в жидкую фазу явление сложное, зависит от внешних факторов. Это явление получило широкое применение для решения в первую очередь гидрогеологических, геологических и геоэкологических задач.

На рисунке 4 показана модель, демонстрирующая условия образования эффекта Чердынцева – Чалова в твердых фазах горных пород, на границе двух минералов с различной концентрацией урана. Однако такое фракционирование происходит в зоне контакта минералов не более длины пробега ядра отдачи при альфа-распаде урана-238. Экспериментально это было показано в сланцах Р. Богдановым. В целом по образцу при таком фракционировании должно сохраняться равновесное соотношение изотопов урана-234 и урана-238. В твердых минералах (в отличие от жидкостей) кристаллическая решетка устойчива длительное время, что затрудняет миграцию урана в различных фазах горных пород.

Но еще В.В. Чердынцевым было показано, что в минералах, имеющих слабую радиоактивность, избыток урана-234 повышается, в частности по его данным киноварь имеет $\gamma=2,3$, арагонит $\gamma=1,3$, карбонаты $\gamma=1,15$. Нами

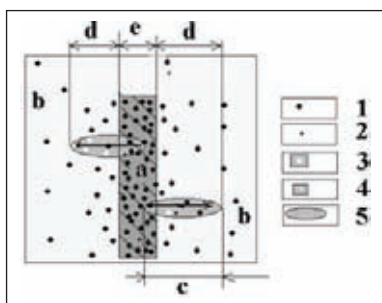


Рис. 3. Модель образования неравновесного урана на границе двух минералов: 1 – атомы ^{238}U ; 2 – атомы ^{234}U ; 3 – выбитые атомы урана из минерала а; 4 – ядро отдачи; 5 – дефектная область; а – минерал с высокой концентрацией урана; b – минерал с низкой концентрацией урана; c – расстояние пробега ядра отдачи; d – область образования избытка ^{234}U ; e – область образования дефицита ^{234}U

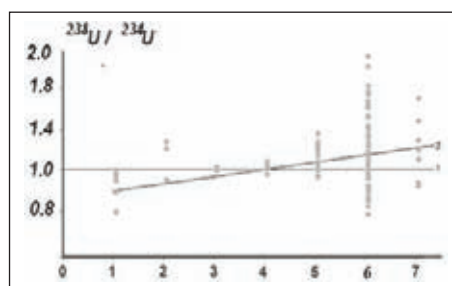


Рис. 4. Распределение изотопного отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ (по активности) в кристаллических структурах горных пород, метасоматитов, руд и минералов: 1 – слюдистые и актинолитовые сланцы; 2 – песчаники; 3 – известняки; 4 – граниты; 5 – метасоматиты; 6 – руды; 7 – минералы

были проведены сотни измерений изотопного отношения урана-234 к урану-238 (γ) в рудных минералах и горных породах. На рисунке 5 представлено обобщенное положение избытка и дефицита урана-234 в различных горных породах и полиметаллических рудах.

Но еще В.В. Чердынцевым было показано, что в минералах, имеющих слабую радиоактивность, избыток урана-234 повышается, в частности по его данным [10] киноварь имеет $\gamma=2,3$, арагонит $\gamma=1,3$, карбонаты $\gamma=1,15$. Нами были проведены сотни измерений изотопного отношения урана-234 к урану-238 (γ) в рудных минералах и горных породах. На рисунке 6 представлено обобщенное положение избытка и дефицита урана-234 в различных горных породах и полиметаллических рудах.

Слюдистые и актинолитовые сланцы состоят из тонких минеральных образований, способствующих выносу урана-234 из минеральной части Ю обогащенной ураном по модели, изображенной на рисунке 3. Песчаники обладают сорбционными свойствами и накапливают уран из воды, обогащенной ураном-234. Массивные известняки представляются замкнутой системой для урана и в них формируется равновесный уран. Граниты, отчасти содержат

слюдистые минералы, что способствует выносу урана-234 и отчасти могут сорбировать уран-234 из воды. Метасоматиты, руды и минералы находятся в условиях фазового неустойчивого состояния, происходит их постоянное преобразование в виде перекристаллизации, образования новых минералов и их сообществ, что приводит к пространственному перераспределению изотопов урана-234, накоплению в одних минеральных частях и выносу из других. Это явление имеет место и в кимберлитах [4]. На данный период времени механизм такого перераспределения изотопов урана в твердофазных средах не изучен.

Предполагается, что их образование связано с изменением фазового состояния горных пород и руд в современных условиях, приводящих к движению геологической материи, которое способствует разделению изотопов урана.

Перспективными исследованиями представляется изучение эффекта Чердынцева-Чалова в твердых фазах горных пород и руд, что возможно позволит изменить представления о скоростях термодинамических процессов на месторождениях полезных ископаемых, динамику их развития и состояния в прошлые периоды.

Работа выполнена по проекту 12-У-5-1009.

Литература

1. Богданов Р.В., Озерная С.А., Питлак А.А., Липпмаа Э.Т. Выявление компонента диктионемового сланца, существенно обедненного ураном-234. // *Геохимия*, 1994. – №11. – С.1626–1632.
2. Киселев Г.П. Изотопы урана в геосфере. – Екатеринбург: УрО РАН. 1999. – 220 с.
3. Киселев Г.П. Прогноз месторождений полезных ископаемых и загрязнения геологической среды уран-изотопными методами. Автореферат дис. на соиск. уч.ст. д.г.м.н., Архангельск, ИЭПС УрО РАН, 2005. – 50с.
4. Киселев Г.П., Утузикова Л.В., Чагина Н.Б. Исследование изотопов урана U^{238} , U^{234} в кимберлитах трубки «Пионерская» месторождения алмазов им. В.М. Ломоносова // *Геологические опасности: Материалы XV Всероссийской конференции с международным участием*. Архангельск, Институт экологических проблем Севера АНЦ УрО РАН, 2009. – С.221–223.
5. Малов А.И., Киселев Г.П. Уран в подземных водах Мезенской синеклизы. Екатеринбург: Изд-во УрО РАН, 2008. 238 с.
6. Чалов П.И. О механизме образования неравновесных соотношений между естественными радиоактивными изотопами в уран и торий содержащих природных соединениях // *Атомная энергия*. 1969. – Т.27. – Вып.1. С.26–2.
7. Чалов П.И., Кучеренко Н.Л. Моделирование радиационных нарушений, создаваемых атомами отдачи в природных кристаллах, для оценки естественного разделения четных изотопов урана // *Изв. Челябинского науч. центра*. 1998. – Вып.1. – С. 15–19.
8. Чалов П.И., Киселев Г.П., Тихонов А.И. и др. О пространственной корреляции аномального избытка урана-234 в подземных водах и ртутно-сурьмяного оруденения телетермального типа // *Докл. АН СССР*, 1990. – Т.312. – №3. – С. 580.
9. Чердынцев В.В., Чалов П.И. Естественное разделение ^{234}U и ^{238}U // *Открытия в СССР.М.: УНИИПИ*, 1977. – С.28–31.
10. Чердынцев В.В. Уран-234. М., Атомиздат, 1969. – 276 с.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ТЕРРИТОРИИ УХТИНСКОГО РАДИЕВОГО ПРОМЫСЛА: СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ

А.И. Кичигин, И.И. Шуктомова

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, kichigin@ib.komics.ru

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF AREA OF UKHTA RADIUM MANUFACTURE: CURRENT STATE

A.I. Kichigin, I.I. Shuktomova

Institute of Biology, Komi Science Centre, Ural Division of Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, Russia, kichigin@ib.komics.ru

Abstract. *The data about modern radioecological condition of the territory of Ukhta radium manufacture in the Komi Republic is presented in the report.*

На территории пгт. Водный МО ГО «Ухта» Республики Коми в 1931–1956 гг. действовал завод по производству радия, входивший в число крупнейших в мире. Первоначально радий добывали из радийсодержащих пластовых вод Ухтинского нефтяного месторождения, затем выделяли из привозных отходов урановой промышленности. В конце 1956 г. выпуск радия был прекращен, так как повсеместное введение в практику искусственных радиоизотопов сделало его производство нерентабельным. В 1957 г. завод с рабочим поселком передан Министерству электротехнической промышленности СССР и на нем был налажен выпуск керамических электротехнических изделий [5, 7].

Работа Ухтинского радиевого промысла начиналась в условиях практически полного отсутствия опыта и знаний в области радиационной безопасности, научно обоснованных норм и правил работы с источниками ионизирующего излучения. За все время существования радиевого производства не было создано системы обращения с радиоактивными отходами. Жидкие радиоактивные отходы сливали в ближайшие реки (р. Ухта, её притоки р. Чуть и р. Ярега, и р. Лыя-ёль). Твердые радиоактивные отходы завода по переработке радиевых концентратов сваливали в заболоченную пойму р. Ухта и на прилегающую надпойменную террасу между заводом и рабочим поселком [6]. Таким образом, в начале 1940-х гг. образовалась фактически первая в СССР радиоактивная свалка (далее – хранилище РАО, рис. 1).

После ликвидации радиевого производства в пгт. Водный и его окрестностях остались участки с неблагоприятной радиационно-гигиенической и радиозоологической обстановкой, которые можно объединить в следующие группы: хранилище РАО; территории бывших заводов по переработке воды; территория бывшего завода по пере-

работке радиевых концентратов; территория прочих объектов радиевого производства.

Вплоть до начала 1990-х гг. хранилище РАО считалось хвостохранилищем Ухтинского электрокерамического завода «Прогресс» и там проводилось захоронение нерадиоактивных отходов. После его банкротства выяснилось, что хранилище РАО бесхозно и нигде не состоит на учете как хранилище радиоактивных отходов. В 2008 г. усилиями Комитета по делам гражданской обороны Республики Коми участки с радиоактивным загрязнением в районе пгт. Водный были включены в перечень мероприятий по реабилитации территорий субъектов Российской Федерации Федеральной целевой программы «Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 год и на период до 2015 года». В рамках этих мероприятий нами было проведено обследование объектов бывшего радиевого производства. Основное внимание было уделено хранилищу РАО и участкам, на которых размещались заводы по переработке воды №№ 1 и 7, так как они расположены непосредственно в селитебной зоне пгт. Водный, а хранилище РАО еще и в водоохранной зоне р. Ухта. Кроме того, детально были изучены территории бывших заводов по переработке воды № 3, 10 и 12, отличающиеся особо неблагоприятной радиационной обстановкой и расположенные в водоохранной зоне рек Ухта, Ярега и Лыя-ёль.

Следует отметить, что некоторые объекты бывшего радиевого производства с конца 1950-х гг. Институт биологии использует как радиоэкологические полигоны для изучения миграции в биоценозах радионуклидов урано-радиевого и ториевого радиоактивных семейств. Но обследование этих объектов в объеме, достаточном для принятия инженерно-технических решений по их реабилитации, выполнено впервые. Проведен поиск и анализ архивных материалов



Рис. 1. Хранилище РАО, 1957 г. [4]



Рис. 2. Хранилище РАО: участок захоронения «черных отвалов»



Рис. 3. Хранилище РАО: участок захоронения «красных отвалов»

о происхождении радиоактивных загрязнений. Определены глубина залегания, мощность, радионуклидный состав и удельная активность радиоактивного слоя. Изучена миграция радионуклидов с поверхностными (в естественных ручьях и в остатках дренажных систем) и грунтовыми (в наблюдательных скважинах) водами.

Хранилище РАО бывшего радиевого производства находится в пгт. Водный на берегу р. Ухта. Участок представляет собой систему сопряженных элементарных геохимических ландшафтов, включающих пойму, подножие и склон первой надпойменной террасы, склон и вторую надпойменную террасу. С его территории стекает три ручья, которые начинаются здесь же родниками и впадают в р. Ухта. Площадь в пределах ограждения составляет 4,63 га. Здесь захоронены отходы нескольких видов: «черные отвалы» – отходы производства радия из пластовых вод; «красные отвалы» – отходы производства радия из отходов урановой промышленности; металлическое оборудование радиевого производства; отходы, образовавшиеся при дезактивации (загрязненный грунт, древесная зола, кирпичный бой и пр.); нерадиоактивные отходы Ухтинского электрокерамического завода «Прогресс» (с 1957 г. до начала 1980-х гг.). Основным загрязняющим радионуклидом является ^{226}Ra ($T_{1/2}=1600$ лет), в значимых количествах присутствуют ^{238}U ($T_{1/2}=4,47 \times 10^9$ лет), в небольших количествах, близких к кларковому содержанию, имеется ^{232}Th ($T_{1/2}=1,40 \times 10^{10}$ лет).

Работы по обустройству хранилища РАО, впервые были проведены только в конце 1950-х гг., после закрытия радиевого производства. Вдоль р. Ухта отсыпана песчаная насыпь, отделившая зону захоронения радиоактивных отходов от реки. Территория ограждена бетонным забором. В 1962 г. две трети площади участка было засыпано песчано-гравийной смесью, проведен высеив трав с развитой корневой системой. Но из-за затрудненного стока с территории поверхностных вод произошло заболачивание первой надпойменной террасы. Впоследствии ручьи, существовавшие здесь ранее, сделали промоины в песчаной насыпи. В настоящее время территория хранилища РАО покрыта обильной травянистой, кустарниковой и древес-

ной растительностью (рис. 2–4).

Основное количество «черных отвалов» расположено на склоне второй надпойменной террасы на площади 1,4 га. Мощность слоя «черных отвалов» может достигать 6 м. Фактически отложения «черных отвалов» формируют профиль второй надпойменной террасы. Небольшое количество «черных отвалов» рассеялось по первой надпойменной террасе в результате эрозии. «Красные отвалы» расположены на первой надпойменной террасе на площади примерно 0,27 га слоем до 1 м. Под ним нами был обнаружен деревянный настил, еще ниже – нативный грунт. Максимальные уровни мощности дозы гамма-излучения (до 25 мкЗв/ч) выявлены в местах обнажения радиоактивных отходов вследствие эрозии защитной отсыпки (рис. 5, 6).

Средняя измеренная удельная активность ^{226}Ra в метровом слое грунта: в «черных отвалах» $23,2 \pm 8,3$ Бк/г (2,3 МЗУА), в «красных отвалах» $8,6 \pm 5,3$ Бк/г (0,9 МЗУА), по участку в целом – $11,9 \pm 3,0$ Бк/г (1,2 МЗУА). Максимальная измеренная удельная активность ^{226}Ra : в «черных отвалах» $268,5 \pm 62,8$ Бк/г (26,8 МЗУА) и $154 \pm 31,6$ Бк/г – в «красных отвалах» (13,6 МЗУА).

Средняя измеренная удельная активность ^{238}U в ме-



Рис. 4. Хранилище РАО: радиоактивный металлолом

твом слое грунта: в «черных отвалах» – 0,3; в «красных отвалах» – 0,5; по участку в целом – 0,3 Бк/г. Максимальная измеренная удельная активность ^{238}U в метровом

слое грунта: в «черных отвалах» $9,2 \pm 1,7$ Бк/г (0,9 МЗУА) и $7,7 \pm 1,7$ Бк/г (0,8 МЗУА) – в «красных отвалах».

По современной классификации радиоактивных отходов «черные отвалы» и «красные отвалы» относятся к низкоактивным РАО.

Согласно ретроспективным данным, в 1981 г. средняя измеренная удельная активность ^{226}Ra в метровом слое грунта составляла: в «черных отвалах» $59,0 \pm 19,8$ Бк/г (5,9 МЗУА), в «красных отвалах» $20,8 \pm 13,8$ Бк/г (2,1 МЗУА), по участку в целом – $17,2 \pm 4,5$ Бк/г (1,7 МЗУА). Максимальная измеренная удельная активность ^{226}Ra : в «черных отвалах» $432,7 \pm 81,2$ Бк/г (43,3 МЗУА) и $345,2 \pm 82,5$ Бк/г – в «красных отвалах» (34,5 МЗУА). Максимальный уровень мощности дозы гамма-излучения достигал 45 мкЗв/ч.

Имеющиеся данные позволяют оценить динамику запасов радия в метровом слое грунта хранилища РАО: в 1981 г. содержание этого радионуклида составляло $7,2 \times 10^{11}$ Бк или 19,5 г, в настоящее время – $3,3 \times 10^{11}$ Бк или 8,9 г, т.е. более чем в два раза ниже.

Наиболее вероятной причиной снижения содержания радия в зоне захоронения является водная миграция. Для подтверждения этого предположения проведено измерение содержания ^{226}Ra в грунтовых и поверхностных водах.

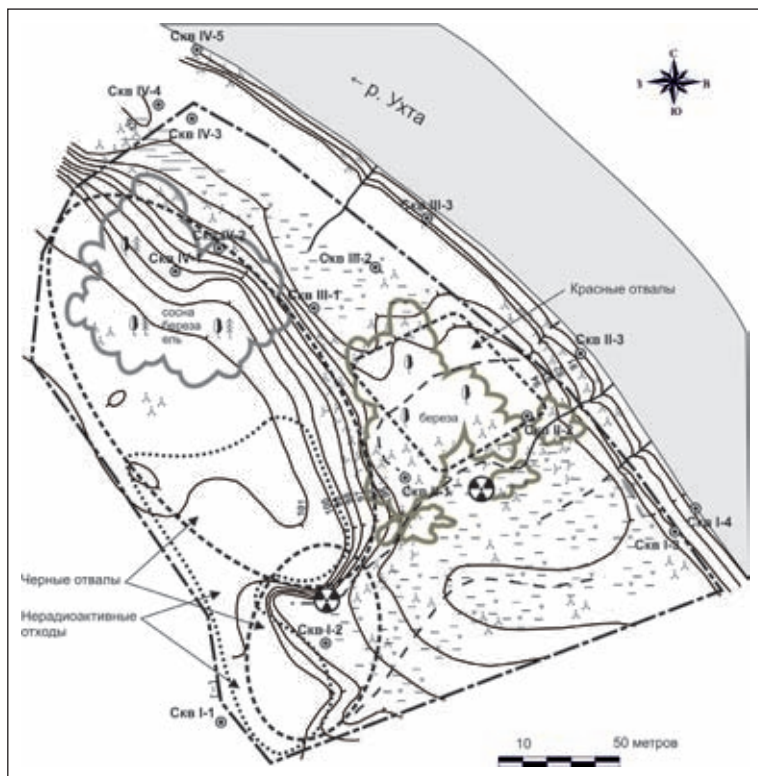


Рис. 5. Хранилище РАО: ситуационный план

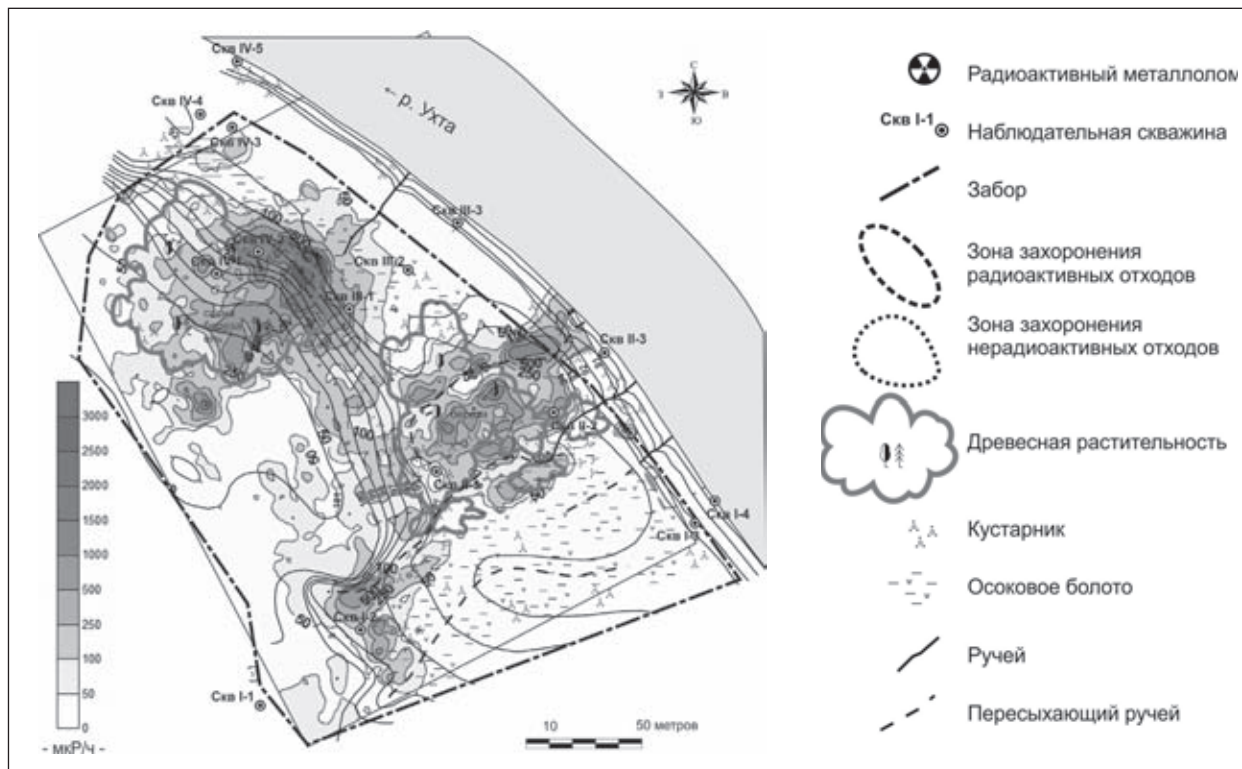


Рис. 6. Хранилище РАО: схема гамма-полей

Надпойменные террасы на территории хранилища РАО сложены песками. Естественный водоупорный слой, представленный плотными глинистыми сланцами с доломитовыми фрагментами, расположен на уровне поверхности воды в реке Ухта в летнюю межень. Имеется песчаная насыпь вдоль берега р. Ухта, которая должна препятствовать водной эрозии прилегающей к реке зоны захоронения РАО. Верхняя точка зоны захоронения «черных отвалов» на 12,5 м выше уровня реки. Высота второй надпойменной террасы, на склоне которой лежат «черные отвалы», от подножья достигает 6,0 м. Уровень воды в контрольных скважинах на второй надпойменной террасе вне хранилища РАО 3,0–3,5 м. Следовательно, грунтовые воды по ходу движения в сторону реки Ухта промывают зону захоронения «черных отвалов». Далее, часть грунтовых вод через песчаную насыпь вдоль берега впадают в р. Ухта, а другая часть изливается у основания второй надпойменной террасы. При этом на территории хранилища РАО формируется три ручья, которые протекают по заболоченным участкам на первой надпойменной террасе, а затем через промоины в насыпи впадают в р. Ухта. Зона захоронения «красных отвалов» на первой надпойменной террасе окружена заболоченными участками и непосредственно примыкает к песчаной насыпи вдоль р. Ухта.

За период наших наблюдений, в 2009–2011 гг., содержание радия в воде ручьев варьировало, в зависимости от сезона, от 0,04 до 0,49 Бк/кг (0,08–1,0 УВ), а в воде р. Ухта составляло: выше участка – $0,04 \pm 0,01$ Бк/кг, ниже участка – $0,11 \pm 0,02$ Бк/кг. Содержание ^{238}U в пробах воды во всех пробах было значительно ниже УВ.

Значительно серьезнее оказалось загрязнение радием грунтовых вод. Содержание в воде радия, превышающее УВ, было выявлено в пробах из скважин, находящихся в зоне захоронения «черных отвалов» (скв. №№ I-2, IV-1, 2, 3; максимальная удельная активность 6,09 Бк/кг или 12,4 УВ), в зоне захоронения «красных отвалов» (скв. №II-2; максимальная удельная активность 5,07 Бк/кг или 10,3 УВ), из скважин, в которые поступает вода, прошедшая через зону захоронения «черных отвалов» (скв. №№ I-2, II-1, III-1; максимальная удельная активность 4,14 Бк/кг или 8,4 УВ), и в некоторых скважинах около р. Ухта (скв. №№ II-3, IV-3, IV-4; максимальная удельная активность 1,1 Бк/кг или 2,2 УВ). Удельная активность грунтовых вод, подтекающих к хранилищу РАО, варьировала от $0,03 \pm 0,01$ Бк/кг (0,07 УВ) до $0,09 \pm 0,02$ Бк/кг (0,18 УВ).

Концентрации ^{238}U в пробах грунтовых вод за весь период наблюдений ни разу не превысили его УВ. Максимальное его содержание в пробах составило $1,87 \pm 0,37$ Бк/кг (0,62 УВ). Концентрации радионуклида в скважинах расположенных вне участка, выше относительно течения грунтовых вод, в среднем составили $0,02 \pm 0,01$ Бк/кг.

Лабораторные эксперименты показали, что ^{226}Ra в радиоактивных отвалах находится, большей частью, в фиксированном состоянии. В «черных отвалах» на долю прочносвязанных соединений приходится 62–96 % валового содержания радионуклида, в «красных отвалах» – 72–87 %. На водорастворимую и обменную фракции в обоих типах отвалов приходится <1 %. Тем не менее, изучение

содержания ^{226}Ra в грунтовых и поверхностных водах показало, что этого достаточно для выноса радия из зоны захоронения.

Исследования хранилища РАО, проведенные в прошлом, показали значительный вынос радионуклидов с поверхностными водами. Например, в 1960 г. удельная активность воды ручьев, стекающих с хранилища РАО, достигала 3×10^{-9} Ки/л (111 Бк/кг или 226,5 УВ), отчего содержание радия в р. Ухта увеличивалось до 77×10^{-12} Ки/л (2,85 Бк/кг или 5,8 УВ) при фоновом уровне $1,10 \times 10^{-12}$ Ки/л (0,04 Бк/кг) [2]. Очевидно, что в те годы большая часть радия в радиоактивных отходах находилась в подвижной форме, что обусловлено особенностями применяемой на производстве технологии [5, 7]. Но за более чем 50 лет произошло вымывание растворимых форм и переход оставшегося радия в малоподвижные соединения.

Заводы по переработке воды. В составе Ухтинского радиевого промысла действовало 12 заводов по переработке воды. Самыми мощными были заводы №№ 1 и 10, за сутки они перерабатывали 10 000–15 000 м³ воды. В 1953 г. в связи с полным переходом на переработку урановых отходов эти заводы были ликвидированы, их территории подвергнуты разной степени дезактивации. В настоящее время в пгт. Водный на месте завода №1 разбит сквер, часть территории заводов №7 используются под огороды и личные подсобные участки. Завод №11 расположен на территории пгт. Шудаяг МО ГО Ухта и его территория используется под огороды. Территории заводов №№ 2, 5, 6, 8, 9 используются как сенокосные угодья. Только территории заводов №№ 3, 4, 10, 12 в хозяйственный оборот не вовлечены. Все заводы по переработке воды находятся в водоохраных зонах.

Детально были изучены территории бывших заводов по переработке воды №№ 1, 3, 7, 10 и 12. Установлено, что дезактивации насыпным методом были подвергнуты участки, занимаемые заводами №№ 1, 3 и 7 (рис. 7). Деактивация заводов №№ 10 и 12 свелась только к сносу деревянных построек и сооружений. На их территориях до сих пор сохранились остатки технологического оборудования



Рис. 7. Современное состояние территории завода №3: впереди-внизу – р. Чуть, справа – р. Ухта, белой линией обведен загрязненный участок

(рис. 8).

Радиоактивные загрязнения образовались в результате разлива радиоактивной воды, содержащей взвесь нерастворимых сульфатов бария и радия, и рассыпания радийсодержащего материала. Загрязняющим радионуклидом является ^{226}Ra , а ^{238}U и ^{232}Th присутствуют в кларковых количествах. Практически весь радий находится в техногенном слое толщиной 0,05–0,40 см. Максимальная измеренная удельная активность ^{226}Ra в грунте: завод №1 – $48,57 \pm 4,86$ Бк/г (4,9 МЗУА); завод №3 – $81,1 \pm 20,2$ Бк/г (8,1 МЗУА); завод №7 – $118,35 \pm 17,75$ Бк/г (11,8 МЗУА), завод №10 – $118,10 \pm 15,30$ Бк/г (11,8 МЗУА) и завод №12 – $42,55 \pm 6,24$ Бк/г (4,2 МЗУА). В нативном грунте удельная активность радия варьирует от 0,020 до 0,130 Бк/г.

Установлено, что содержание радия в насыпном слое выше, чем в слое грунта ниже техногенного, т.е. перенос вниз практически отсутствует. Эта закономерность отмечена на всех участках, несмотря на различия в геологическом строении. Для территорий заводов №№ 1 и 7 характерны песчаные грунты, а на территориях заводов №№ 3, 10 и 12 преобладают глина и тяжелые суглинки.

Содержание ^{226}Ra в грунтовых водах было изучено на территориях заводов №№ 1 и 3. Установлено, что наличие этого радионуклида в верхних слоях грунта не приводит к загрязнению грунтовых вод.

Тем не менее, на территории бывшего завода по переработке воды №1 выявлено две радионуклидные аномалии.

Первая аномалия возникла вследствие многолетнего фонтанирования скважины №1 «Казенная». Эта скважи-

на пробурена в 1912 г., но вместо ожидаемой нефти из неё пошла вода. С 1918 г. скважина была заброшена и свободно фонтанировала. В 1926 г. экспедиция Геологического комитета СССР обнаружила повышенную радиоактивность воды из этой скважины. В пробах, отобранных в 1927 и 1928 годах, содержание ^{226}Ra составляло $7,48 \times 10^{-9}$ г/л (277 Бк/кг), а ^{228}Ra – $2,1 \times 10^{-11}$ г/л (0,78 Бк/кг) [1]. Дебет скважины в это время составлял 71400 л/сут [2]. Таким образом, с 1912 г. по ноябрь 1931 г., когда началась её эксплуатация, на дневную поверхность было выброшено 495 тыс.м³ воды и 3,7 г ^{226}Ra . Изливающаяся из скважины вода впитывалась в песчаный грунт и выходила родниками в крутом берегу р. Ухта в 200 метрах от скважины [2]. Фонтанирование скважины №1 «Казенная» в 1912–1931 гг. привело к образованию радиоактивного шлейфа в слоях грунта на уровне водоупорного слоя, где в настоящее время удельная активность ^{226}Ra составляет $0,529 \pm 0,079$ Бк/г (0,05 МЗУА). Удельная активность образцов этого же слоя грунта из скважины на чистой территории составляет $0,023 \pm 0,003$ Бк/г. В пробах воды из наблюдательной скважины, пробуренной рядом со скважиной №1 «Казенная», удельная активность ^{226}Ra достигает $0,70 \pm 0,11$ Бк/кг (в 1,4 раза выше УВ).

Другая радионуклидная аномалия, образовалась в результате стока радиоактивной воды к р. Ухта по подземному водоносному слою. Обнаружена она было при бурении наблюдательной скважины под береговым склоном недалеко от места расположения здания завода №1. Подземным водоносным слоем является слой плотной расслаивающейся сизой глины. Содержание радия в этом водоносном грунте – $10,51 \pm 0,58$ Бк/г (1 МЗУА), а удельная активность воды достигает $0,32 \pm 0,05$ Бк/кг (0,65 УВ). Происхождение этой радионуклидной аномалии может быть связано как с изливанием воды из скважины №1 «Казенная», так и со сбросом отработанной воды на заводе №1 в период его функционирования.

Заключение

Необорудованное приповерхностное хранилище РАО в пгт. Водный МОГО «Ухта» не соответствует федеральным правилам и нормам и представляет опасность как неконтролируемый радиационный источник, находящийся в состоянии, близком к радиационной аварии.

Территории бывших заводов по переработке воды представляют опасность как участки, на которых находятся неконтролируемые радиационные источники – радиоактивные отходы, представляющие собой загрязненный радием грунт с удельной активностью выше МЗУА.

Представленные данные получены при ведении работ по договорам с ФГУПП «Гидроспецгеология» под эгидой Государственной корпорации «Росатом».

Используемые сокращения

МО ГО – муниципальное образование городской округ;

РАО – радиоактивные отходы;

МЗУА – минимально значимая удельная активность;

УВ – уровень вмешательства.



Рис. 8. Современное состояние территории завода №10

Литература

1. Баранов В.И., Курбатов И.Д. О содержании радиоэлементов в воде и её отложениях казенной буровой скважины №1 Ухтинского месторождения // Труды радиового института. – 1933. – Т.2. – С.139–156.
2. Газы. Работы А.А. Черепенникова // Отчет о состоянии и деятельности Геологического Комитета за 1926/27 год. Полевые работы Геологического Комитета. Работы в области изучения месторождений полезных ископаемых, гл. Б. Работы по неметаллическим ископаемым. – Л., 1929. – С.357.
3. Влияние малых доз ядерных излучений на живые организмы в условиях повышенной естественной радиации: Научный 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. Кичигин А.И. Ухтинский радиевый промысел (1931–1956 гг.) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II Международной конференции. – Томск, 2004. – С.256–260.
6. Кичигин А.И. Радиоактивное загрязнение территории Ухтинского радиового промысла (1931–1956 гг.) // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы III Международной конференции. – Томск, 2009. – С.265–269.
7. 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.

ПОЧВЕННАЯ ФАУНА ЛУГОВ В РАЙОНЕ С ВЫСОКИМ СОДЕРЖАНИЕМ РАДИОНУКЛИДОВ В ПОЧВЕ (РЕСПУБЛИКА КОМИ, пос. ВОДНЫЙ)

А.А. Колесникова, А.А. Таскаева, А.А. Кудрин, Т.Н. Конакова

Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, kolesnikova@ib.komisc.ru

SOIL INVERTEBRATES OF MEADOWS ON THE AREA WITH HIGH LEVELS OF RADIONUCLIDES IN SOILS (KOMI REPUBLIC, VODNYJ)

A.A. Kolesnikova, A.A. Taskaeva, A.A. Kudrin, T.N. Konakova

Institute of biology, Komi scientific centre, Ural Branch of Russian Academy of Sciences

Abstract. The preliminary data about diversity and number of a soil invertebrate fauna on the area with the high levels of radionuclides and metals were obtained. As the result of researches, about 19–33 genera of Nematoda from 18 families were noted on the polluted sites. The number of Nematoda on these sites varied from 186 ± 63 ind./100 sm^3 to 243 ± 80 ind./100 sm^3 . On the meadows 23 Collembola species were registered. The average density of Collembola on the polluted meadows was 4,2 thous.ind./ m^2 , on the background area – was about 8 thous.ind./ m^2 . About 8–12 taxonomic groups of macrofauna were noted on the polluted meadows, about 10–13 groups – on the background meadows. Thysanoptera and Diptera (larvae) were abundant groups on the polluted meadows. On the background meadows Lumbricidae dominated and their share was 45–60% from the total number of the macrofauna. The total number of soil macrofauna was higher on the polluted area: 806 ind./ m^2 – on the upper position, 296 ind./ m^2 – on the transit position, 104 ind./ m^2 – on the accumulative position. But such results were explained by a high number of Thysanoptera. The change of number of the soil macrofauna from the upper position to accumulative position on the background area was more equal: 298 ind./ m^2 , 234 ind./ m^2 and 244 ind./ m^2 respectively. In general, the oppression of soil invertebrate fauna in pine forests and the meadows with high levels of radionuclides and metals was revealed. It showed a reliable decrease of the number and density of different taxonomic groups of invertebrates, reduction of diversity and spectrum of trophic groups and vital forms on the area with the high levels of radionuclides in soil.

Радиационное воздействие признано одним из самых опасных для жизнедеятельности человека и остальной биоты антропогенных нарушений среды. Изучению последствий крупных радиационных аварий, обследованию территорий крупных ядерных полигонов, сбору сведений о влиянии повышенного естественного фона радиации, проведению экспериментальных исследований по изучению биологических эффектов ионизирующих излучений на живые организмы посвящено немало работ [1, 5, 7, 9–14]. Одним из путей для контроля за действием радиации на живую природу является всесторонний анализ структуры и динамики сообществ живых организмов. Почвенные беспозвоночные являются исключительно благодарным объ-

ектом радиоэкологических исследований: велика их видовая насыщенность, разнообразны экологические связи, эти животные наиболее чувствительны к действию радиации, так как в пищевых цепях они являются конечными звеньями и могут концентрировать многие радионуклиды [3].

Исследования проведены в 2012 г. на территории с повышенным фоном радиации, образованной в результате деятельности с 1931 по 1957 гг. предприятия по добыче и производству радия из пластовых вод и отходов урановой руды (63° 29' с.ш. 53° 25' в.д., пос. Водный, Ухтинский район, Республика Коми). Радиационную ситуацию в пос. Водный, пользуясь терминологией «Норм радиационной безопасности» [6], можно охарактеризовать наличием

локальных радиоактивных загрязнений, которые являются последствиями прежней деятельности и образованы специально сконцентрированными природными радионуклидами. Локальные радиоактивные загрязнения в окрестностях поселка обусловлены присутствием в почвах и грунтах повышенных концентраций тяжелых естественных радионуклидов (ТЕРН) ^{226}Ra (радий-226, период полураспада – 1600 лет), ^{238}U (уран-238, период полураспада – $4,47 \times 10^9$ года) и продуктов их распада [2]. Мощность дозы внешнего гамма-излучения на участках с радиевым и уран-радиевыми типами загрязнения составляла от 0.05 до 30,00 мкЗв/ч, что в 3–300 раз превышает таковую для контрольных участков, расположенных в той же климатической зоне [4]. Для исследования были выбраны шесть участков, три из которых с повышенным фоном радиации (участки 1, 2, 3) и три – с естественным (участки 4, 5, 6). Распределение радионуклидов по площади участков 1, 2 и 3 с повышенным фоном очень неравномерное.

Отбор почвенных проб на нематод и микроартропод проводили случайным образом пробоотборником площадью $5 \times 5 \text{ см}^2$ на глубину 5 см, на мезофауну – $25 \times 25 \text{ см}^2$ на глубину 10 см в 8-кратной повторности на каждом участке. Экстракцию нематод осуществляли при помощи модифицированного метода Бермана с экспозицией 48 часов. Фиксировали нематод горячим (80°C) раствором формалина с массовой долей 4 %. Экстракцию микроартропод осуществляли по общепринятой методике с использованием эклекторов Берлезе-Тюльгrena. Мезофауну разбирали вручную с последующей выгонкой на эклекторах. Подсчет всех почвенных беспозвоночных осуществляли с использованием микроскопа МБС-10.

Нематоды обследованных лугов представлены 19–33 родами из 18 семейств. Численность этой группы беспозвоночных на загрязненных участках составила от $186 \pm 63 \text{ экз./100 см}^3$ до $243 \pm 80 \text{ экз./100 см}^3$. Численность нематод на фоновых участках была в 3–5 раз выше. На загрязненных лугах среди нематод уменьшается относительное обилие хищников и увеличивается численность политрофов и микотрофов.

Основу населения микроартропод на загрязненных участках составляют Oribatei, на фоновых участках все группы микроартропод распределены равномерно. Численность панцирных клещей на загрязненных участках составила 10–17 тыс. экз./кв.м, на фоновых участках 3–8 тыс. экз./кв.м. Общая численность Collembola и Mezostigmata, напротив, в 1,5–2 раза выше на фоновых лугах по сравнению с загрязненными участками. Значения этого показателя для коллембол и мезостигматических клещей составили соответственно для загрязненных участков 2–3 и 1–5 тыс. экз./кв.м, для фоновых лугов – 4–5 и 6–10 тыс. экз./кв.м.

На загрязненных лугах отмечено 17, на фоновых участках – 15 видов коллембол. На всех лугах доминирующим

видом является *Parisotoma notabilis*, доля которого на загрязненных участках варьирует от 21 до 52 %, а на фоновых – от 18 до 32 %. На участках 1–3 высокого уровня обилия достигают виды *Folsomia bisetosa* и *Protaphorura bicampata*, *I. minor*. На фоновых участках доминантами являются *Isotomiella minor*, *Friesia mirabilis*, *Folsomia rossica*, *Mesaphorura krausbaueri*. На загрязненных участках преобладают представители почвенной и полупочвенной жизненной формы. Обилие поверхностно-обитающих форм составляет 2–6 %. На фоновых участках их доля увеличивается до 18 %. Выделяется три группы видов Collembola по отношению к загрязнению радиоактивными элементами: (1) Виды, которые увеличивают свою численность на загрязненных участках: *Folsomia bisetosa*, (2). Виды, которые уменьшают свою численность на загрязненных участках: *Mesaphorura krausbaueri*, *Folsomia rossica*, *Isotomiella minor*, *Friesia mirabilis*, (3) Виды индифферентные к загрязнению: *Parisotoma notabilis*.

Крупные беспозвоночные на загрязненных участках представлены 8–12 таксономическими группами, а на фоновых участках – 10–13 группами. Таксономический состав мезофауны загрязненных и фоновых участков практически не различается, но на лугах 1 и 2 высокого относительного обилия достигают Thysanoptera (45 и 85 %), на лугу 3 – личинки Diptera (25 %), а на фоновых участках 4, 5 и 6 доминируют дождевые черви (45–60 %). Общая численность мезофауны выше на загрязненных участках: луг 1 – 806 экз./кв.м, луг 2 – 296 экз./кв.м, луг 3 – 104 экз./кв.м. Но такие результаты объясняются высокой численностью трипсов. Общая численность мезофауны на фоновых лугах одинакова: луг 4 – 298 экз./кв.м, луг 5 – 234 экз./кв.м и луг 6 – 244 экз./кв.м. На лугах с повышенным радиационным фоном относительное обилие хищников и сапрофагов в составе мезофауны значительно ниже по сравнению с фоновыми лугами. Одновременно на загрязненных участках отмечается увеличение доли фитофагов в составе мезофауны.

В результате проведенных исследований установлено заметное угнетение почвенной фауны на лугах с повышенным содержанием радионуклидов в почве. Это прослеживается в достоверном падении численности и общей заселенности почв беспозвоночными на участках с повышенным содержанием в почвах радия, в изменениях таксономического состава, трофической и экологической структуры комплексов беспозвоночных. Результаты исследований подтверждаются аналогичными работами, показывающими негативное влияние повышенных доз радиации на почвенную фауну [8, 10, 13].

Исследования проведены при поддержке международного проекта STProjects-060 «Последствия хронического воздействия повышенного радиационного фона и химически токсичных веществ на организмы, популяции и сообщества животных и растений».

Литература

1. Действие ионизирующей радиации на биогеоценоз / Д.А. Кривоуцкий, Ф.А. Тихомиров, Е.А. Федоров, А.Д. Покаржевский, А.И. Таскаев. – М.: Наука, 1988. – 240 с.
2. Евсеева Т.И., Таскаев А.И., Кичигин А.И. Водный промысел.

– Сыктывкар, 2000. – 39 с.

3. Кривоуцкий Д.А. Почвенная фауна в экологическом контроле. – М.: Наука, 1994. – 272 с.
4. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г., Башлыкова

- Л.А., Загорская Н.Г. Биологические эффекты в популяциях полевых животных в условиях повышенного фона радиации // Радиэкологические и биологические последствия низкоинтенсивных воздействий. – Сыктывкар, 2003. – С.6–18. (Труды Коми научного центра УРО РАН, №172).
5. Максимова С.Л. Формирование комплексов почвенных беспозвоночных в зоне радиоактивного загрязнения // Биоразнообразие наземных и почвенных беспозвоночных на Севере. – Сыктывкар, 1999. – С.131.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) СП-2.6.1.758-99. Минздрав России, 1999.
7. Семяшкина Т.М. Накопление естественных радионуклидов урана и тория почвенными животными // Радиэкология биогеоценозов с повышенным фоном естественной радиоактивности. – Сыктывкар, 1987. – С.127–131. (Труды Коми филиала АН СССР, №81).
8. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geras'kin S.A., Sanzharova N.I., Spirin Ye.V., Spiridonov S.I., Gontarenko I.A., Strand P. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant // *Journal of Environmental Radioactivity*. – Vol.80. – P.1–25.
9. Gongalsky K.B. Bioaccumulation of metals by soil-dwelling insects in a uranium production area // *European journal of Soil Biology*. 2006. – Vol.42. – P.180–185.
10. Krivolutsky D.A. Radiation ecology of soil animals // *Biology and Fertility of Soils*. 1987. – Vol.3. – P.51–55.
11. Krivolutskii D.A., Pokarzhevskii A.D. Effects of radioactive fallout on soil animal populations in the 30 km zone of the Chernobyl atomic power station // *The Science of the Total Environment*. 1992. – Vol.112. – P.69–77.
12. Jackson, D., Copplestone, D., Stone, D.M. & Smith, G.M. Terrestrial invertebrate population studies in the Chernobyl exclusion zone, Ukraine // *Radioprotection*. 2005. – Vol.40. – P.857–863.
13. Krivolutskii D.A., Kozhevnikova T.L., Martjushov V.Z., Antonenko G.I. Effects of transuranic (^{239}Pu , ^{239}Np , ^{241}Am) elements on soil fauna // *Biology and Fertility of Soils*. 1992. – Vol.13. – P.79–84.
14. Moller A.P., Mousseau T.A. Reduced abundance of insects and spiders linked to radiation at Chernobyl 20 years after the accident // *Biol. Lett*. 2009. – №5. – P.356–359.

ПРАВОСЛАВИЕ, ФЕНОМЕН ЯДЕРНОЙ ЭНЕРГИИ И НАУКИ О ЗЕМЛЕ

Е.В. Комлева

Институт философии и политологии, Технический университет, Дортмунд, Германия, komleva_ap@mail.ru

ORTHODOXY, THE PHENOMENON OF NUCLEAR ENERGY AND GEOSCIENCES

E.V. Komleva

Institute of Philosophy and Political Science, TU Dortmund University, Dortmund, Germany

Abstract. *Within the socio-cultural space there has been searched for an analogous methodology to reflect on the phenomenon of nuclear energy from the perspective of concepts of man and society. It has been proved as beneficial to refer to the anthropo-social component of Orthodoxy. There has been outlined the idea of the universal and civilizational relationship of these phenomena. The main questions concerning their connection have been formulated as well as some ways to answer them. There are given some examples of the suggested methodological transfer.*

Предисловие

Нельзя сказать, что гуманитарные науки, философия, теология, литература и искусство XX-XXI веков оставили амбивалентный феномен ядерной энергии без внимания. Но этого внимания явно мало. Нет достойной методологической базы для полноты смотра, толкования и формирования антропосоциоядерных смыслов. Такая база (в том числе, научная) может быть создана через фундаментальные аналоги, которые необходимо выбрать. Полезно социокультурное соосмысление феноменов ядерной энергии и религии. Прежде всего – подход от постулатов и богословских достижений христианства и православия. Обозначим лишь предпосылки и контуры такого подхода. Мы не будем затрагивать вопросы веры в Бога. Это личное дело каждого. Будем направляемы этим аналогом, глубинной спецификой методологии православия и, в контексте сопряжения феноменов, основными вопросами “зачем?”, “почему?” и “как?” Плодотворно побуждающая к добру методология православия – факт.

Особое значение предлагаемый подход имеет для российского Севера и Сибири. Именно в Сибири распо-

ложены уникальные российские (и крупнейшие мировые) ядерные предприятия военно-промышленного комплекса: Сибирский химический комбинат и Красноярский горно-химический комбинат. Именно этим комбинатам мир обязан тем, что не было третьей мировой войны – ядерной. Эти комбинаты (да еще ПО «Маяк» на Урале) материально обеспечили ядерное сдерживание (свод международных норм и правил реальной непростой жизни). В одном из первых документов, подписанных И. Сталиным в рамках развертывания Атомного проекта СССР, в Томске, на базе Томского политехнического института, было предписано готовить кадры для ядерной отрасли всей страны. Учитывая позитивный экономический потенциал ядерных невоенных технологий, ныне ядерное сдерживание/спасение применительно к широкому спектру вызовов приобретает расширенное толкование.

Но Север и Сибирь и пострадали немало в “первый ядерный век”. Тобол, Иртыш, Обь, Енисей – все эти реки получили отпечаток ядерной индустрии. Для изучения и этих последствий (в перспективе, в кооперации с ядерными научно-производственными центрами, расположенными в

верховьях гидросети) создано структурное подразделение РАН в Тобольске. Норильск и нефтегаз шельфа Карского моря (и восточнее) не могут работать без атомных ледоколов. Безопасность страны не мыслится без ядерной инфраструктуры Севера. Подземные ядерные взрывы производили в некоторых северных районах. Как дальше быть с наличием и дальнейшим развитием ядерной индустрии и военных объектов Сибири и Севера? Раньше никто никого об этом не спрашивал. Строили – и все. Так надо было. Теперь, в новых условиях и с учетом прожитого, возможно и нужно принимать решения (и при необходимости оформлять их юридически) иначе.

Вселенское и цивилизационное родство

У ядерного и религиозного феноменов много общего в базисе и пограничных темах. Ядерной энергии (равно как космологическим и геологическим процессам) присущи элементы вечности по сравнению с жизнью человечества, а также прямой «вклад» в реальность его существования. Что в сфере социальных явлений имеет хоть как-то схожие параметры времени и значимость для осмысления генезиса человека и проявления людей как цивилизации? Конечно же, прежде всего, религия, а также ее мировоззренческая составляющая. Христианство и православие ориентируют человека и общество на вечность, рассматривают ключевые, земные, проблемы в таком ракурсе. С позиций динамичной вечности, немаловажным элементом которой представляется процесс спасения/исцеления/очищения/совершенствования человека «как бы из огня». Они дают идеалы и нормы, иногда парадоксальные, земной (внешней и внутренней) жизни людей – добра и зла, чтобы иметь достойную перспективу будущего для популяции. Вне концепции вечного человека и вечного человечества социально-экономические проблемы современности и будущего неразрешимы.

Человек принадлежит двум мирам – материальному и духовному. С одной стороны, мы – дети энергии и вещества звезд. Мы состоим из молекул, атомов и атомных ядер, то есть ядерная энергия не только вне, но и внутри нас. В прямом и переносном смыслах. С другой, – «Бог – Отче наш». Уже начало материального мира и биологической жизни, как известно, трактуют именно эти две концепции. Недавно найденный (величайшее научное открытие последних пятидесяти лет) бозон Хиггса самими физиками назван «частицей Бога». От них же и «Троица» – название первого в мире испытания технологии ядерного оружия.

Страны христианской культуры первыми освоили ядерную энергию. Западные христианские философы и теологи первыми в ядерном мире обозначили проблемы нового уровня касательно сути и будущего, как христианства, так и человечества (включая исторические и правовые – особенно К. Ясперс) в целом [1, 2]. В некоторой степени, получается, что теперь слово за светскими и религиозными интеллектуалами стран восточно-христианской культуры, а также – культуры Востока в целом.

Зачем нужно?

Согласно христианству и православию, мир устроен так, что есть рай и ад. Человечество должно выбирать между ними. С полным осознанием и того, и другого. Ядерная энергия деяниями людей может на Земле обеспечить либо одно, либо другое. Познание ядерной энергии (в антропосоциальном контексте) и ее использование имеют обнадеживающий смысл только в единстве с глубоким пониманием (как основы действий в ядерной сфере и их правовой регламентации) сути человека и общества.

Православие приводит к мысли, что наше нынешнее (и атеистов, и верующих), так называемое нормальное, состояние глубоко ненормально по существу. Потенциал человека велик, но нельзя, чтобы человек «неочищенный» проявлял себя в полной силе. Богоподобная природа человека с огромным потенциалом глубоко повреждена. Как следствие, социальное, политическое и научно-техническое развитие человечества вопреки первоначальным благим, казалось бы, намерениям привело к возможности краха земной цивилизации. В глобальном плане необходимо очеловечить человечество, победить внутреннее зло в человеке, чтобы не случались все новые и «совершенные» «Содомы» и «Гоморры». Причем апологеты православия (например, профессор-богослов А. Осипов) доказывают это вполне светски, научно, логично, исторично, на фактах [3].

Добавим, что далеко не все ладно с чистотой души и действиями и у российских профессионалов и менеджеров ядерного дела. А также укажем на немалое количество прямых и тяжких нарушений ими морально-нравственных норм и государственного законодательства (см., например, дискуссии и опросы на сайте агентства ПРОАтом). Впрочем, о неадекватности людей и общества ядерной энергии говорили еще А. Эйнштейн, Р. Оппенгеймер, Ю. Харитон, А. Сахаров, С. Фейнберг и другие известные физики.

Мы не призываем критиковать религию или примитивно подстраиваться под ее каноны. Мы ищем для духовно-гуманитарной рефлексии ядерного феномена достойные интеллектуальные ракурсы и ресурсы, основания, позиции, концепции, принципы, подходы, нормы. И тут богатейший опыт религии как особого рода мировоззрения и устойчивого социального явления никак нельзя не использовать. При тщательности и корректности, обращение к этому феномену возможно без ущерба для религиозных канонів и без нареканий со стороны светских философов, гуманитариев в целом по роду занятий и гуманистов по духу. Потому что христианство, в изначальном смысле, если не считать его Откровением, – это тогда все равно некая чья-то гениальная «задумка», пример пути, который может обеспечить позитивное изменение гибнущего мира через изменение человека. Иной возможный путь для ядерного человечества – емкий, лаконичный и убийственный образ предначертанной гибели цивилизации – связан с доминирующей ныне ментальностью людей (миниатюра А. Азимова «Они не прилетят»).

Почему возможно?

Православие исторически является культурным фундаментом России. Оно естественным образом сопряжено со всеми гранями бытия страны. В частности, антикризисный потенциал наследия православия, русской интеллектуальной культуры и Достоевского рассматривают В. Океанский, Ж. Океанская и А. Серопян (Шуйский филиал ИВГУ). Многие известные ученые (в том числе и физики) сочетали науку с верой в Бога. Есть примеры и того, что, даже дистанцируясь от религиозной веры, физики признают полезность (в естественнонаучном контексте) обращения к религиозным догматам. Апологеты православия “идут в народ” научно-технической сферы. Ныне Русская Православная Церковь (РПЦ) активна не только в сфере традиционных печатных и электронных каналов информации, но и в Интернет.

Протоиерей Д. Кирьянов отмечает: “С момента возникновения во второй половине XX века междисциплинарной области исследований «наука и религия» сформировалось множество концептуальных подходов... соотношения науки и религии”. Рассматривалась даже “программа «критического реализма» как моста между наукой и религией”, а также – методологические параллели [4]. Достаточно известно к тому же, на большем уровне обобщения, что христианство, например, методологически взаимодействовало и взаимодействует с различными нехристианскими культурами.

Различные религии уже высказывались по поводу ядерного оружия [5]. Адекватная религиозная оценка “мирного атома”, видимо, впереди. Всемирный Русский Народный Собор (ВРНС) провел в Сарове слушания “Ядерные вооружения и национальная безопасность России” и “Проблемы взаимодействия Русской Православной Церкви и ведущих научных центров России”. Митрополит (в то время) Кирилл на упомянутых слушаниях «Ядерные вооружения и ...» с предупреждением процитировал св. ап. Павла: «Ибо, когда будут говорить: «мир и безопасность», тогда внезапно постигнет их пагуба» (1Фес, 5, 3). Эта мысль в первоисточнике дается в контексте темы Мессии, спасения человека, Суда Божьего, эсхатологических представлений, постоянного духовно-нравственного бодрствования и работы для людей.

Знаковым событием в процессе сближения подходов естественных наук и религии к познанию мира явилось присвоение в 2010 г Патриарху Кириллу степени почетного доктора НИЯУ МИФИ, а в 2012 г. – МГУ. Во время работы XVI ВРНС (2012 г.) вновь неоднократно вспоминали мысль: “Православию есть что сказать миру”. В 2012 г. в МИФИ (как и в Уральском горном университете) открыта кафедра теологии. Ее заведующим стал глава Отдела внешних церковных связей Московского патриархата митрополит Волоколамский Иларион (почетный профессор УрГГУ). А кафедру в Уральском горном университете возглавил митрополит Екатеринбургский и Верхотурский Кирилл. В январе 2013 г. на физическом факультете МГУ состоялась конференция «Христианство и наука». В давние времена заложен православный фундамент в традиции техниче-

ского образования России и Санкт-Петербургского горного университета. Шахтеры Украины при формулировании принципов дальнейшего развития отрасли и в реальной практике обращаются к религиозным ценностям в сочетании с учетом современных социально-экономических и технологических тенденций [6].

На примере Сарова, его многогранного служения Отечеству, многими раскрывается суть органичного сближения РПЦ и Минатома, предопределенного уникальным значением Церкви и ядерной сферы в контексте защиты, спасения России – в прошлом, настоящем и будущем. С другой стороны, “Физики без священников – современные папуасы”, – так резковато оценивает ситуацию относительно ядерного центра в Сарове православный журнал «Фома» [7].

Профессор-богослов А. Осипов в 1991–99 годы был сопредседателем резонансной ежегодной Международной Конференции «Наука. Философия. Религия» в Объединённом институте ядерных исследований. Он более двадцати лет успешно читал лекции и дискутировал в аудитории физиков-ядерщиков, напоминая об ответственности ученых, в 2011 г. получил в Дубне почетную награду ОИЯИ за выдающиеся достижения в богословии и многолетнее сотрудничество с этим институтом. Он же при толковании догмата Святой Троицы как удачные аналогии неоднократно использует концепты “человек” и “атом” [3].

Потенциальные методологические сопряжения

Назовем лишь некоторые ракурсы возможного, по нашему мнению, методологического сопряжения феноменов: космизм/вселенность; “Бог есть любовь”; “страх любви”: страх от любви к другому и за него; Троица; единение с человеком; всечеловечность (“и иудей, и эллин...”); видение человеком и обществом собственных пороков и недостатков; спасение человечества от человечества; “дух творит себе форму”; “по делам и мыслям нашим...”; проблема войны и мира; вера в свое дело, идейная твердость, святоотеческие традиции; научно-техническое творчество без самовознесения, самообожения; правильная вера – правильная жизнь.

Мы не имеем достаточных знаний и других оснований для того, чтобы предлагать соотношение православных канонов и внутренней научно-технической специфики ядерной сферы с коррекцией устоявшихся на сегодня форм/признаков этой специфики. Подобно тому соотношению и коррекции, на которые, в определенной мере, решился В. Жиров в работе [8] применительно к проблемам структурирования живой материи. Но сотрудничество, взаимодействие РПЦ и светского общества по “принципу дополнительности” в оценке, “наречении имен” и реализации внешних, в антропосоциальном контексте, ядерных достижений, по нашему мнению, необходимо и полезно. Как во благо по [8] стремление сотрудничать, терпеливое взаимодействие религии и науки с целью кропотливой, толерантной актуализации/идентификации социального статуса/значения научных результатов и рационального природопользования, а также экологическая роль современных монастырей.

Современные особенности: прагматика «точек роста»

Современные особенности ситуации подсказывают и первоочередные практические задачи, при решении которых предлагаемый подход мог бы быть реализован. С. Кириенко в июне 2011 г. сообщил, что Росатом внедряет идеологию прогноза и мониторинга условий существования АЭС по всему жизненному циклу (более ста лет), включая стадию снятия станций с эксплуатации после длительной выдержки. Будет справедливо, если в чем-то аналогичную идеологию применят к объектам хранения/захоронения ядерных материалов (тысячи/миллионы лет). В таких случаях без ориентации на вечное человечество, без наук и практических знаний о Земле не обойтись.

В России есть два ядерно-религиозных центра. Центра территориального совмещения ядерных и религиозных функций - Саров и Сергиев Посад. Высказано предположение о третьем [9]. А четвертому (С-Петербургу) в этом качестве лучше бы и не бывать. Рассматривая в связи с ядерной энергией различные социальные институты, за рубежом предложили для гарантии надлежащего общественного внимания к долгой судьбе радиоактивных отходов создать "ядерное высшее пасторство" [10, 11]. Такие меры тем более необходимы, поскольку уже в начале пути, например в США, сроки решения проблемы отходов после уже понесенных серьезных затрат вновь в 2013 г. значительно отодвинуты. И это в то время, когда, прежде всего из-за проблемы отходов, неумолимо возрастает внутренний деструктивный потенциал и приближается обрушение мировой "ядерной пирамиды". Скоро срочно понадобятся не долговременные узковедомственные фантазии прежних времен, а едва ли не "объединенных наций" относительно простые, надежные, экономичные и эффективно контролируемые обществом программы скоротечной и практически одновременной утилизации многих компонент ядерного наследия. Прежде всего, программы на основе изучения и использования нового потенциала земных недр.

Думается, что в инициативно российском варианте в рамках многогранной концепции SAMPO [12, 13] нечто подобное "ядерному пасторству" возможно. Оно могло бы быть связано, прежде всего, с системой приграничных сочетаний. С не исключительно общественной, но государственной, религиозной и горного дела (разумеется, в пределах компетенций каждой из сторон) крепкой лежащей между ними территории. В конечном итоге – страны в целом. А именно:

- 1) подземное международное ядерное хранилище в пределах Печенгской геологической структуры плюс Трифонов Печенгский мужской монастырь Мурманской и Мончегорской епархии;
- 2) аналогичный объект в Краснокаменске плюс молодое Краснокаменское благочиние Читинской и Краснокаменской епархии.

Печенга максимально обеспечит выполнение рекомендаций МАГАТЭ. Главное, скоро известные месторождения (по крайней мере, их подавляющее большинство) исчезнут, а новые практически невероятны при высочайшей геологи-

ческой изученности территории. Не изменится коренным образом ситуация на данной площадке даже при использовании новых технологий и организации поисковых и разведочных работ относительно традиционного и нового для Печенги сырья. Новые исследования по высоколиквидным полезным ископаемым здесь беспроигрышны. При отрицательном результате или, в крайнем случае, локальной находке они усилят доказательную базу в части подземного ядерного объекта вне месторождений. «Приаргунское производственное горно-химическое объединение» может работать при существующих запасах урана не более 30–35 лет.

Причем многое применительно к этому варианту (при суммарной стоимости только обоснования и строительства – не менее 200 миллиардов долларов) будет зависеть от профессионализма и духовно-нравственных качеств российских геологов, геофизиков, горняков и ядерщиков, от успешности комплексного светского сопровождения и окормления проекта со стороны РПЦ в партнерстве с другими религиозными институтами. В том числе, – представляющими западное христианство, конфуцианство и буддизм. Символично, что Рождество Христово – это симбиоз звезды и пещеры, пещеры и звезды. Такие же уровни затрат в сотни миллиардов долларов в каждом отдельном случае уже реально осуществлены или запланированы на ликвидацию эколого-экономических последствий катастроф на Чернобыльской и Фукусимской АЭС, рекультивацию территорий военных радиохимических производств периода противостояния СССР и США, утилизацию АЭС, АПЛ и ядерных боеприпасов.

Ни при каких обстоятельствах, например, не должны возникать идеи ядерной трансформации будущих никелевых рудников в зоне воронежского чернозема, уже ныне функционально встраиваемых в межрегиональную (уралотаймыро-кольскую) и международную (по сбыту продукции) систему. Хотя геологические предпосылки, а также схемы ведения и качество подземных горных работ применительно к сульфидным медно-никелевым месторождениям кристаллических щитов Земли, как правило, способствуют вторичной эксплуатации рудников с целью использования выработанного при добыче руды пространства для захоронения токсичных отходов разного происхождения. С другой стороны, и "ружье на стене" – уже реально обсуждаемое хранилище вблизи Красноярска или Челябинска – при его долгой жизни обязательно "выстрелит" как повод для внешнего, разрушающего "принуждения к миру" не на границе, а в центре России.

Примечательна также ситуация "метеоритного дождя" 15 февраля 2013 г. Вот уж точно по И. Бродскому: "Падучая звезда, тем паче – астероид на резкость без труда твой праздный взгляд настроит". Относительно этого грозного природного явления (равно как и, в какой-то мере, невольной "имитации" им реальной ракетной атаки на наземные объекты ядерного Урала) не приведены достоверные факты его надежного фиксирования достаточное время в режиме "online" государственными службами России. Не было даже обозначено упреждающих действий (хотя бы и, прежде всего, информационных) по выполнению своих функ-

циональных обязанностей учеными, а также гражданскими и военными охранителями неба, земли и населения. Или их возможности и обязанности не охватывают все опасные варианты развития событий относительно наземных объектов размещения ядерных материалов? Видимо, эти возможности и обязанности объективно ограничены. Тогда (плюсуя и субъективные негативные факторы) на земной поверхности, в центральной зоне России (С-Петербург, Воронеж, Челябинск, Томск, Красноярск) долговременных и новых ядерных объектов тем более не должно быть. Еще и потому, что Челябинск показал полную неготовность населения к таким событиям, отсутствие у людей навыков поведения в угрожающих обстоятельствах.

Странным образом “падающая звезда” над ядерным Уралом почти совпала по времени с обнародованием через два года (!?) того факта, что значительная часть населения России не избежала влияния Фукусимы. Причем то, что в феврале 2013 г. Минприроды РФ признано свершившимся фактом, сразу и долго после Фукусимы на официальном же уровне трактовалось невозможным никогда даже в принципе. Соответственно, не было и в этом случае упреждающих действий по информированию и защите населения. А структуры Росатома и после доклада Минприроды отстаивали правильность своих несбывшихся прогнозов по Фукусиме и ее влиянию на Россию. А также критиковали японские власти за якобы чрезмерные (не как после Чернобыля) долговременные меры по защите населения, демонтажу станции и глубокой санации территории. А если бы в феврале 2013 г. от “небесного цунами” пострадали наземные хранилища радиоактивных отходов и плутония ПО “Маяк”, то как долго мы бы слышали, что радиационная обстановка на Урале и в стране “в норме”?

Хотелось бы, чтобы пришло понимание того, что, вне зависимости от конкретных параметров и причин ряда не столь давних событий (Челябинск-40, Чернобыль, Фукуси-

ма, “Челябинский метеорит” и др.), в совокупности – это “тренировки” перед очередными глобальными ядерными “неприятностями”.

Экономическое положение, например, Мурманской области хронически сложное. Надежды на Штокман не сбылись. Ситуация относительно будущего экспорта в Европу баренцевоморского газа продолжает меняться не в пользу России. Дешевая электроэнергия Мурманска (основа инвестиционных проектов) благодаря известным реформам разом стала дорогой для потребителей. Общие объемы промышленного производства области в традиционных отраслях “застыли” на уровне 2001 г. Налицо свертывание позитивных ожиданий относительно проекта “Мурманский транспортный узел”, неясные перспективы развития на уровне очередных ожиданий в части добычи и переработки новых видов твердых полезных ископаемых. Инновации области “на нуле”. Основные показатели качества экономики Мурманска, вопреки многотрудной работе по созданию разных Стратегий развития области и Печенгского района, в сравнении с другими северными регионами за несколько лет по официальным федеральным данным – устойчиво “ниже среднего” [14]. Закрывающиеся рудники стали проблемой горной науки.

Такой ядерно-религиозный объект, поэтому, надолго был бы “палочкой-выручалочкой” для региона. Скоро, кстати, и горняков Норильска будут трудоустраивать в других регионах. Заметим, что в России есть, пожалуй, лишь два научных учреждения (ИГЕМ РАН и Горный институт Кольского НЦ РАН), которые имеют опыт исследований горно-геологических проблем применительно к Печенге и Краснокаменску, а также ядерных – к некоторым объектам бывшего СССР.

Благодарю за поддержку исследований и ценные комментарии профессора Brigitte Falkenburg.

Литература

1. Jaspers K. *Die Atombombe und die Zukunft des Menschen: politisches Bewusstsein in unserer Zeit.* – München, 1958. – 506 p.
2. Garrison J. *The Darkness of God: Theology after Hiroshima.* – London: SCM Press, 1982. – 238 p.
3. Осипов А.И. *Аудио-лекции* (http://www.aosipov.ru/audio/audio_obshchii_spisok_lectsij.html).
4. Курьянов Д.В. *Наука и религия: многообразие методологических подходов* // Труды Тобольской Духовной семинарии, выпуск 2. – Тобольск: Тобольская Духовная семинария, 2011. – С.117–134.
5. *Ethics and weapons of mass destruction: religious and secular perspectives* / edited by S.H. Hashmi and S.P. Lee. – Cambridge, 2004. – 533 p.
6. Литвинский Г.Г. *Священные заповеди горняка* / Форум гірників-2012: матеріали міжнар. конф. – Донецк, 2012. – Т.1. – С.7–16.
7. *Физики без священников – современные папуасы. Беседа с сотрудниками Российского федерального ядерного центра, г. Саров* // Фома. Православный журнал для сомневающих. Одобрено Издательским Советом Московского Патриархата. – 2003. – №2(16) и Новый Мир. – 2004. – №2.
8. Жиров В.К. *Человек и биологическое разнообразие: право-*

славный взгляд на проблему взаимоотношений // Вестник МГТУ, 2008. – Т.11. – № 4. – С.609–626.

9. Комлева Е.В. *Антропосоциальный феномен* // Век глобализации, 2011. – №2. – С.140–149.
10. Weinberg A. *Social Institutions and Nuclear Energy.* // Science, 1972. – №177. – P.27–34.
11. Hocke, P., Grunwald, A. *Wohin mit dem radioaktiven Abfall? Perspektiven für eine sozialwissenschaftliche Endlagerforschung.* – Berlin: Sigma, 2006. – 157 p.
12. Комлева Е.В. *Рефлексия ядерно-нефтегазовой ситуации Севера Европы: интересы и потенциал Германии как партнера России* // Геофизический журнал. – Киев, 2008. – Т.30. – №2. – С.3–31.
13. Комлева Е.В. *Геологические, экологические и политические аспекты хранения и захоронения ядерных материалов* // Геофизический журнал. – Киев, 2012. – Т.34. – №6.
14. Победоносцева Г.М. *Развитие российской территории Арктики и особенности социально-экономического положения Мурманской области* / Развитие Севера и Арктики: проблемы и перспективы. – Материалы межрегиональной научно-практической конференции, Анапты, 14–16 ноября 2012 г. – Анапты, 2012. – С.41–43.

РАСПРОСТРАНЕННОСТЬ УРАНА И ТОРИЯ В ПРИРОДНЫХ ВОДАХ ТУВЫ

Ю.Г. Копылова¹, Н.В. Гусева¹, Ч.К. Ойду², К.М. Рычкова², К.Д. Аракчаа³¹Томский политехнический университет, Томск, Россия, unpc_voda@mail.ru²Тувинский институт комплексного освоения природных ресурсов СО РАН, Кызыл, Россия, glatran@yandex.ru³Тувинский государственный университет, Кызыл, chodura@yandex.ru

URANIUM AND THORIUM ABUNDANCES IN NATURAL WATERS IN TUVA

Yu.G. Kopylova¹, N.V. Guseva¹, Ch.K. Oydu², K.M. Rychkova², K.D. Arakchaa³¹Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, unpc_voda@mail.ru²Tuva Institute for Exploration of Natural Resources SB RAS, Kyzyl, Russia, glatran@yandex.ru³Tuvan State University, Kyzyl, Russia, chodura@yandex.ru

Abstract. *Uranium and thorium abundance in rivers, lakes and groundwaters in Tuva were investigated. The shown thorium-uranium ratio changes in the waters over the rocks due to geochemistry of natural waters and different migration ability of uranium and thorium in the supergene zone.*

В.И. Вернадский [2], отмечая общие и отличительные особенности геохимии урана и тория в магматическом, гидротермальном и эндогенном процессах («всюдность» их присутствия, постоянство величин Th/U в продуктах магматических процессов), подчеркивает высокую степень подвижности урана в водных растворах и инертность тория, который не переходит в раствор и его концентрации в земных условиях должны быть ничтожными. Это позволяет считать, что разделение урана и тория геохимическими процессами связано не с их генетическими соотношениями, а с геохимией природных вод, с растворимостью их соединений в условиях земной коры. В.И. Вернадский замечает, что во вторичных, перекристаллизованных из водных растворов, соединениях, ториевые рассеяния значительно слабее урановых и далее продолжает: «Наблюдаем в земной коре по мере приближения к биосфере ясный процесс разделения урана от тория» [2]. Обзор сведений о соотношениях урана и тория, приводимых различными авторами [1], позволяет предположить, что в зоне гипергенеза происходит концентрирование урана в водах, а тория – в донных осадках. Так, если урана в морской воде почти на порядок больше, чем в речной воде, то тория в растворенной форме в морской воде в тысячу раз меньше, чем в речной воде. Торий-урановое отношение, рассчитанное по кларкам гидросферы [3], в морских водах составляет 0,00003, а в речных водах – 0,2. Принимая во внимание соотношение концентраций урана и тория в горных породах с явным преобладанием тория над ураном, считаем, что обратное поведение этих элементов в водах может быть объяснено их разной миграционной способностью в зоне гипергенеза, определяемой внутренними свойствами этих элементов. Торий как элемент – гидролизат не может накапливаться в водах под воздействием экзогенных процессов разрушения алюмосиликатных пород, а стремится к образованию гидроокислов и осаждению со вторичной фазой в условиях окислительной среды. Широкое обсуждение проблем распространенности этих элементов в горных породах, в почвах и донных осадках, к сожалению, мало затрагивало проблему поведения этих элементов в водах. Это определило ограниченность сведений о характере взаимоотношений этих элементов в природных водах. Осо-

бенно мало сведений приводится по гидрогеохимии тория. Основная причина этого кроется в отсутствии достоверных и доступных методов анализа вод. До недавнего времени основную информацию при совместном определении урана и тория получали благодаря использованию нейтронно-активационного анализа [4]. В последние годы благодаря внедрению в практику аналитических работ методов масс-спектрометрии значительно расширились возможности по определению урана и тория в водах и изучению их соотношений.

В этой связи, целью настоящей публикации является исследование распространенности урана и тория в природных водах Тувы различного состава и минерализации и характер изменения в них торий-уранового соотношения.

Полевые гидрогеохимические исследования выполнялись в 2007–2012 гг. полевыми отрядами Тувинского института комплексного освоения природных ресурсов СО РАН и Лаборатории архаеологии и туризма (г. Кызыл). Опробование природных вод проводилось на всей территории Тувинского региона. Объекты опробования представлены 7 водотоками, 16 озерами и 20 родниками. Количественный химический анализ состава вод выполнен в проблемной научно-исследовательской лаборатории гидрогеохимии научно-образовательного центра «Вода» Института природных ресурсов Томского политехнического университета. Масс-спектральное определение микрокомпонентов в водах выполнено Т.Н. Табатчиковой в ООО «Химико-аналитический центр «Плазма» (г. Томск) и в Уральском НИИМиС (г. Екатеринбург).

Восток Тувы характеризуется развитием новейших рифтогенных структур, значительной гидротермальной активностью. На северо-востоке проявлен позднекайнозойский вулканизм, который образует крупнейший Восточно-Тувинский вулканический ареал, контролируемый системой разломов северо-восточного простирания. Кайнозойский Восточно-Тувинский вулканический ареал является составной частью западной ветви Южно-Байкальской вулканической области, формирование которой связывают с «горячим полем мантии». По разломам разгружаются источники азотно-углекислого и углекислого состава.

На юго-востоке Тувы вдоль глубинного меридиональ-

ного разлома, сформировавшего амагматичный Билин-Бусийгольский грабен, наблюдается линия азотных терм, которая протягивается на территорию Монголии.

Центральная и Западная Тува (к западу от 96° в.д.), включает сложный гетерогенный Тувинский прогиб преимущественно с холодными пресными водами разнообразного состава. В настоящее время прогиб испытывает опускание при вертикальном поднятии всей территории Тувы.

Исследованные озера расположены в Убсунурской котловине – южном пустынно-степном районе Тувы на территории, расположенной к югу от хр. Танну-Ола и юго-западу от хр. Сангилен. В масштабах крупного географического деления этот район принадлежит к Котловине Больших озер северо-западной Монголии.

Рассматриваемые природные воды весьма разнообразны по величине минерализации и составу (табл. 1). Концентрации урана в водах Тувы изменяются от 0,00018

до 1,23 мг/л при среднем содержании 0,0037 мг/л, а тория – от 0,0000003 до 0,00052 мг/л, при среднем содержании 0,00001 мг/л. Торий-урановое отношение в среднем составляет 0,0033.

В поверхностных водотоках в ультрапресных нейтральных водах рр. Улаатай, Торгалык, Ирыйтей, Хандагайты мост, Чоза, Тыва Кешиг средние содержания урана составляют 0,0024 мг/л, что близко к средним концентрациям урана в водах Тувы. Вместе с тем, концентрации тория в водах поверхностных водотоков на порядок меньше, чем средние значения в водах Тувы, что и определяет низкие значения торий-уранового отношения – 0,0008. При уменьшении концентраций урана и повышении – тория в водах рр. Торголык и Карасуг торий-урановое отношение увеличивается до 0,073.

В открытых водоемах (озерах), характеризующихся весьма разнообразным составом и минерализацией вод

Таблица 1. Содержание урана и тория в природных водах Тувы

Объект исследований	pH	TDS, мг/л	U, мг/л	Th, мг/л	Th/U
Поверхностные водотоки (пресные воды рек), в т.ч.:	7,54	207	0,0024	1,40E–06	0,0008
р. Торголыки	7,33	72	0,00018	1,30E–05	0,073
р. Карасуг	7,05	191	0,00017	0,000019	0,11
Пресные воды озер	8,63	687	0,005	1,20E–06	0,0017
Солоноватые воды озер оз. Сарыг-Хол	8,1	2 007	0,00045	2,00E–06	0,004
Соленые воды озер, в т.ч.:					
оз. Шара-Нур	9,16	19 545	0,030	0,000009	0,000056
оз. Бай-Хол	8,8	28 753	0,028	0,0000017	0,00032
оз. Хадын	9,46	13 123	0,065	0,0000015	0,000022
Рассолы озер, в т.ч.:	8,63	79 746	0,052	1,30E–05	0,00026
оз. Грязевое	8,84	65 475	0,047	0,000013	0,00029
оз. Чедер	9,10	66 264	0,085	0,000018	0,00021
оз. Дус-Хол Танды	7,96	107 498	0,026	0,0000071	0,00027
Крепкие рассолы озер, в т.ч. оз. Дус-Хол (Самалгатай)	7,53	302 274	0,52	1,00E–05	0,00002
Подземные пресные воды, в т.ч.:					
родник Шишхид-Гол	8,1	211	0,0044	1,30E–05	0,0034
родник Бай-Хол	7,9	299	0,0052	0,000006	0,0011
родник Борзун-Хол	8,05	218	0,00018	2,90E–05	0,16
Подземные солоноватые воды, в т.ч.:					
родник у оз. Чедер	7,36	2 119	0,02	1,80E–05	0,0009
родник у оз. Сватиково	7,8	1 852	0,016	1,00E–05	0,0006
родник Улаатай	8,07	1 803	0,06	1,00E–06	0,00002
Теплые углекислые радоновые аржаана Чойган	6,3	1 600	0,0036	2,80E–05	0,024
Холодные углекислые воды:					
родник Шандал-Ой	6	1 425	0,027	4,90E–05	0,0018
родник Арыскан радоновый	6,6	3 244	1,23	5,20E–04	0,00042
Радоновые ультрапресные воды (долина р. Хемчик)	7,3	199	0,01	6,60E–06	0,0009
Радоновые солоноватые воды (родник Шуйский)	8,3	4 374	0,0151	1,00E–05	0,0007
Азотные термальные воды:					
родник Хойто-гол	8,5	366	0,00146	7,00E–06	0,0048
родник Уш-Бельдир	9,6	286	9,2E–06	1,69E–05	1,82

от пресных до крепких рассолов, поведение урана и тория весьма различается. В пресных водах озер щелочных со средней минерализацией 687 мг/л содержания урана превышают средние значения для этого региона, а концентрации тория в пресных озерах снижаются до значений ниже средних для региона, что определяет низкий уровень торий-уранового отношения (ниже среднего значения для региона).

В солоноватых водах оз. Сарыг-Хол при низких значениях (нижефоновых) урана в водах и тория значения торий-уранового отношения повышаются до 0,004. Дальнейшее повышение минерализации и концентрации урана в соленых водах озер до 0,042 мг/л и в рассолах до 0,052 мг/л при близких к средним значениям содержания тория, определяет низкие значения торий-уранового отношения (0,00004–0,00026). Как и следовало ожидать, наибольшая концентрация урана – 0,52 мг/л обнаружена в крепких рассолах с минерализацией 302 274 мг/л, а концентрации тория остались на уровне их фоновых значений, что и определило низкие значения торий уранового отношения – 0,00002.

В слабощелочных пресных подземных водах родников со средней минерализацией 368 мг/л концентрации урана изменяются от 0,0006 до 0,060 мг/л, составляя в среднем 0,0035 мг/л. Концентрации тория в этих водах в среднем составляют 0,0000003 мг/л при колебании значений от 0,0000001 до 0,00001 мг/л. Торий-урановое отношение в слабощелочных пресных подземных водах родников составляет 0,00009. При увеличении концентрации урана и некотором повышении тория в родниках Шишкид-Хол и Бай-хол это отношение повышается до тысячных значений, а при уменьшении концентрации урана в роднике Борзун-Хол – до десятых значений единицы.

В солоноватых нейтральных подземных водах со средней минерализацией 2 117 мг/л наблюдается увеличение концентрации урана в среднем до 0,013 мг/л при низких концентрациях тория – 0,0000023 мг/л, а торий – урановое отношение составляет десятитысячные значения. В родниках подземных вод, разгружающихся в озера или питающих соленые озера Чедер, Сватиково, концентрации урана составляют сотые доли мг/л, а тория – стотысячные доли мг/л, что определяет десятитысячные значения торий-уранового отношения. На порядок снижается торий-урановое отношение в щелочных водах родника Улаатай из-за повышения концентрации урана до 0,06 мг/л и снижении концентрации тория до значения меньше миллионной доли мг/л.

В радоновых теплых углекислых слабокислых солоно-

ватых водах месторождения Чойган при фоновых содержаниях урана 0,0036 мг/л, а тория – стотысячных долей единицы, торий-урановое отношение составляет сотые значения.

В холодных углекислых солоноватых водах родника Шандал-Ой из-за повышения концентрации урана до 0,027 мг/л при вышефоновых концентрациях тория (0,000049 мг/л) торий-урановое отношение составляет тысячные значения. Наилучшие условия для накопления урана и тория в водах среди рассмотренных родников в Туве отмечаются в холодных слабокислых радоновых углекислых соленых водах родника Арыскан, где благодаря наличию зон минерализации, концентрации урана в водах достигают 1,23 мг/л, а тория – 0,00052 мг/л, что характеризует экстремальные значения этих элементов в водах Тувы. Торий-урановое отношение при этом составляет десятитысячные значения.

В холодных радоновых околонеутральных ультрапресных подземных водах в долине р. Хемчик средние содержания урана составляют сотые доли мг/л, а тория – миллионные доли мг/л, что определяет торий-урановое отношение – 0,0009. Близкое к этому значению отношение сохраняется и в радоновых щелочных соленых водах родника Шуйский при концентрациях урана и тория, сопоставимых с концентрациями в пресных радоновых водах.

В пресных азотных термальных щелочных водах родника Уш-Бельдир концентрации урана сопоставимы с концентрациями тория, составляют около стотысячных мг/л, что и определяет целые значения торий-уранового отношения. Вместе с тем, увеличение концентрации урана в термальном роднике Хойто-Гол сопровождается снижением торий-уранового отношения до тысячных значений.

Целые значения торий-уранового отношения получены нами также в холодных углекислых соленых водах Терсинского месторождения минеральных вод Кузнецкого Алатау (табл. 2), которое определяется нижефоновыми концентрациями урана – стотысячные доли мг/л, сопоставимыми с обнаруженными здесь концентрациями тория.

Аналогичное соотношение урана и тория в подземных пресных водах Томского водозабора также определяет целые значения торий-уранового отношения. Увеличение концентрации урана в подземных водах на участках потенциального оруденения в бассейне р. Тугояковка приводит к снижению торий-уранового отношения до тысячных значений. С другой стороны, в водотоках бассейна р. Улыбердь северо-западного Салаира и окрестностей г. Томска (р. М. Ушайка, р. Б. Ушайка, д. Заварзино, р. Киргизка, р. Черная, р. Топкая, р. Омутная) при тысячных значениях мг/л

Таблица 2. Содержание урана и тория в природных водах юго-востока Западной Сибири

Объект исследований	Число наблюдений	pH	TDS, мг/л	U, мг/л	Th, мг/л	Th/U
Углекислые холодные воды Терсинского месторождения	5	6,6	5 250	0,000016	8,60E–05	6,84
Подземные воды Томского водозабора	9	7,1	480	0,0001	9,00E–05	1,54
Подземные воды р. Тугояковка	11	7,59	492	0,0026	5,00E–06	0,0019
Реки юго-западного Салаира	68	7,87	477	0,0022	3,41E–05	0,021
Реки окрестностей г. Томска	7	7,42	472	0,0007	1,50E–05	0,029

урана отмечаются сотые значения торий-уранового отношения.

Таким образом, наименьшие содержания тория отмечаются в открытых водоемах соленых озер. В рассолах и крепких рассолах оно на порядок выше, притом, что для урана в этих объектах отмечается тенденция к накоплению в водах с ростом минерализации. В этих условиях торий-урановое отношение в водоемах минимально (десятичные и сотые значения), что, возможно, определяет урановую природу радиоактивных источников поступления элементов в воды.

В подземных водах также отмечается рост содержаний урана с повышением минерализации вод при относительно постоянном уровне концентраций тория в водах. За редким исключением торий-урановое отношение составляет тысячные доли. Увеличение его до сотых значений, к примеру, в роднике Борзун-Хол и в теплых углекислых радоновых источниках аржаана Чойган, связано с понижением концентраций урана.

Наибольшие концентрации урана и тория встречены в кислых холодных углекислых водах, что определяется благоприятными условиями миграции и накопления их в углекислых водах [1]. Торий-урановое отношение при этом составляет десятичные значения.

Важно отметить, что в холодных ультрапресных радоновых водах наблюдаются повышенные концентрации урана, что характеризует урановую природу радиоактивно-

сти и определяет величину торий-уранового отношения на уровне близких к тысячным значениям.

Наименьшие концентрации урана в водах азотных терм, к примеру, в роднике Уш-Бельдыр, сопоставимых с концентрациями тория, определяют целые значения торий-уранового отношения. Подобная тенденция отмечается и в минеральных водах Терсинского месторождения, и подземных водах Томского водозабора и связана, по сути, с отсутствием радиоактивной минерализации. При увеличении концентраций урана на участках потенциального оруденения (бассейн р. Тугояковка – приток р. Томь, водотоки северо-западного Салаира бассейна р. Улыбердь) торий-урановое отношение вновь составляет тысячные значения единицы, характерное для подземных пресных вод.

Приведенный обзор полученных данных при анализе распространенности урана и тория в водах Тувинского региона показывает достаточно сложную картину соотношений радиоактивных элементов в водах. Это разнообразие связано с отличительным характером поведения этих элементов в условиях зоны гипергенеза. Учитывая малую способность тория к миграции в водах окислительной обстановке зоны гипергенеза [5], благоприятной для миграции и накопления урана, необходимо учитывать процессы перераспределения этих элементов в водах и донных осадках при изучении геологической эволюции системы вода-порода и проведении поисковых и эколого-геохимических исследований.

Литература

1. Арбузов С.И., Рихванов Л.П. *Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие* 3-е изд., исправленное и дополненное. – Томск: Изд-во Томского политехнического университета, 2011. – 300 с.
2. Вернадский В.И. *Очерки геохимии*. – Ленинград: Горно-геологического-нефтяного изд-во, 1934. – 380 с.
3. *Справочник по геохимическим поискам полезных ископаемых* / А.П.Соловов, А.Я. Архипов, В.А. Бугров и др. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
4. Судько А.Ф. *Определение урана и тория в природных объектах нейтронно-активационным методом / Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции*. – Томск: изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С.587–592.
5. Шварцев С.Л. *Гидрогеохимия зоны гипергенеза*. – М.: Недра, 1998. – 366 с.

ОСОБЕННОСТИ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАСПРЕДЕЛЕНИЯ Cs-137, K-40 И СТАБИЛЬНОГО ЙОДА В ПОЧВАХ СУПЕРАКВАЛЬНЫХ ЛАНДШАФТОВ ПОЙМЫ р. ИПУТЬ

Е.М. Коробова¹, С.Л. Романов², В.Ю. Берёзкин¹

¹ГЕОХИ РАН, Москва, Россия, korobova@geokhi.ru, victor76@list.ru

²УП «Геоинформационные системы», Минск, Беларусь, romanov_s_l@mail.ru

A STUDY OF SPATIAL DISTRIBUTION OF Cs-137, K-40 AND STABLE IODINE IN SOILS OF SUPERAQUEOUS LANDSCAPES ON EXAMPLE OF THE TEST SITE ON THE IPUT RIVER FLOOD PLAIN

E.M. Korobova¹, S.L. Romanov², V.Ju. Beryozkin¹

¹GEOKHI RAN, Moscow, Russia, korobova@geokhi.ru, victor76@list.ru

²UE «Geo-information systems», Minsk, Republic of Belarus, romanov_s_l@mail.ru

Abstract. *The study of spatial structure of geochemical field is one of the important tasks of modern geochemistry. The main task of this research works is to study of spatial distribution of Cs-137, K-40 and I-127 in soils of conjugated landscapes which were contaminated as a result of the Chernobyl disaster. An attempt to evaluate a spatial distribution of radionuclides in soils of superaqueous landscapes was made in 2012. The objective of the research was to test the hypothesis that in the superaqueous flat bog landscapes the distribution of radionuclides (Cs-137) was relatively even. However the measurements performed in a regular grid within a small test plot showed that in the hydromorphic conditions a minor relief variation led to pronounced spatial geochemical heterogeneity of the soil cover characterized by the peculiar structures for the different chemical elements.*

Изучение пространственной структуры геохимических полей является одной из важных задач современной геохимии. Такое исследование представляет несомненный практический интерес, т.к. позволяет выявить своеобразие пространственного распределения геохимических полей разного генезиса и точнее учитывать экологическое влияние неоднородностей природного фона. Подобные исследования имеют большие перспективы, поскольку развитие современных средств прямых измерений в сочетании с применением ГИС-технологий дает возможность получать и оперативно представлять информацию о характере распределения избытка или недостатка тех или иных элементов в виде подробных эколого-геохимических карт.

Основной задачей представленных исследований являлось детальное изучение закономерностей распределения радионуклидов цезия-137, калия-40 и стабильного йода в сопряженных элементарных ландшафтах, загрязненных радионуклидами после аварии на ЧАЭС. Набор химических элементов определялся тем, что исследования проводятся для характеристики структуры современных биогеохимических провинций, в которых природный йододефицит специфически сочетается с техногенным радионуклидным загрязнением. В данной работе представлены результаты измерений, выполненные в Новозыбковском районе Брянской области вблизи тестовой площадки Вышков-2.

Предшествующими исследованиями было показано, что в зоне водоразделов и высоких террас основной запас радиоцезия находится в верхнем 10-см слое почвы, а его пространственное распределение на уровне мезо- и микрорельефа характеризуется наличием устойчивой, закономерно организованной структуры полицентрического типа [3, 4].

В 2012 г. нами была предпринята попытка оценить характер пространственного распределения радионуклидов цезия-137 и калия-40 в супераквальных условиях. Целью

исследования была проверка гипотезы о том, что в условиях равномерного первичного выпадения, ускоренного круговорота больших объемов воды и плоского рельефа для гидроморфных ландшафтов должно быть характерно относительно равномерное распределение Cs-137.

Тестовая площадка размером 10 × 10 м была заложена в центре притеррасной заболоченной части левобережной поймы реки Ипуть, которая представляла собой на всем протяжении низинное осоковое болото. Измерения активности радиоцезия проводились полевым гамма-спектрометром Violinist III, снабженным сцинтилляционным коллиматором с кристаллом NaI(Tl) диаметром 2,5 дюйма), позволяющим при установке детектора на поверхности проводить гамма-спектрометрические измерения поверхностной активности радиоцезия с одновременным выводением спектра на дисплей [2].

Измерения проводились по регулярной сети густотой 2 × 2 м и сопровождалась теодолитной съемкой и точным нивелированием с определением относительного превышения в каждой точке сети измерений. В связи со специфическим характером растительного покрова (осока произрастала в виде кочек, значительно возвышающихся над общей поверхностью почвы) наши измерения носили двухслойный характер, а именно проводились не только непосредственно на поверхности почвы, но и на вершинах кочек после того как с помощью линейки измерялись ее относительная высота и диаметр. Для оценки характера вертикальной неоднородности и верификации полевых измерений ручным буром в каждой точке измерений были отобраны образцы почв из верхнего слоя мощностью 5 см, а в ряде точек были отобраны и почвенные керны до глубины 40 см для последующего послойного определения содержания в них Cs-137 и K-40 с шагом 2 см (до глубины 10 см) и 5 см до глубины 40 см.

В лабораторных условиях определение цезия-137 и калия-40 выполнено С.С. Кировым на гамма-спектрометре

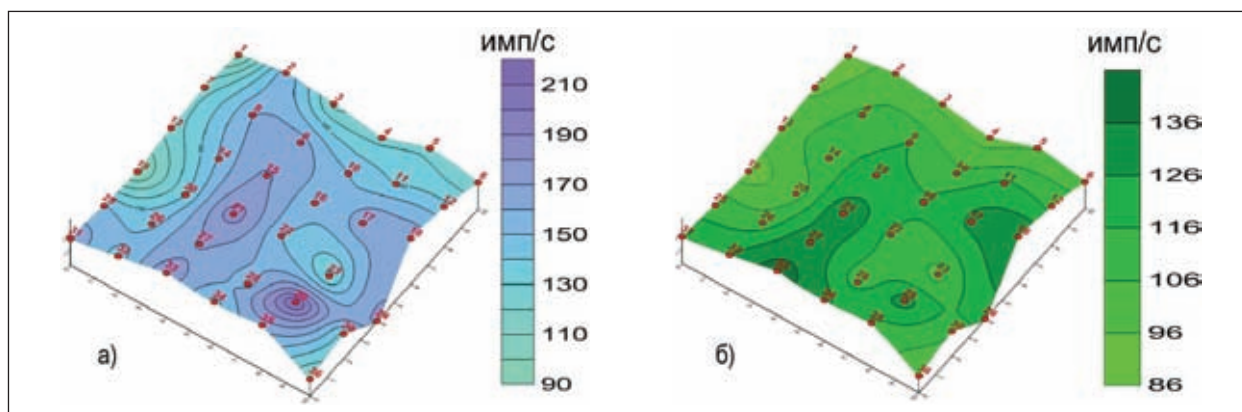


Рис. 1. Распределение активности Cs-137 (имп/с) на поверхности почвы (А) и кочек (Б)

Canberra с полупроводниковым детектором из сверхчистого германия. Содержание йода определялось кинетическим роданидно-нитритным методом [1], а построение 3-х мерных картографических поверхностей по результатам измерения было выполнено с помощью программы Surfer-11 методом Кригинга.

Результаты исследований и их обсуждение

Анализ полученных данных позволил опровергнуть первоначальную нулевую гипотезу, поскольку активность Cs-137 в пределах площадки варьировала в диапазоне от 94 до 213 имп/с (среднее 148 имп/с) на поверхности почвы и от 87 до 142 имп/с (среднее 112 имп/с) на поверхности кочек. При этом между величинами активности радиоцезия на кочках и на поверхности почвы была обнаружена выраженная корреляция, что подтверждается и сходством структуры их пространственного распределения ($r=0,837$, $n=36$, рис. 1), при близких значениях коэффициентов вариации (16,8 и 12,8 % соответственно).

Обработка результатов нивелирования показала значимое варьирование относительных высот поверхности, как почвы, так и осоковых кочек в пределах площадки. Так, рис. 2 наглядно показывает, что перепад высот, измеренный на поверхности почвы, не превышал в пределах площадки 30 см, тогда как относительная высота осоковых кочек достигала 55 см и отрицательно коррелировала с рельефом поверхности почвы ($r_{0,01}=-0,424$, рис. 2).

Положительная связь между измеренной активностью радиоцезия и рельефом площадки оказалась достоверной, но низкой. Коэффициент корреляции между относительной высотой поверхности почвы и активностью Cs-137, составил $r_{0,05}=0,315$, тогда как по отношению к активности на поверхности кочек он оказался выше – $r_{0,01}=0,478$.

Такое распределение величин обусловлено, скорее всего, тем, что, увеличение влажности ведет к относительному снижению содержания Cs-137 в почве, значительная часть которого в данном случае оказывается связанной в биомассе более сухих кочек, формирующихся из остатков быстро растущей, но слабо разлагающейся растительности. И хотя у нас в данном случае нет информации, позволяющей достоверно судить о возрасте кочек, и, соответственно, о характере фиксации присутствующего в ландшафте Cs-137, имеющиеся данные позволяют предположить, что неоднородность его пространственного распределения в данном случае обусловлена имеющимися различиями условий биологического круговорота.

Лабораторный анализ распределения Cs-137 в почвенных зернах, отобранных в разновысотных точках площадки с контрастным поверхностным загрязнением, показал, что максимальные значения суммарного запаса радионуклида в почвах превышают минимальные в 3 раза, а в верхних горизонтах – в 5 раз. При этом от 60 до 88 % суммарного запаса радиоцезия содержится в верхнем 10-см слое почвы, в 20-см слое – 86–96 %, а корреляция между поверхност-

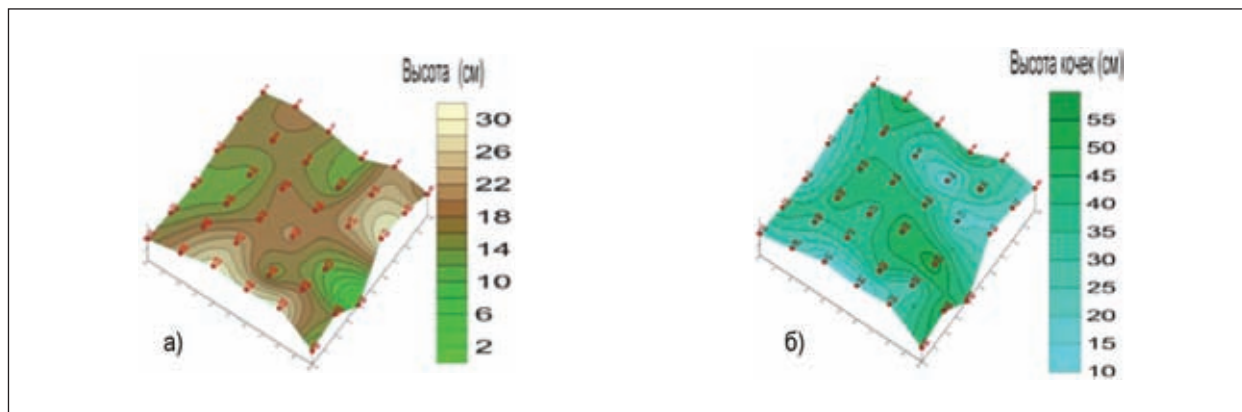


Рис. 2. Рельеф поверхности почвы (А) и относительная высота кочек над поверхностью почвы (Б), (см)

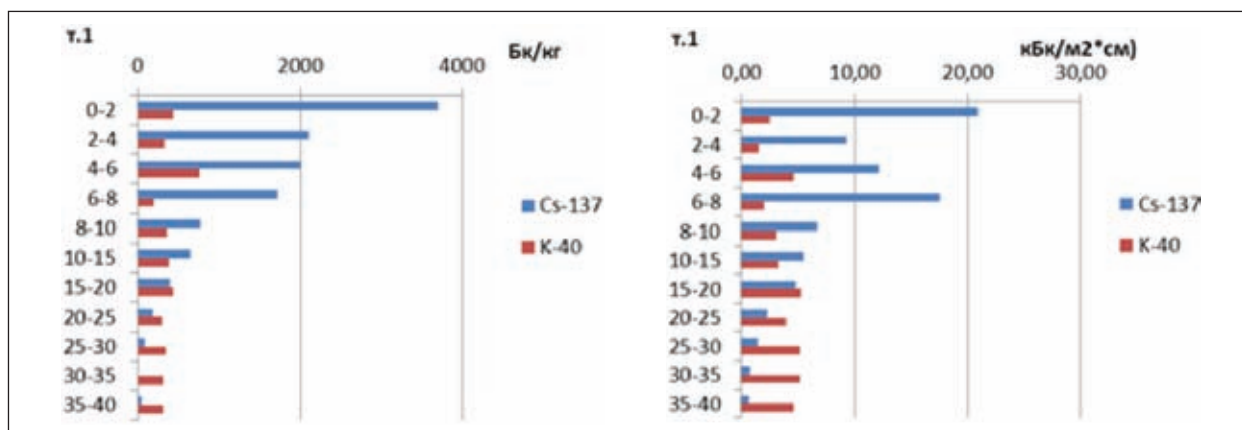


Рис. 3. Вертикальное распределение радионуклидов Cs-137 и K-40 в керне, отобранном на т. 1, представленное на единицу массы (А) и на единицу объема (Б)

ной активностью Cs-137, измеренной в полевых условиях, и процентом его запаса в слоях мощностью 10 см и 20 см была достоверно высокой – $r_{0,01}=0,753$ и $r_{0,01}=0,734$ соответственно.

Анализ хода вертикального распределения Cs-137 в почвенных кернах показал, что в 5 из 7 случаев максимум запаса приходился на верхний 2-см слой, а в двух он залегает на глубине 2–4 см (т. 18) и 4–6 см (т.25). Кроме того, в кернах на точках 1 и 23 наблюдались выраженные пики концентрации на глубинах 4–6 см (т.23) и 6–8 см (т.1). На рис. 3 приведен пример вертикального распределения Cs-137 в керне, отобранном на т.1. Запас радиоцезия в верхнем слое мощностью 10 см составил 63 %, 15 см – 76 %, а 20 см – 88 %. Отметим, что вертикальное распределение запаса Cs-137 на единицу объема почвы не аналогично распределению концентрации Cs-137, рассчитанной на единицу массы этого слоя (рис. 3). Рисунок 3Б показывает, что пересчет запаса на сантиметр мощности позволяет выявить значительное накопление радиоцезия на глубине 6–8 см. Вертикальное распределение природного изотопа K-40, содержание которого в данном случае может рассматриваться как показатель содержания минеральной фазы почвы, подтверждает ее возрастание с глубиной и показывает, что нижний пик концентрации радиоцезия при-

ходится на слой, относительно обогащенный органическим веществом. Параметры концентрации Cs-137, K-40 и йода в образцах из верхнего 5-см слоя почвы представлены в таблице (табл. 1). Как видно из таблицы, варьирование концентраций достигает порядка и уменьшается в ряду: K-40 > Cs-137 > I-127.

Анализ специфики пространственного распределения калия-40 и йода в верхнем горизонте почвы тестового участка с одной стороны продемонстрировал наличие явной пространственной упорядоченности, проявляющейся на фоне неожиданно значительной геохимической неоднородности. Так, рисунок 4, наглядно демонстрирует, что каждому элементу соответствует закономерно упорядоченная пространственная структура (рис. 4). Расчет коэффициентов корреляции с микрорельефом почвы показал, что аналогично цезию эта связь достоверна для калия и йода (–0,409 и –0,321 соответственно). Это свидетельствует о том, что пониженным и более увлажненным элементам рельефа соответствует и некоторое повышение концентрации и этих элементов. Такая структура может быть объяснена пространственной неоднородностью параметров биологического круговорота, хотя в данном случае речь может идти уже и о качественных различиях в структуре почвенного покрова, проявившихся в различном

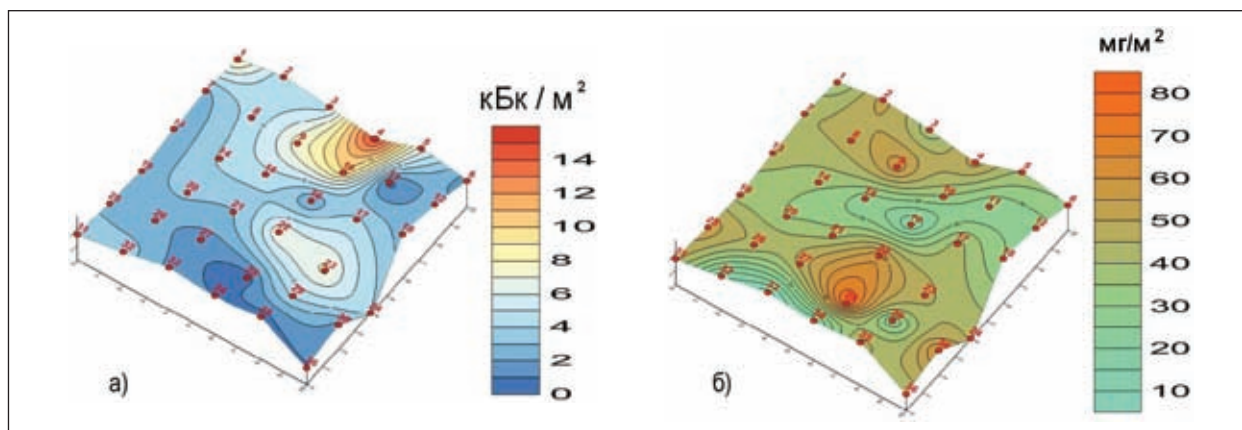


Рис. 4. Распределение запасов K-40 (Бк/м^2) (А) и стабильного йода (мг/м^2) (Б) в верхнем 5-см слое почвы, наложенное на рельеф тестовой площадки

Таблица 1. Статистические параметры содержания радионуклидов цезия и калия и йода в верхнем слое почвы мощностью 5 см

Статистический параметр	Cs-137 (Бк/кг)	K-40 (Бк/кг)	Йод (мг/кг)
число измерений	36	32	36
минимум	2479	7,5	0,31
максимум	18330	259,2	1,74
среднее	7315	90,7	1,03
среднегеометрическое	6785	71,6	0,97
стандартное отклонение	2999	59,0	0,35
Коэффициент вариации	41	65,0	33,6
медиана	7044	75,8	1,04

содержании органического вещества и емкости почвенного поглощающего комплекса.

Выводы

1. Показана применимость полевой гамма-спектрометрии для оценки параметров структуры загрязнения почв цезием-137 в гидроморфных условиях и на примере этого изотопа детально изучено латеральное и вертикальное перераспределение вещества в супераквальном ландшафте поймы р. Ипуть.
2. Показано, что основной запас Cs-137 в природных гидроморфных иловато-болотных почвах через четверть века после аварии находится в верхнем 20 см слое. При этом в пределах небольшой площадки 10×10 м наблюдается более, чем двукратное варьирование концентрации радиоцезия, которое

может быть связано только (со спецификой вторичного перераспределения его запаса под действием процессов водной и биогенной миграции. При этом анализ характера выявленной неоднородности позволил предположить, что она в данном случае обусловлена пространственными различиями параметров биологического круговорота, в ходе которого имело место пассивное накопление Cs-137 на более сухих участках территории. Исследование вертикального распределения Cs-137 позволило предположить, что появление пиков запаса радиоцезия на глубинах 2–4 см, 4–6 см, 6–8 см, связано с наращиванием биомассы и спецификой захоронения растительного опада.

3. Аналогично цезию пространственное распределение запасов калия и йода в верхнем 5-см горизонте заболоченной почвы при весьма высоком уровне геохимической неоднородности также демонстрирует наличие закономерной структурной упорядоченности.
4. Исследования закономерностей вторичного перераспределения Cs-137 позволили продемонстрировать наличие внутренней гетерогенности, существующей в ландшафте супераквального типа, в пределах которого даже весьма незначительные неоднородности рельефа могут приводить к формированию выделов с весьма высоким уровнем геохимической контрастности. Однако утверждение о том, что данное свойство генетически присуще всем болотным системам такого типа, нуждается в дополнительной проверке.

Литература

1. Проскурякова Г.Ф., Никитина О.Н. Ускоренный вариант кинетического роданидно-нитритного метода определения макроколичеств йода в биологических объектах. // *Агрохимия*, 1976. – №7. – С.140–143.
2. Романов С.Л., Коробова Е.М., Самсонов В.Л. Опыт применения модернизированного прибора VIOLINIST-III в полевых радиоэкологических исследованиях. // *«Ядерные измерительно-информационные технологии»*, 2011. – Т.3. – №39. – С.56–61.
3. Korobova E.M., Romanov S.L.. A Chernobyl ¹³⁷Cs contamination study as an example for the spatial structure of geochemical fields and modeling of the geochemical field. // *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 2009. – №99. – P.1–8.
4. Korobova E. and Romanov S.. Experience of mapping spatial structure of Cs-137 in natural landscape and patterns of its distribution in soil toposequence. // *Journal of Geochemical Exploration*, 2011. – 109. – №1–3. – P.139–145.

РЕДКОЗЕМЕЛЬНЫЕ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВОЛОСАХ ДЕТЕЙ г. ПАВЛОДАРА

Н.П. Корогод, Б.Х. Шаймарданова, Г.Е. Асылбекова

Павлодарский государственный педагогический институт, Казахстан, natalya_korogod@mail.ru

RARE-EARTH AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN HAIR OF CHILDREN OF PAVLODAR

N.P. Korogod, B.H. Shaimardanova, G.E. Asylbekova

Pavlodar State Pedagogical Institute, natalya_korogod@mail.ru

Abstract. In work the content of chemical elements in biosubstrates is considered. Using the method of instrumental neutron activation analysis (INAA method) the specific accumulation of elements in hair of children of school age (12–14 years) in the large industrial center in Kazakhstan – Pavlodar is revealed.

Сформулированные В.И. Вернадским [3,4] основные принципы и проблемы биогеохимии определили место и роль биогенной миграции макро- и микроэлементов, в том числе и редкоземельных (РЗЭ) в биологическом круговороте вещества и энергии.

По распространенности в земной коре редкоземельные элементы сравнимы с Co, Cu [17]. В почвах уровень РЗЭ колеблется в пределах 0,01–0,003 %, в растениях – до 16 мг/кг сухой массы [8, 16].

Химические элементы, которые комплексно поступают в организм человека, аккумулируются в биосредах и, поэтому их количественные значения могут быть использованы в качестве биологических маркеров состояния окружающей среды [2, 6, 10, 13, 14]. Для определения элементов в биосубстратах и разработки нормативных показателей необходим учет региональных особенностей микроэлементного статуса у жителей анализируемых территорий [1, 5, 9, 12, 15].

Цель исследования

Оценить уровень содержания редкоземельных и радиоактивных элементов в волосах детей г. Павлодара.

На территории г. Павлодар были выделены 6 условных участков, на которых произведен отбор проб, рисунок 1.

При отборе проб волос использовали стандартную методику, рекомендованную МАГАТЭ (1989). Пробоподготовку проводили на кафедре геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета.

Проведена статистическая обработка полученных результатов с учетом малых выборок [12], с помощью пакета программ «STATISTICA 6.0». Достоверность различий средних сравниваемых величин определяли по критерию Стьюдента (t). За достоверное принимали различие на уровне значимости 95 % ($p < 0,05$). Диаграммы и графики строили в программе Microsoft Excel, распределение элементов, построение схем и карт производили с помощью программ Adobe Photoshop 6.0, Golden Software Surfer 7.0, CorelDRAW 9, ArcGIS 9. При построении схем распределения элементов использовали два основных метода – Shepard's Method и Kriging [7].

Анализ полученного нами материала по уровням накопления редкоземельных элементов в волосах детей, проживающих в г. Павлодар представлен в таблице 1.

По характеру распределения элементов в волосах детей западная часть города, прилегающая к реке Иртыш (1, 3 и 5 участки) существенно отличается от восточной, прилегающей к восточной промзоне с большим количеством промышленных предприятий (2, 4 и 6 участки). Так, на трех участках западной части нормальное распределение характерно для трех элементов (Sc, Lu, Tb), а для трех участков восточной зоны – для одного элемента – Sc. Таким образом, анализ содержания элементов выявил территориальную специфику накоплений элементов в пробах волос детей школьного возраста (12–14 лет).

В биосубстратах детей, проживающих в северо-западном, северо-восточном и западном (1, 2, 3) участках г. Павлодара, обнаружено максимальное содержание эле-



Рис. 1. Карта-схема расположения пунктов биогеохимических исследований

ментов: Ce, La. В восточной части города максимальное накопление в волосах установлено для элементов: U, Ce, Sc. По величине Коэффициент варьирования исследуемые химические элементы в биосубстратах детей располагаются в следующем убывающем ряду: $Ce > U > La > Sc > Th > Lu > Tb > Yb$.

Исследуемые химические элементы (по CV) в волосах детей, проживающих на территории западной части города располагаются в следующем убывающем ряду: $Yb > La > Ce > U > Th > Sc > Lu$.

Однородное распределение химических элементов волос детей из западного (3) участка г. Павлодар (по CV) имеют следующие элементы: Yb, Lu; слабодифференцированное распределение: U, дифференцированное распределение: Sc, La, Th, и интенсивно дифференцированное распределение: Ce, Tb.

По величине коэффициента варьирования исследуемых химических элементов в биосубстратах детей, проживающих на территории юго-западного (5) участка г. Павлодар представлен следующий убывающий ряд: $Tb > Ce > Th > Sc > La > Lu > U > Yb$.

Убывающий ряд величины коэффициента варьирования исследуемых химических элементов в биосубстратах детей, проживающих на территории юго-западной части г. Павлодар, выглядит следующим образом: $La > Th > Ce > U > Yb > Lu > Sc$.

Подтверждение факта техногенного воздействия на содержание элементов в волосах человека и их индикаторной роли наблюдается при рассмотрении геохимических рядов накопления в шести разных участках города, построенных по значениям коэффициентов концентраций, кото-

Таблица 1. Содержание редкоземельных и радиоактивных элементов в волосах детей г. Павлодара

Участок города	Химические элементы							
	Редкоземельные металлы						Радиоактивные элементы	
	Sc	La	Ce	Yb	Lu	Tb	Th	U
Северо-западный	0,007±0,001	0,1±0,02	3,2±3,1	0,03±0,001	0,002±0,0002	0,01±0,001	0,014±0,002	0,13±0,02
Северо-восточный	0,006±0,0007	0,02±0,007	0,10±0,04	0,03±0,004	0,002±0,001	–	0,01±0,004	0,21±0,06
Западный	0,005±0,0007	0,04±0,01	0,13±0,03	0,03±0,001	0,002±0,0003	–	0,006–0,04	0,02–0,45
Восточный	0,006±0,0006	0,05±0,01	0,17±0,03	–	0,002±0,0001	0,009±0,0002	0,012±0,002	0,38±0,06
Юго-западный	0,02±0,006	0,04±0,009	0,15±0,05	0,03±0,003	0,003±0,001	0,01±0,001	0,03±0,008	0,42±0,07
Юго-восточный	0,005±0,0008	0,06±0,01	0,12±0,04	–	0,002±0,0002	0,008±0,0002	0,009±0,002	0,15±0,06

Примечание: прочерк – значение элемента ниже пределов определения.

рые рассчитаны относительно регионального компонента (таблица 2).

Анализ содержания химических элементов в волосах детей, коэффициент концентрации которых выше единицы показал, что для каждого участка города характерен свой качественный состав. В северо-западном, западном и юго-западном участках города отмечен одинаковый состав химических веществ, коэффициент концентрации которых превышает единицу: La, Lu, Sc, Yb, U, Tb, Ce.

Широкий спектр элементов (выше региональных концентраций) в западной части города свидетельствует о наличии техногенного воздействия в соответствии с розой ветров (в северо-западном, западном и юго-западном) на расположенные здесь участки.

Стоит отметить, что среднее содержание и дисперсия распределения большинства химических элементов в составе волос жителей западной и восточной части г. Павлодар достоверно (по критериям Стьюдента и Фишера).

Ранжирование территории г. Павлодар по среднему содержанию химических элементов в волосах детей, коэффициенту концентрации, суммарному показателю загрязнения территории города в различных средах (почва, волосы, снег) выявил экологически неблагополучные участки. На первом месте находятся западный и северо-восточный участки, на втором месте северо-западный и на третьем – юго-западный.

Эти данные позволяют утверждать, что уровень накопления изученных редкоземельных и радиоактивных

Таблица 2. Геохимические ряды накопления редкоземельных и радиоактивных элементов в волосах детей различных участков г. Павлодар (Кк относительно регионального компонента)

Участки г. Павлодара	Геохимическая специфика
Северо-западный	La _{1,2} Lu _{1,2} Sc _{1,1} Yb _{1,1} U _{1,1} Tb _{1,1} Ce _{1,0}
Северо-восточный	Lu _{1,1} Th _{1,1} Ce _{1,0} Yb _{1,0}
Западный	Th _{1,9} Lu _{1,6} U _{1,4} Sc _{1,2} Ce _{1,1} Yb _{1,1} Tb _{1,1}
Восточный	Lu _{1,0}
Юго-западный	U _{1,3} Ce _{1,2} Sc _{1,0} Yb _{1,0} Lu _{1,0} Cs _{1,0} Tb _{1,0}
Юго-восточный	La _{1,1} Yb _{1,0}

элементов в волосах может отражать степень техногенного влияния развитого промышленного комплекса Павлодарской области. При этом, как минимум, как это видно по спектру химических элементов, могут быть выделены 2 группы главных источников воздействия:

- предприятия угольной энергетики и металлообрабатывающей промышленности (Sc);

Для всей территории характерно загрязнение, вызванное как предприятиями угольной энергетики, так и нефтехимическим комплексом. На западную часть города также воздействует трансграничный перенос веществ по р. Иртыш.

Литература

1. Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С. Микроэлементы человека: Этиология, классификация, орگانопатология. – М.: Наука, 1991. – 465 с.
2. Безель В.С., Бельский Е.А., Бельская Е.А., Жуйкова Т.В., Мухачева С.В., Нестерков А.В. Учение В.И.Вернадского о биохимических циклах и роль трофической структуры биоценоза в их стабилизации в фоновых условиях и при химическом загрязнении среды // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Доклады V Международной научно-практической конференции. Семей, 15–18 октября 2008 г. – Семей: Семипалатинский государственный педа-

гогический институт, 2008. – Т.1. – С.5–10.

3. Вернадский В.И. Труды по биохимии и геохимии почв. – Москва, 1992. – 437 с.
4. Виноградов А.П. О генезисе биогеохимических провинций // Тр. Биогеохим. лаб., 1960. – Т.11. – С.3–7.
5. Гичев Ю.П. Загрязнение окружающей среды и здоровье человека. – Новосибирск.: СО РАМН, 2002. – 230 с.
6. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: Справочник: В 6 кн. / Под ред. Э.К. Буренкова. – М.: Экология, 1997. – 607 с.
7. Дэвис Дж.С. Статистический анализ данных в геологии:

- Пер. с англ. В 2 кн. / пер. В.А. Голубевой, под ред. Д.А. Родионова. Кн. 2. – М.: Недра, 1990. – 427 с.
8. Кабата – Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
 9. Кирилук Л.И. Гигиеническая значимость тяжелых металлов в оценке состояния здоровья населения крайнего севера. Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора биологических наук. – Надым.: 2006. – 45 с.
 10. Куценогий К.П., Савченко Т.И., Чанкина О.В., Журавская Э.Я., Гырголькау Л.А. Характеристика элементного состава крови и волос коренных жителей Севера (чукчи, якуты, эскимосы) с разной биогеохимической средой обитания // Тяжелые металлы, радионуклиды в окружающей среде: Доклады IV Международной научно-практической конференции – Семипалатинск, 19–21 октября 2006 г. – Семей: Семипалатинский государственный педагогический институт, 2006. – Т. 2. – С. 484–496.
 11. Маймулов В.Г., Нагорный С.В., Шабров А.В. Основы системного анализа в эколого-гигиенических исследованиях. – М.: СПб ГМА им. И.И. Мечникова, 2000. – 342 с.
 12. Михальчук А.А. Статистический анализ эколого-геохимической информации: учебное пособие. – Томск: ТПУ, 2006. – 235 с.
 13. Ревич Б.А. Химические элементы в волосах человека как индикатор воздействия производственной и окружающей среды // Гигиена и санитария, 1990. – №3. – С. 55–59.9.
 14. Ревич Б.А. Микроэлементный состав биосубстратов населения некоторых промышленных городов бывшего Советского Союза // Активационный анализ в охране окружающей среды. Рабочее совещание, Дубна, 15–18 сентября 1992 г.: Доклады и сообщения. – Дубна, 1994. – С. 486–518.
 15. Онищенко Г.Г., Епифанова Т.М. Актуальные вопросы санитарно-эпидемиологического благополучия детского населения // Всероссийское совещание специалистов по гигиене детей и подростков 22–26 ноября 1993 г. – М., 1993. – С. 3–6.
 16. Протасова Н.А., Щербаков А.П., Копеев М.Г. Редкие и рассеянные элементы в почвах Центрального Черноземья. – Воронеж: Воронежский ун-т, 1992. – 164 с.
 17. Серебрянников В.В. Химия редкоземельных элементов: скандий, иттрий, лантаноиды. – Томск: Изд-во Томского ун-та, 1951. – Т.1. – 397 с.

РАДИОЛОГИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА РУДОНОСНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ХИАГДИНСКОГО РУДНОГО РАЙОНА НА ПРИМЕРЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ ДЫБРЫН (РЕСПУБЛИКА БУРЯТИЯ)

С.В. Краморенко

Томский политехнический университет, Томск, Россия, Selim-555@yandex.ru

THE USE OF SOFTWARE IN THE PREPARATION OF GEO-INFORMATION PRODUCTS AND RADIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF THE ORE-BEARING SEDIMENTS MESH MODELING HIAGDA ORE DISTRICT AS AN EXAMPLE DYBRYN DEPOSIT (BURYATIA)

S.V. Kramorenko

Abstract. Installed on the field characteristic of all hydrogenic deposits zoning in distribution coefficient of radioactivity equilibrium (K) [3]. Manifest it in stock around the rims of radium deposits external and internal radium ghosting occurring on the border of the oxidized species.

Месторождение Дыбрын расположено на территории Баунтовского района Республики Бурятия в верховьях рек Дыбрын и Джилинда на северо-западном склоне Байсыханского поднятия, в 15 км к северо-западу от Хиагдинского месторождения и является составной частью Витимского урановорудного района, в геологическом строении которого принимают участие кайнозойские континентальные отложения терригенно-базальтовой формации, перекрывающие неогеновые сероцветные конгломераты, гравелиты, пески, глины, горизонты диатомитов, погребённых почв и торфов, обогащённые природными восстановителями биогенного происхождения.

Рудоносные осадочные отложения выполняют ложе истоков Аталангинской палеодолины. Протяженность палеодолины в границах месторождения составляет 14 км, ширина 1300 м. Длина долин правых боковых притоков колеблется от 1 до 4 км, при ширине 400–600 м. На месторождении установлена одна рудная залежь сложной формы. Залежь прослежена в СВ направлении на 8660 м при средней ширине 9 м и мощности 1,9–19,9 м.

Наибольший интерес из общего круга решаемых задач представляет процесс выявления закономерностей ха-

рактера распределения уранового оруденения. Основным поисковым методом определения границ урановой минерализации является анализ изменения гамма-активности в скважинах. Гамма каротаж заключается в регистрации гамма-излучения естественных радиоактивных элементов горных пород (U, Th, K) по разрезу скважины. Поскольку большинство скважин проводится без отбора керна, геофизические исследования скважин (ГИС) являются основным, а зачастую и единственным методом получения наиболее полной информации об особенностях геологического разреза и характеристик уранового оруденения по каждой скважине.

Главной особенностью руд данного генезиса является нарушение радиоактивного равновесия в урановом ряду связано с процессами разделения миграции урана и продуктов его распада, а также с эманированием руд.

Количественно нарушение радиоактивного равновесия характеризуется коэффициентом радиоактивного равновесия $K_{рр}$ под которым понимают отношение количества данного изотопа к родоначальнику ряда распада, причём количество обоих элементов выражают в единицах равновесного с ним урана. $K_{рр}$ между ураном и радием вычис-

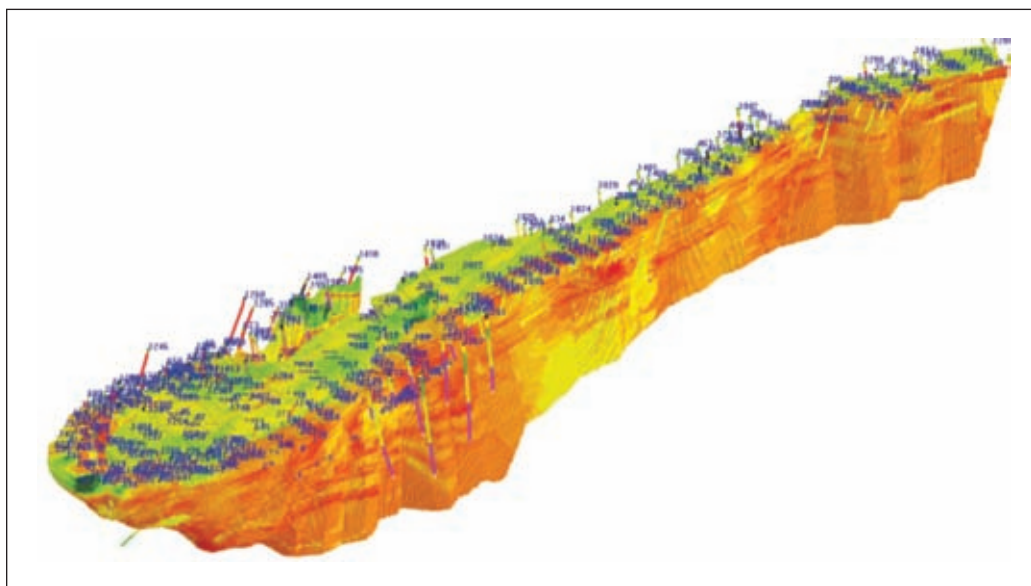


Рис. 1. Трёхмерная модель распределения K_{pp} по контуру центральной залежи месторождения Дыбрынь

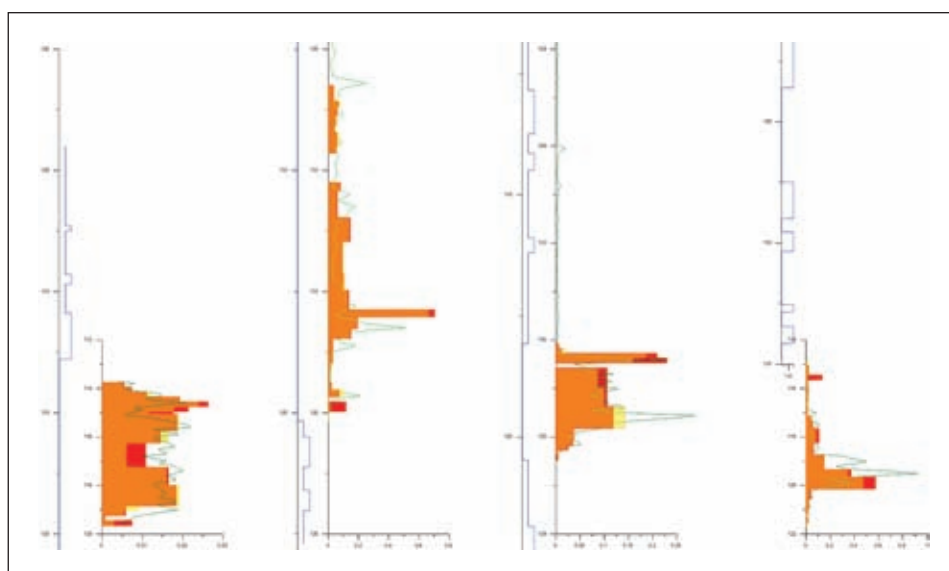


Рис. 2. Графики распределения K_{pp} по объединённым интервалам внутри рудоносной толщи

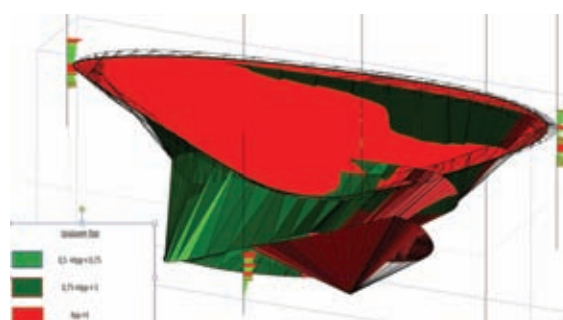


Рис. 3. 3-D модель распределения K_{pp} внутри контура разведочной линии 829

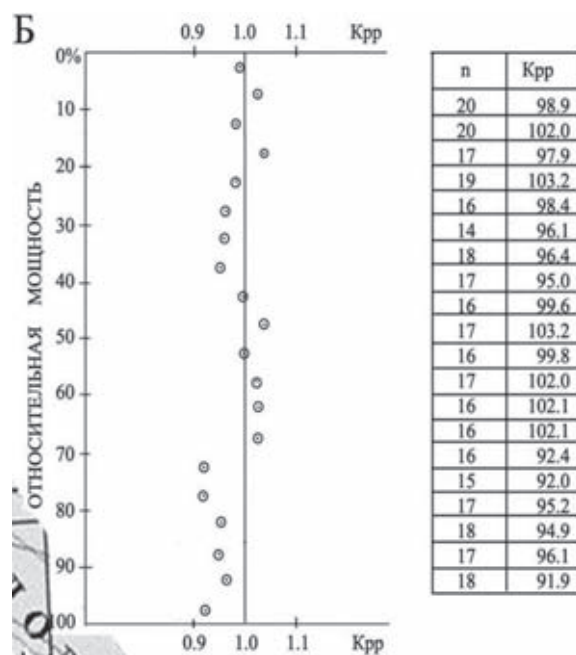


Рис. 4. Вертикальная зональность распределения K_{pp} относительно мощности залегания рудоносных отложений. Месторождения Хиагда, залежь 5

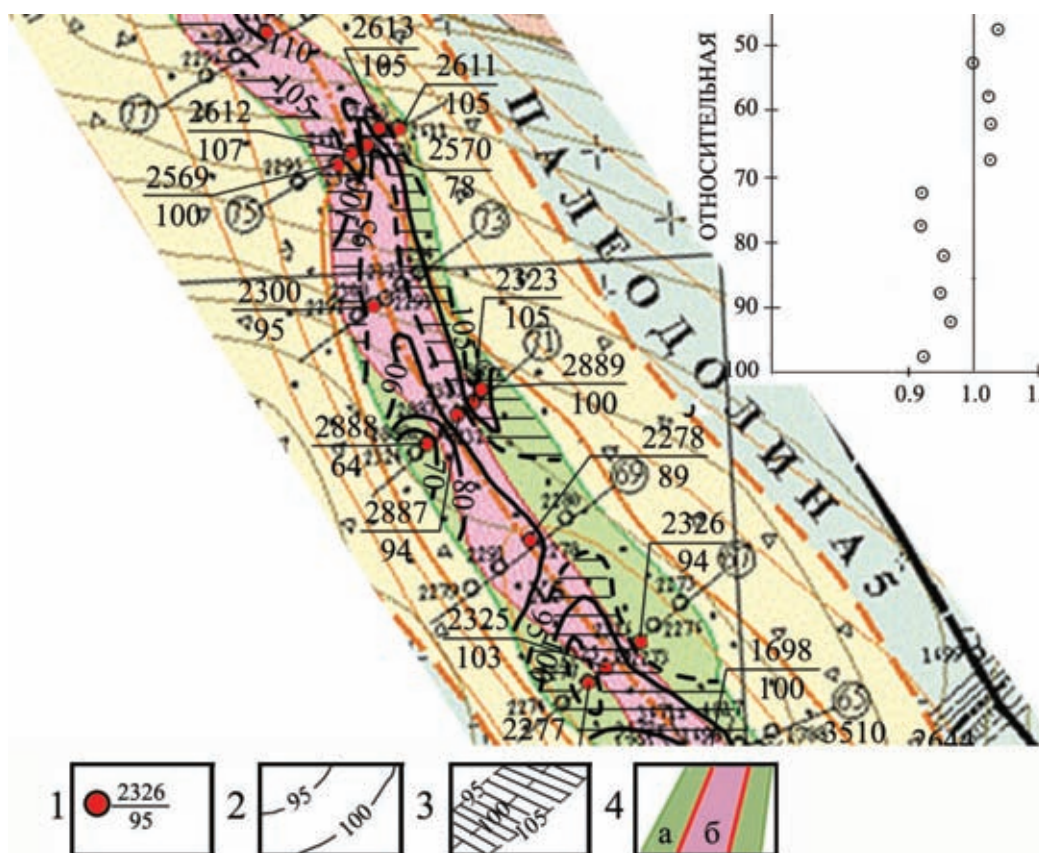


Рис. 5. Карта-схема пространственного распределения K_{pp} внутри контура оруденения согласно зональности распределения МС. ХРП, месторождение Хиагда, 5 залежь

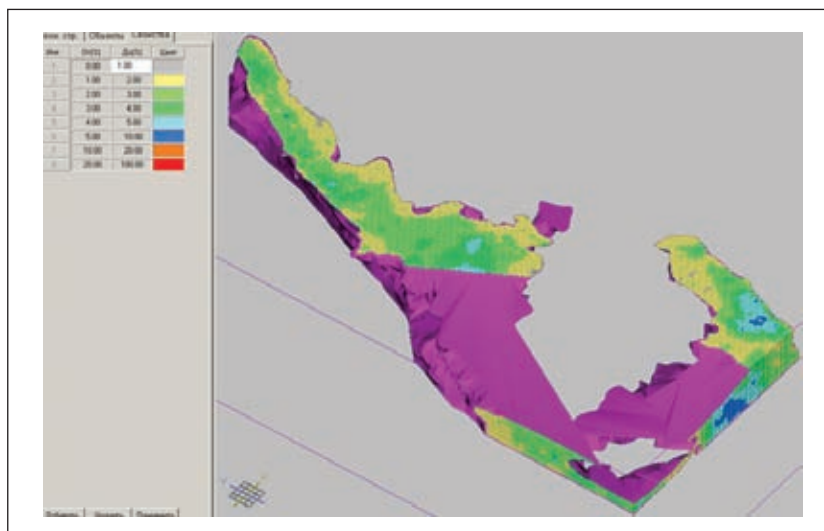


Рис. 6. Блочная модель распределения K_{pp} . Полигональный продольный разрез долины зоны закалки, на предмет выявления ЗПО (выявления ролловых тел и «мешковидных радиевых» ореолов)

тывается по формуле $K_{pp} = \frac{C(Ra)}{C(U)} \times \frac{1}{3,4 \times 10^{-7}}$, где содержания урана и радия приведены в массовых долях или в процентах.

На месторождении установлена характерная для всех гидрогенных месторождений зональность в распределении K_{pp} в крест простираения рудных тел. Проявлена она в наличии вокруг урановорудных тел внешних радиевых оторочек, а также внутренних радиевых ореолов, встречающихся на границе окисленных пород. Из этого был сделан вывод, что для учета радиевых ореолов у границ рудных интервалов при интерпретации необходимо использовать зависимости бортовой концентрации радия от средней концентрации радия в рудных интервалах.

При сохранении радиоактивного равновесия коэффициент равен единице. Если $K_{pp} < 1$, равновесие сдвинуто в сторону урана если $K_{pp} > 1$, то в сторону радия. Различают локальные и зональные нарушения радиоактивного равновесия. При локальном нарушении пространственное разобщение урана и радия невелико и сглаживается для больших объемов руды. Локальные нарушения, связаны с миграцией радия.

Зональное нарушение радиоактивного равновесия между ураном и радием наблюдается на пластово-инфильтрационных месторождениях урана связанных с региональными зонами пластового окисления (ЗПО), на рассматриваемом месторождении выклинивание данной зоны

не происходит, в силу того что кислородные воды являются безнапорными, месторождение относится к грунтово-инфильтрационным урановым месторождениям в погребённых эрозионных палеодолинах. Размеры месторождения несопоставимы с инфильтрационными месторождениями Чу-Сырасской урановорудной провинции, методику поисков и разведки на которой пытаются применить при оценке радиологических свойств руд Хиагдинского рудного поля.

Зона диффузионных радиевых ореолов в виде узких полос оторочки окаймляет рудные тела со стороны неокисленных пород, примыкая к рудным телам, как со стороны кровли, так и со стороны подошвы. На месторождении средняя мощность радиевых оторочек равна 0,2–0,5 м, содержание урана в них 0,007–0,009 %, содержание радия – 0,01–0,013 %.

Зона урановых руд характеризуется смещением радиоактивного равновесия в сторону урана. Минимальные значения коэффициента радиоактивного равновесия наблюдаются, как правило, в центральной части рудного тела. В сторону границ рудных тел K_{pp} постепенно увеличивается, часто превышая 1,0.

Зона остаточных радиевых ореолов примыкает к зоне урановых руд со стороны окисленных пород. На месторождении мощность зоны варьируется от 1,0 до 6,0 м. Содержание урана в зонах остаточных радиевых ореолов не превышает 0,003–0,005 %. Содержание радия колеблется в широких пределах, достигая 0,03 % и более.

ИСКУССТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В СИСТЕМЕ «АЛЛЮВИАЛЬНАЯ ПОЧВА – РИЗОСФЕРА ПРИБРЕЖНО-ВОДНЫХ РАСТЕНИЙ»

М.Ю. Кропачева, Ю.И. Маликов, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, marya@igm.nsc.ru

ARTIFICIAL RADIONUCLIDES IN «ALLUVIAL SOIL – RIVERSIDE PLANTS RHIZOSPHERE» SYSTEM

M.Y. Kropacheva, Yu.I. Malikov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova

Institute of Geology and Mineralogy of the SBRAS, Novosibirsk, Russia, marya@ugm.nsc.ru

Abstract. The distribution of artificial radionuclides in the granulometric fractions of soil and rhizosphere of the impact zone of KMCPP has been investigated.

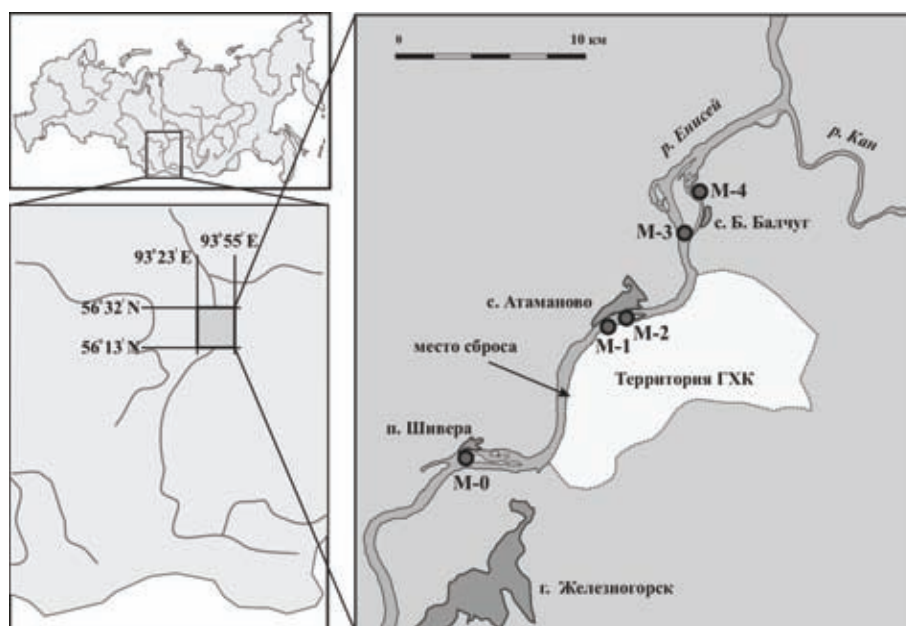
Thin (sorption on clay minerals) and coarse (sorption on humic substances and particles of undecomposed organic matter) fractions are the most enriched with artificial radionuclides. The release of radionuclides is up to 3% in fractions containing easily migrating with water flow colloids and suspensions. The isotopes outflow in solution reaches the value of 9%.

Работы по изучению геохимии техногенных радионуклидов, включая распределение их в основных компонентах биогеоценоза поймы Енисея, ведутся с 70-х годов XX века. Наиболее значительное загрязнение наблюдается в непосредственной близости от Красноярского Горнохимического комбината (ГХК), в так называемой ближней зоне его влияния (порядка 25 км ниже по течению от точки сброса охлаждающих вод реакторов), где загрязнению подвергаются все компоненты пойменного биогеоценоза [2, 4, 5, 6, 7, 11, 12, 15, 16, 17, 20]. Представленная работа направлена на изучение распределения и путей миграции депонированных в почвах техногенных радионуклидов.

Пробы почвы и ризосферы были отобраны в течение пяти полевых сезонов (2003–2007 гг.). Участки для отбора проб выбирались в сходных условиях – на островах, расположенных вблизи правого берега Енисея и испытывающих

воздействие сточных вод ГХК, которые течением отжимаются к правому берегу. Точка отбора проб выбиралась в головах островов, в зоне, затопляемой в период паводков. Схема отбора проб представлена на рисунке 1.

Гранулометрический состав почв и ризосферы определялся только на косе Атамановской и в Балчуговской протоке, как в наиболее различающихся по условиям образования аллювиальных почв точках. Пробы подвергались гранулометрическому фракционированию по стандартному методу [8, 14]. Для дезагрегирования был применен метод мокрого растирания, так как в отличие от иных методов дезагрегирования (применение перекиси водорода или кислотного-щелочного воздействия на почву) этот метод не вызывает десорбции и перераспределения радионуклидов из одних фракций на другие за счет вторичной сорбции [19]. Фракции > 0,25 мм и 0,16–0,25 мм отделялись мокрым



М-0 – фон, п. Шивера (6 км выше места сброса); М-1 – коса Атамановская (6 км ниже сброса); М-2 – о-в Атамановский (7 км ниже сброса); М-3 – о-в Березовый (15 км ниже сброса); М-4 – Балчуговская протока (18 км ниже сброса).

Рис. 1. Схема опробования ближней зоны влияния Красноярского ГХК

рассеиванием на стандартных ситах. Фракция $>0,25$ мм состояла, в основном, из минеральных частиц, а также в ней присутствовал большой процент мелких остатков неразложившейся органики. Фракции 0,001–0,01 мм и 0,01–0,16 мм отделялась отмучиванием. Фракция 0,001–0,00022 мм, представляющая собой иллы и коллоиды и взвесь (Ковриго и др., 2000), отделялась фильтрованием (фильтр МФА-МА-№5 (МФАС-ОС-1), Владипор). Фильтрат от отмучивания ($<0,00022$ мм), содержащий водорастворимые формы, упаривался до объема 100 мл. В каждой исследованной пробе присутствовали крупные остатки органики, которые были выделены в отдельную фракцию $>0,25$ мм «органика» (табл. 1). Методом рентгеноструктурного анализа (РСА) на приборе ДРОН-4 фирмы НПП «Буревестник» (Россия) и ИК-спектроскопии на приборе SPECORD 75IR фирмы «Carl Zeiss» (Германия) был определен минеральный состав как в валовых пробах почвы и ризосферы с косы Атамановской и из Балчуговской протоки, так и в гранулометрических фракциях, и получены данные процентного содержания минералов в пробах. Чувствительность метода 0,5%. Анализ на γ - и β -излучающие изотопы был проведен в лаборатории геохимии благородных и редких элементов и экогеохимии Института геологии и минералогии СО РАН (г. Новосибирск).

Распределение радиоизотопов по гранулометрическим классам проб почв и материала ризосферы на косе Атамановской и в Балчуговской протоке имеет в целом сходный характер. Средневзвешенные значения удельных активностей почвенных и ризосферных фракций хорошо соответствуют валовым значениям.

Изменение содержаний радиоцезия с увеличением размера фракции неравномерно, однако в целом имеет тенденцию к возрастанию с уменьшением размера фракции, что совпадает с данными других исследований [9, 10, 13], которые показывают, что основная доля радионуклидов в почве обычно связывается тонкими фракциями, содержащими глинистые и иллы и обогатенными вторичными минералами групп монмориллонита, каолинита и гидрослюд. Наиболее обогащены радиоцезием тонкие фракции 0,001–0,00022 мм и 0,01–0,001 мм. В почве наиболее обогащенной является фракция 0,01–0,001 мм, причем весовая доля этой фракции колеблется в пределах 8–13 масс.% (табл. 2). Удельные активности в ризосфере ниже почвенных, наибольшие значения наблюдаются во фракции 0,00022–0,001 мм. Из литературных данных [19] известно, что во фракцию $<0,01$ мм уходит до 94% фракционного запаса ^{137}Cs аллювиальных почв, что обусловлено наличием в этой фракции глинистых минералов. Резкое уменьшение происходит во фракциях 0,01–0,16 мм и 0,16–0,25 мм. В крупных фракциях происходит увеличение содержаний ^{137}Cs . Это может быть связано с тем, что в эту фракцию попадает большой процент неразложившейся органики [10]. Кроме того, фиксация в крупных фракциях возможна из-за неполной диспергацией водонепрочных мелких почвенных агрегатов, образующих при естественном осушении пойменных

почв после паводков [9]. В целом, в исследованных точках распределение радиоцезия по фракциям почвы и ризосферы весьма схожи. Процент фракции $<0,00022$ мм практически везде одинаков (1,2–1,7%), и заметно отличается только в почве Балчуговской протоки, где он повышается до 3,1%. Можно утверждать, что процент выхода радиоцезия в раствор не зависит ни от валовых удельных активностей ^{137}Cs в ней, ни от гидрологического режима. Отдельно следует рассмотреть фракцию 0,00022–0,001 мм, материал которой представляет собой иллы и коллоиды и взвесь, способные легко мигрировать с водным потоком. Процент выхода радиоцезия в эту фракцию выше в ризосфере по сравнению с выходом в почву в 5–8 раз, и заметно коррелирует с массовой долей фракции. Особый интерес представляет фракция $>0,25$ мм «органика», куда входят мелкие корни и растительные остатки. По массовой доле она самая маленькая (0,6–1,1 масс.%), но в то же время, удельные активности этой фракции могут сравниться с удельными активностями наиболее массивных фракций 0,01–0,16 мм и 0,16–0,25 мм, что не противоречит сродству ^{137}Cs к органическому веществу [13, 18].

Удельные активности ^{152}Eu , как и следовало ожидать, значительно превышают таковые для ^{154}Eu практически во всех гранулометрических фракциях. Процентное соотношение удельных активностей этих изотопов в целом совпадает для всех фракций во всех исследованных образцах. Для обоих изотопов характерно преобладание в крупных и в тонких фракциях почвы, в то время как наибольшие по массе фракции 0,16–0,25 мм и 0,01–0,16 мм содержат наименьшие удельные активности изотопов Eu (табл. 2).

Удельные активности изотопов Eu преобладают в тонких фракциях. Содержания в почвенных пробах заметно выше, чем в ризосферных. Грубая фракция $>0,25$ мм также обогащена изотопами Eu, и также наблюдается преобладание удельных активностей изотопов в почве над ризосферой. Удельные активности в этой фракции могут достигать значений, характерных для тонких фракций. Выход изотопов Eu в раствор (фракция $<0,00022$ мм) не превышает 0,16%, причем для ^{154}Eu выход в растворимую форму зафиксирован только в почве Балчуговской протоки, где он достигает 0,14%. Концентрации в илстых коллоидах и взвеси (фракция 0,00022–0,001 мм) сравнимы с удельными активностями тонких фракций. Отмечена об-

Таблица 1. Гранулометрические фракции, масс. %

	Коса Атамановская (М-1)		Балчуговская протока (М-4)	
	Почва	Ризосфера	Почва	Ризосфера
$<0,00022$ мм	3,1	1,2	1,7	0,7
0,00022–0,001 мм	0,7	0,03	0,04	0,04
0,001–0,01 мм	7,6	0,6	1,1	0,4
0,01–0,16 мм	37	28	42	20
0,16–0,25 мм	38	58	46	70
$>0,25$ мм	13	11	8,9	7,9
$>0,25$ мм «органика»	0,58	1,08	0,57	1,14

Таблица 2. Удельные активности изотопов в гранулометрических фракциях, Бк/кг

Гранулометрические фракции	Коса Атамановская				Балчуговская протока			
	Почва		Ризосфера		Почва		Ризосфера	
	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%	Бк/кг	%
¹³⁷ Cs								
< 0,00022 мм	141	0,19	23	0,16	35	0,05	78	0,19
0,00022–0,001 мм	59	0,12	8 102	0,96	1 480	0,04	2 038	0,23
0,001–0,01 мм	1394	2,4	1 163	18,4	19 556	4,8	1 453	1,3
0,01–0,16 мм	395	32	509	39	934	34	414	24
0,16–0,25 мм	250	42	433	35	1 358	47	291	60
> 0,25 мм	716	22	258	7,0	2 011	14	578	13
> 0,25 мм «органика»	418	1,3	214	0,3	417	0,4	392	1,3
Средневзвешенное	348		485		1 256		342	
¹⁵² Eu								
< 0,00022 мм	75	0,07	16	0,16	59	0,16	57	0,08
0,00022–0,001 мм	40	0,06	3 034	0,54	7 302	0,43	1 110	0,07
0,001–0,01 мм	1 705	2,1	607	14	9 894	4,7	1 542	0,08
0,01–0,16 мм	472	27	309	35	328	23	366	12
0,16–0,25 мм	226	27	284	34	595	39	229	27
> 0,25 мм	1 799	39	379	15	2 243	31	4 409	59
> 0,25 мм «органика»	2 113	4,6	399	0,8	1 202	2,1	844	1,6
Средневзвешенное	491		324		648		597	
¹⁵⁴ Eu								
< 0,00022 мм	н.о.	–	н.о.	–	10	0,14	н.о.	–
0,00022–0,001 мм	8,7	0,04	589	0,48	2 090	0,62	107	0,04
0,001–0,01 мм	516	2,2	146	16	2 629	6,4	475	1,6
0,01–0,16 мм	142	28	66	35	47	17	55	12
0,16–0,25 мм	62	25	58	32	117	39	30	24
> 0,25 мм	517	39	85	16	487	34	678	60
> 0,25 мм «органика»	664	5,0	95	0,8	422	3,8	241	3,1
Средневзвешенное	142		70		128		90	
⁶⁰ Co								
< 0,00022 мм	н.о.	–	10	0,06	н.о.	–	38	0,29
0,00022–0,001 мм	2,9	0,004	н.о.	–	86	0,03	н.о.	–
0,001–0,01 мм	368	0,4	213	3,2	877	2,5	206	0,6
0,01–0,16 мм	278	15	767	55	45	19	123	22
0,16–0,25 мм	71	8	507	38	104	40	58	37
> 0,25 мм	3 743	76	167	4,0	463	38	527	38
> 0,25 мм «органика»	323	0,7	72	0,1	67	0,7	223	2,3
Средневзвешенное	526		518		109		110	
⁹⁰ Sr								
< 0,00022 мм	307	7,4	21	3,8	17	1,0	95	8,8
0,00022–0,001 мм	40	1,5	47	0,2	212	0,3	713	3,0
0,001–0,01 мм	126	4,0	11	4,8	42	0,4	59	2,0
0,01–0,16 мм	21	31	33	68	57	85	9	1,9
0,16–0,25 мм	6	19	3	7	4	5	4	29
> 0,25 мм	54	30	13	9	24	7	31	28
> 0,25 мм «органика»	135	7,5	212	7,3	31	1,2	80	10,3
Средневзвешенное	18		18		31		8,2	

ратная корреляция удельных активностей этой фракции со средневзвешенным. Весьма значительно присутствие изотопов Eu во фракции $>0,25$ мм «органика». И на косе, и в протоке для этой фракции содержания изотопов в почве превышают таковые в ризосфере.

Распределение ^{60}Co по почвенным и ризосферным фракциям в изученных точках практически не различаются: удельные активности наиболее сконцентрированы в тонкой ($0,001$ – $0,01$ мм) и в грубой ($>0,25$ мм) фракциях (табл. 2.). Средние фракции ($0,01$ – $0,16$ мм и $0,16$ – $0,25$ мм) содержат заметно меньше ^{60}Co . Исключение составляет лишь ризосфера косы Атамановской, где картина прямо противоположна: наибольшие удельные активности содержатся в средних фракциях, тогда как грубая и тонкая фракция значительно обеднены радиокобальтом. Выход ^{60}Co в раствор ($<0,00022$ мм) отмечается только для ризосферы, где он составляет от $0,06\%$ (коса Атамановская) до $0,29\%$ (Балчуговская протока). Содержание ^{60}Co в илестых коллоидах и взвеси (фракция $0,00022$ – $0,001$ мм) обратно его содержанию в растворе, присутствие радиокобальта отмечено только в почвенных фракциях, где процент содержания колеблется от $0,004\%$ на косе до $0,03\%$ в протоке. Содержания ^{60}Co во фракции $>0,25$ мм «органика» на косе Атамановской и в Балчуговской протоке прямо противоположны. На косе наблюдается преобладание радиокобальта в почвенной фракции, в то время как в протоке ^{60}Co больше в ризосферной фракции.

Как на косе Атамановской, так и в Балчуговской протоке наименьшие удельные активности радиостронция наблюдаются в самой значительной по весу фракции $0,16$ – $0,25$ мм (табл. 2). Фракция $0,001$ – $0,01$ мм обогащена радиостронцием. На косе Атамановской различие между содержаниями в почве и ризосфере весьма заметно, в Балчуговской протоке удельные активности в этой фракции почвы и ризосферы различаются не значительно. Обогащение происходит и с увеличением размера фракции. Так, во фракции $>0,25$ мм наблюдается увеличение удельных активностей радиостронция по сравнению с фракцией $0,16$ – $0,25$ мм в 3–9 раз. Особенно обогащенной оказалась фракция $>0,25$ мм «органика». Удельные активности в растворе ($<0,00022$ мм) так же весьма разнятся в почве

и в ризосфере. Выход в раствор в ризосфере из Балчуговской протоки достигает $8,8\%$, в почве из протоки процент выхода невелик – всего 1% . На косе Атамановской выход радиостронция составляет $7,3\%$ в почве и $3,8\%$ в ризосфере. Удельные активности в илестых коллоидах и взвеси (фракция $0,00022$ – $0,001$ мм) на косе Атамановской практически одинаковы для почвы и для ризосферы, но процент выхода заметно разнится – $1,5\%$ и $0,2\%$ соответственно. Гораздо более значительны удельные активности в этой фракции в Балчуговской протоке, однако в почве Балчуговской протоки процент выхода в эту фракцию весьма мал – $0,3\%$, в то время как из ризосферы выносятся 3% радиостронция.

Таким образом, наиболее обогащенными изученными изотопами оказываются как тонкие ($0,001$ – $0,01$ мм), так и грубые ($>0,25$ мм, $>0,25$ мм «органика») фракции. Причиной обогащения тонких фракций является не только резкое увеличение площади сорбционной поверхности с уменьшением размера фракции [3, 10, 12, 19], но и увеличение процента глинистых минералов в этих фракциях [9, 13]. В тонкой фракции $0,001$ – $0,01$ мм на глинистые минералы приходится до 50% от валового состава пробы, а в Балчуговской протоке доля глинистых минералов превышает 50% . В более грубых фракциях доля снижается до 30% . Глинистые минералы представлены слюдой, Fe-Mg хлоритом, смектитом, иллит-смектитом и иногда каолинитом. Между содержаниями смектита, иллит-смектита и каолинита в гранулометрических фракциях и удельными активностями фракций четко прослеживается корреляция, показывающая, что наибольшие содержания радионуклидов совпадают с наибольшими содержаниями этих глинистых минералов в гранулометрических фракциях. Обогащение грубых фракций, скорее всего, обусловлено высоким процентным содержанием в них органического вещества, и, следовательно, сорбированием изотопов гумусом [1, 10]. Кроме того, фиксация в крупных фракциях возможна из-за неполной диспергации водопрочных мелких почвенных агрегатов, образующихся при естественном осушении пойменных почв после паводков [9].

Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ №№ 12-05-31083 и 12-05-31087.

Литература

1. Beneš, P., Štamberg, K., Vopálka, D., Šíroký, L., Procházková, Š. Kinetics of radioeuropium sorption on Gorleben sand from aqueous solutions and ground water // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 2003. – Vol.256(3). – P.465–472.
2. Bolsunovsky A., Zotina T., Bondareva L. Accumulation and release of ^{241}Am by a macrophyte of the Yenisei River (*Elodea canadensis*) // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2005. – Vol.82. – P.33–46.
3. He Q., Walling D.E. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments // *Journal of Environmental Radioactivity*, 1996. – Vol.30(2). – P.117–137.
4. Linnik V.G., Brown J.E., Dowdall M., Potapov V.N., Nosov A.V., Surkov V.V., Sokolov A.V., Wright S.M., Borghuis S. Patterns and inventories of radioactive contamination of island sites of the Yenisey River, Russia // *Journal of Environmental Radioactivity*, 2006. – Vol.87. – P.188–208.
5. Болсуновский А.Я., Атурова В.П., Бургер М., Шмид Э., Астнер М., Брюннер Б., Дегерменджи А.Г., Коваленко В.В., Куркатов С.В. Радиоактивное загрязнение территории населенных пунктов Красноярского края в регионе размещения горно-химического комбината // *Радиохимия*, 1999. – Т.41. – №6. – С.563–568.
6. Болсуновский А.Я., Ермаков А.И., Бургер М., Дегерменджи А.Г., Соболев А.И. Накопление техногенных радионуклидов водными растениями р.Енисей в зоне влияния Горно-химического комбината. // *Радиационная биология. Радиоэкология*, 2002. – Т.42. – №2. – С.194–199.
7. 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.

8. Ковриго В.П., Кауричев И.С., Бурлакова Л.М. Почвоведение с основами геологии. – М.: Колос, 2000. – 416 с.
9. Коробова Е.В., Чижилова Н.П., Линник В.Г. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям в профиле аллювиальных почв поймы р. Ипуть в ее притока р. Булдынка (Брянская область) // Почвоведение, 2007. – №4. – С.404–417.
10. Круглов С.В., Васильева Н.А., Куринов А.Д., Алексахин Р.М. Распределение радионуклидов черномыльских выпадений по фракциям гранулометрического состава дерново-подзолистых почв // Почвоведение, 1995. – №5. – С.551–557.
11. Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н. Оценка современной динамики осадкообразования в пойме реки Енисей на основе ландшафтно-гидрологического, литологического и радиометрического анализов (на примере острова Черемухов) // Геоморфология, 2005. – №3. – С.42–51.
12. Линник В.Г., Сурков В.В., Потапов В.Н., Волосов А.Г., Коробова Е.М., Боргуис А., Браун Дж. Литолого-геоморфологические особенности распределения радионуклидов в пойменных ландшафтах р. Енисей // Геология и геофизика, 2004. – Т.45. – №10. – С.1220–1234.
13. Моисеев А.А., Рамзаев П.В. Цезий-137 в биосфере. – М.: Атомиздат, 1975. – 184 с.
14. Новиков В.А. Гранулометрическое разделение материала коры выветривания. – В кн.: Кора выветривания. М.: Изд. АН СССР, 1952. – Вып.1. – С.193–211.
15. Носов А.В. Исследование механизмов миграции радиоактивных веществ в пойме Енисея // Метеорология и гидрология, 1997. – № 2. – С.84–91.
16. 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. – №2. – С.144–150.
17. 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.
18. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. – М.: Атомиздат, 1974. – 216 с.
19. Попов В.Е. Эффект концентрирования ^{137}Cs органо-минеральными частицами крупнозернистых гранулометрических фракций песчаных почв, загрязненных в результате аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение, 2006. – №3. – С.344–351.
20. 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.

БИОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ ПОПУЛЯЦИЙ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ НА ТЕХНОГЕННО ЗАГРЯЗНЕННЫХ ТЕРРИТОРИЯХ

А.Г. Кудяшева, О.В. Ермакова, О.Г. Шевченко, Л.А. Башлыкова, О.В. Раскоша
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Россия, Сыктывкар, kud@ib.komisc.ru

BIOLOGICAL EFFECTS ON POPULATIONS OF RODENTS IN TECHNOGENIC CONTAMINATED TERRITORIES

A.G. Kudyasheva, O.V. Ermakova, O.G. Shevchenko, L.A. Bashlykova, O.V. Raskocha
Institute of Biology of Komi Scientific Center of Ural Branch of RAS, Russia, Syktyvkar

Abstract. The paper presents the results of the population investigations of the small rodent – root vole (*Microtus oeconomus* Pall.), living for a long time under the high level of the natural radioactivity in the Komi Republic. The significant changes were found for population characteristics, morphophysiological, morphological, cytogenetical, biochemical and biophysical parameters in different tissues of animals, inhabiting the radioactive places. The obtained data indicate the process, forming new subpopulations of rodents within the investigated areas.

Обобщены результаты исследований популяции мелких грызунов – полевки-экономки (*Microtus oeconomus* Pall.), обитающей длительное время в условиях повышенного уровня естественной радиоактивности в Республике Коми. Результаты показали существенные изменения популяционных характеристик, морфофизиологических, морфологических, цитогенетических, биохимических и биофизических параметров в разных тканях у животных, обитающих на радиоактивных участках. Полученные данные свидетельствуют о формировании на данных территориях качественно новых субпопуляций мышевидных грызунов.

Вопросы оценки возможного экологического ущерба для популяций животных на техногенно загрязненных территориях, образованных в результате добычи тяжелых естественных радионуклидов (район бывшего радиового производства, Республика Коми) имеют значительный

интерес в плане прогнозирования биологических последствий для животных и человека, связанных с выбросом в окружающую среду радионуклидов. С этих позиций особенно важна и актуальна проблема прогнозирования ранних и отдаленных последствий для популяций животных, их решение возможно только при условии проведения комплексных исследований. Однако выполнение таких работ связано со сложностью анализа и интерпретации полученных данных, поскольку в природной среде организмы существуют в условиях постоянного действия множества биотических и абиотических факторов, которые способны оказывать модифицирующее действие на состояние популяций животных. Выбор мышевидных грызунов как основного объекта радиозоологических исследований обусловлен тем, что они, находясь в тесном контакте с почвой, оказались в сфере наиболее интенсивного внешнего и внутреннего облучения ионизирующей радиацией, а также

действия других химических токсикантов. Именно в связи с этим мышевидные грызуны являются одним из наиболее удобных тест-объектов наземных животных для радиоэкологического мониторинга и во многом соответствуют представлениям о надежных биоиндикаторах, что важно при объективной оценке состояния организма мелких млекопитающих, попавших в зону радиоактивного загрязнения [8, 9].

Цель работы заключалась в оценке состояния популяций мышевидных грызунов при длительном пребывании их в условиях повышенного уровня радиоактивности (стационар в Республике Коми), на основании комплексного анализа популяционных, морфофизиологических, гистоморфологических, цитогенетических, биохимических и биофизических характеристик тканей животных.

В средне-таежной подзоне Республики Коми исследования проводили с 1981 по 2012 гг. на наиболее распространенном виде – полевке-экономке на трех участках (радиевом, урано-радиевом и контрольном). Повышенное многокомпонентное содержание радиоэлементов в почвах радиевого участка возникло в результате разлива по территории участка пластовых радиевых вод сложного химического и радиохимического состава. На радиевом стационаре мощность γ -излучения в настоящее время превышает фоновые значения в 10–300 раз ($0,5\text{--}12,5\text{ мкГр/ч}$). Урано-радиевый стационар образовался на месте складирования отходов урановой промышленности. Твердые отходы содержали не только уран и радий ($U - 2\text{--}6 \times 10^{2-4}\text{ г/г}$, $Ra - 3,6 \times 10^{-9}\text{ г/г}$), но и другие химические элементы от содовой переработки урановой руды – (Fe, Al, Ba, Pb, Ca, Si, Mg) и кислотные остатки серной кислоты. Главным отличием данного участка является повышенное в 80–100 раз содержание урана в почве по сравнению с контролем и мощность экспозиционной дозы на участке колеблется в пределах от 2 до 60 мкГр/ч. Подробная радиационная обстановка на исследуемых территориях приведена [1, 6, 9]. В качестве контроля были использованы животные, отловленные на участках с нормальным γ -фоном в Ухтинском районе Республики Коми. Проанализированы показатели разных тканей и органов от более 1 200 полевок-экономок, отловленных на стационарных участках. В анализе использовали экологические, морфофизиологические, генетические, цитогенетические, гистоморфологические, биохимические, биофизические показатели с применением статистических методов [1, 9, 14].

Динамика численности животных является важным показателем экологического мониторинга не только в прикладном, но и в теоретическом плане. Колебание численности серых полевок происходит, как правило, с определенной периодичностью – пики численности наблюдаются с интервалом три-четыре года [5, 16]. При сравнении численности полевок, начиная с 1980-х годов с данными 1960-х годов и в современный период, следует отметить, что на радиевом участке численность полевок в фазу пика выше, чем на контрольном участке. На урано-радиевом участке численность полевок длительное время находится на низком уровне как в 1960–1965 гг., так и в 1993–1997 гг., особенно это выражено в 2002–2008 гг. Пики численности

наблюдаются значительно реже, чем на других участках [6]. Через 40–50 лет после радиоактивного загрязнения, отмечается нарушение закономерного хода популяционного цикла полевок на радиоактивных участках. На радиевом участке обнаружен четырехлетний период высокой численности (2004–2007 гг.), на урано-радиевом – длительные периоды низкой численности отмечены в 1993–1997 гг. и в 2002–2008 гг. На радиоактивных участках вместо четырехлетнего цикла, с четким разделением популяционного цикла на фазы подъема, пика, спада и депрессии численности, наблюдали удлинение популяционного цикла до пяти-семи лет. На радиевом участке удлинение цикла происходит в результате сохранения высокой численности в течение нескольких лет. На урано-радиевом участке, для которого характерно не только радиоактивное, но и химическое загрязнение, удлинение популяционного цикла обусловлено депрессией численности полевок, что свидетельствует о замедлении хода «популяционных часов» [13].

Многочисленные данные литературы свидетельствуют о влиянии демографических, морфофизиологических, биохимических, цитогенетических характеристик органов и тканей на внутривидовые процессы грызунов, обитающих как на относительно чистых территориях, так и в районах подверженным антропогенному воздействию (радиоактивному загрязнению, в частности) [10, 15]. Обнаружены существенные изменения индексов печени и селезенки у зверьков, отловленных на радиевом и урано-радиевом участках, в зависимости от фазы популяционного цикла по сравнению с полемками контрольного стационара [9]. Эти данные согласуются с результатами наших работ, полученными на животных из зоны отчуждения Чернобыльской АЭС [20] и с результатами работ, полученными еще в 1970-е годы [12]. При этом увеличивается вариабельность половозрастной структуры популяций, повышается эмбриональная и постнатальная смертность. Заметим, что компенсация эмбриональных потерь и поддержание численности грызунов изучаемых популяций происходит за счет стимуляции полового созревания и процесса размножения зверьков, отловленных на радиоактивных участках. Наряду с увеличением интенсивности размножения, у этих животных проявляются признаки преждевременного старения и тенденция к сокращению продолжительности жизни. В условиях вивария у зверьков, отловленных на радиевом участке, обнаружена высокая эмбриональная и постэмбриональная смертность [2, 3].

Информативным методом оценки повреждающего действия ионизирующего излучения является изучение цитогенетических эффектов в половых и соматических клетках. Результаты микроядерного теста клеток костного мозга и частоты аномальных головок спермиев животных, обитающих в условиях повышенной радиоактивности, показывают, что уровень цитогенетических повреждений как в половых, так и в соматических клетках достоверно выше, чем в контроле. На радиоактивных участках обнаружены животные с хромосомными несимметричными транслокациями типа дицентриков и колец, являющимися маркерами радиационного поражения хромосом. Последние особенно многочисленны у зверьков с урано-радиевого участка. Уро-

вень хроматидных aberrаций у полевок с радиоактивных участков значительно выше, чем у животных контрольного участка. Частота анеуплоидных клеток также достоверно превышает таковую для контрольной популяции [9].

Данные гистоморфологического и морфометрического исследования параметров щитовидной железы, надпочечников и яичников у животных, отловленных на участках с повышенным фоном радиоактивности, свидетельствуют о высокой чувствительности эндокринных структур к действию радиации в малых дозах в условиях естественной среды обитания животных. У полевок, обитающих на загрязненных радионуклидами территориях, хроническое воздействие ионизирующего излучения вызывает неспецифическую реакцию со стороны коры надпочечников, характерную для фазы активации общего адаптационного синдрома (увеличение объема коры надпочечника и пучковой зоны, гипертрофию ядерного аппарата железистых клеток, подъем уровня кортикостерона). Реакции органов эндокринной системы у полевок в условиях радиоактивного загрязнения проявляются в перестройках на основных уровнях структурной организации – клеточном, тканевом, органном. Наблюдаемые вариации морфометрических параметров отражают закономерные изменения их функциональной активности в физиологических пределах, направлены на поддержание гомеостаза в измененных условиях и носят, как правило, компенсаторно-приспособительный характер [4].

Морфологические исследования органов эндокринной системы тесно связаны с функциональными изменениями в органах и тканях животных, характеризующие клеточные системы регуляции энергетического обмена и перекисного окисления липидов (ПОЛ), к которым следует отнести изучение состава фосфолипидов, интенсивности процессов ПОЛ, активности ферментов антиоксидантной защиты и ферментов цикла Кребса и гликолиза. Многолетние

исследования показали сходство хронического действия радиации низкой интенсивности в природной среде у полевок, обитающих длительное время в условиях повышенного γ -фона по сравнению с действием острого облучения, которое выражается в следующем: обеднении липидов антиоксидантами, значительных колебаниях в содержании основных и минорных фракций фосфолипидов, доли фосфолипидов в составе общих липидов в органах, соотношениях суммарных показателей легко- и трудноокисляемых фракций фосфолипидов, в соотношениях основных фракций фосфолипидов, изменение интенсивности ПОЛ в зависимости от радиочувствительности органа и характера радиоактивного загрязнения участка [9, 17, 18]. Наряду с наблюдаемыми перестройками состава фосфолипидов различных тканей, активацией отдельных звеньев ПОЛ, угнетением активности ферментов антиоксидантной защиты и энергетического обмена, представляющих, в большинстве случаев, клеточные адаптивные реакции, при действии техногенного загрязнения среды, в органах и тканях мышевидных грызунов отмечены повреждающие эффекты. К ним следует отнести такие, как высокое относительное содержание лизофосфатидилхолина в составе фосфолипидов, приводящее к нарушению структуры и функции клеточных мембран, длительно сохраняющиеся нарушения процессов дегидрирования и активности ферментов антиоксидантной защиты, разнонаправленный характер изменений активности каталазы, пероксидазы, супероксиддисмутазы, изменение масштаба и характера взаимосвязей между показателями не только системы физико-химической регуляции процессов ПОЛ [17–19], но и между тесно скоординированными в норме активностями ферментов энергетического обмена или морфофизиологическими индикаторами. Совокупность полученных данных на основе комплексного анализа всех используемых показателей свидетельствует о формировании на радио-



Рис. 1. Изменение качества популяций диких грызунов при длительном обитании на территориях с техногенным радиоактивным загрязнением

активно загрязненных участках субпопуляций грызунов, качественно отличных от животных, обитающих на территориях с нормальным радиационным фоном (рис. 1).

Существенные изменения показателей состояния организма животных на участках с повышенным радиационным фоном являются следствием увеличения неспецифической реакции организма, изменения индивидуальной чувствительности животных, как к радиационному, так и к другим стрессовым воздействиям, что было показано нами в экспериментах на полевках и лабораторных животных с дополнительными воздействиями физической и химической природы [7, 11, 14]. Таким образом, представленные данные позволяют сделать вывод, что за исследуемый период произошли качественные изменения популяций мышевидных грызунов, обитающих в условиях повышенного радиационного фона, которые показали нестабильность популяций животных в условиях радиоактивного загрязнения. В результате увеличения мутационной изменчивости организма и перехода клеточных систем регуляции на новый уровень функционирования процесс адаптации к хроническому радиационному воздействию в естественных условиях обитания диких грызунов направлен на выживание популяций и поддержание гомеостаза в изменившихся радиологических условиях.

Работа частично поддержана грантом по Программе Президиума РАН «Молекулярно-клеточная биология» П12-П-4-1021.

Литература

1. Башлыкова Л.А. Демографические процессы в хронически облучаемой популяции мышевидных грызунов / Матер. IX Всерос. (с межд. участием) научно-практ. конф. «Тобольск научный – 2012». (Тобольск, Россия, 9–10 ноября, 2012). – Тюмень: АОА «Тюменский изд. дом», 2012. – С. 18–23.
2. Башлыкова Л.А. Эколого-генетические процессы в популяциях мышевидных грызунов, обитающих в условиях радиоактивных загрязнений // Автореф. дис. канд. биол. наук. Сыктывкар, 2000. – 22 с.
3. Башлыкова Л.А., Ермакова О.В., Зайнуллин В.Г. Эмбриональная смертность полевки-экономки как показатель влияния малых доз естественной радиоактивности на генетические процессы в популяциях // Радиобиология, 1987. – Т. 26. – Вып. 1. – С. 126–128.
4. Ермакова О.В. Сравнительный морфологический анализ периферических эндокринных желез мелких млекопитающих из районов с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения и подвергнутых хроническому облучению в лабораторных экспериментах // Радиационная биология. Радиоэкология, 2010. – Т. 50. – № 4. – С. 391–397.
5. Ивантер Э.В. Популяционная экология мелких млекопитающих таежного Северо-Запада СССР. – Л.: Наука, 1975. – 244 с.
6. Кудяшева А.Г. Динамика численности популяций полевки-экономки и накопления животными естественных радионуклидов на территории с повышенным уровнем радиоактивного загрязнения // Радиационная биология. Радиоэкология, 2009. – Т. 49. – № 2. – С. 172–178.
7. Кудяшева А.Г., Таскаев А.И. Адаптивные реакции процессов дегидрирования у полевки-экономки при дополнительных воздействиях физической природы // Радиационная биология. Радиоэкология, 2011. – Т. 51. – № 5. – С. 540–548.
8. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г., Таскаев А.И. Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов. – СПб.: Наука, 1997. – 156 с.
9. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г. и др. Биологические эффекты радиоактивного загрязнения в популяциях мышевидных грызунов. – Екатеринбург: УрО РАН, 2004. – 214 с.
10. Лукьянова Л.Е., Лукьянов О.А. Реакция сообществ и популяций мелких млекопитающих на техногенные воздействия. I. Сообщества // Успехи современной биологии, 1998. – Т. 118. – Вып. 5. – С. 613–622.
11. Маленченко А.Ф., Сушко С.Н., Савин А.О. и др. Оценка спонтанного и химически индуцированного мутагенеза у мышевидных грызунов, находившихся в условиях техногенно- и природно повышенного радиационного фона // Вопросы радиационной безопасности, 2011. – № 3(63). – С. 20–26.
12. Маслова К.И., Материй Л.Д., Груздев В.И. Изменчивость относительного веса некоторых органов и гематологических показателей у полевок-экономок, обитающих в различных радиологических условиях // Вопросы радиологической наземных биогеоценозов. – Сыктывкар, 1974. – С. 120–135.
13. Междерин В.А., Емельянов И.Г., Михалевич О.А. // Комплексные подходы в изучении популяций мелких млекопитающих. Отв. ред. Большаков В.Н., АН УССР. – Киев: Наукова думка, 1991. – 204 с.
14. Павлов А.В., Гансбургский М.А., Гансбургский А.Н. и др. Использование микроядерного теста для выявления генотоксических повреждений щитовидной // Бюл. эксперим. биол. и медицины, 2006. – Т. 141. – № 1. – С. 99–102.
15. Пястолова О.А., Некрасова Л.С., Вершинин В.Л. и др. Принципы зоологического контроля природной среды // Проблемы экологического мониторинга и моделирования экосистем. Т. XII, Л-д. – Гидрометеоиздат, 1989. – С. 220–234.
16. Чернявский Ф.Б., Ткачев А.В. Популяционные циклы леммингов в Арктике: Экологические и эндокринные аспекты. Под ред. В.Н. Большакова. – М.: Наука, 1982. – 164 с.
17. Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н. Состав фосфолипидов эритроцитов крови полевок-экономок *Microtus oeconomus*, обитающих в разных радиологических условиях // Журн. эволюционной биохимии и физиологии, 2010. – № 1. – С. 37–44.
18. Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г. Состав фосфолипидов в тканях полевок-экономок *Microtus oeconomus*, обитающих на территориях с повышенным радиационным фоном // Журн. эволюц. биохимии и физиологии, 2006. – Т. 42. – С. 218–224.
19. Шевченко О.Г., Шуктомова И.И., Шишкина Л.Н. Характеристики липидов эритроцитов крови полевок-экономок (*Microtus oeconomus* Pall.), обитающих в районах с повышенной естественной радиоактивностью // Радиационная биология. Радиоэкология, 2011. – Т. 51. – № 5. – С. 624–632.
20. Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г. и др. Участие процессов перекисного окисления липидов в механизме адаптации мышевидных грызунов к радиоактивному загрязнению зоны Чернобыльской АЭС // Радиационная биология. Радиоэкология, 2011. – Т. 51. – № 1. – С. 185–200.

ВОДНАЯ МИГРАЦИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ИЗ ЗОЛОТВАЛОВ ТЭЦ-9 (ИРКУТСКАЯ ОБЛАСТЬ)

П.В. Кузнецов¹, В.И. Гребенщикова²

¹Центр по проблемам продуктивности и экологии лесов РАН, Москва, Россия, petr-kp@mail.ru

²ФГБУН Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, г. Иркутск, Россия

WATER MIGRATION OF RADIOACTIVE ELEMENTS FROM ASH DUMPS OF HEAT POWER PLANT-9 IN IRKUTSK REGION

P.V. Kuznetsov¹, V.I. Grebenshikova²

¹Center for productivity and ecology of woods RAS, Moscow, Russia, petr-kp@mail.ru

²Vinogradov Institute of Geochemistry SB RAS, Irkutsk, Russia

Abstract. Leaching of radioactive elements from the ash dumps of HPP and their further migration largely contributes to the increase of their abundance in waters and bottom sediments of the adjacent territories. In the draining runoff migration proceeds (1) within technogenous suspension containing radioactive elements, and (2) in the dissolved form. Uranium is featured as a migration-capable element. Its larger amount, against thorium, migrates as dissolved matter, which might represent the environmental danger for aqueous ecosystems of the neighboring territories.

В процессе функционирования предприятий энергетики, использующих сжигание углей для производства тепла и электроэнергии, накапливается значительное количество отходов, служащих источником поступления химических элементов в окружающую среду, в том числе и радиоактивных. Одним из путей их поступления в природные воды является выщелачивание из золоотвалов и последующая водная миграция в составе взвесей и растворов. В результате седиментации взвешенных в воде частиц происходит их накопление в донных отложениях. Вопросы, связанные с выщелачиванием радиоактивных элементов и поступлением их в окружающую среду, являются актуальными.

Целью исследований было изучение воздействия золоотвала ТЭЦ-9 в г. Ангарске на прилегающие водные объекты и возможность миграции радиоактивных элементов с дренажными водами.

Объектом исследования служили поверхностные воды и донные отложения на территории влияния золоотвала ТЭЦ-9, расположенного в 3 км к югу от г. Ангарска (рис. 1). Воды из золоотвала удаляются через дренажный сток, направленный в сторону р. Ангары, в которую происходит его разгрузка. Расположенное с северо-востока от золоотвала и ниже по рельефу озеро здесь выполняет барьерную роль, куда также происходит поступление вод из золоотвала и с прилегающей территории. Ранее проведенные исследования Институтом геохимии СО РАН показали загрязненность почв территории влияния золоотвала радиоактивными элементами [6], что дополнило результаты исследований радиационной обстановки территории, проведенные в 2001 г. сотрудниками ПГО «Сосновгеология».

Для изучения водной миграции радиоактивных элементов были отобраны пробы воды и донных отложений с различных участков дренажной канавы, технологических каналов и прилегающего к золоотвалу озера. Анализ проб выполняли в аналитическом секторе Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН. В воде уран и торий определялись методом масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой, а в донных отложениях – методом рентгенофлуоресцентного анализа (РФА).

Результаты и обсуждение. Результаты определения урана и тория показали высокую вариабельность их содержаний (табл. 1). Следует отметить, что полученные количественные оценки хорошо согласуются с результатами опробования, проведенного Л.Г. Коршуновым и В.И. Медведевым в 2001 г. на территории влияния золоотвала. Уран и торий в пробах они определяли методом гамма-спектрометрии. Согласованность собственных данных и данных, полученных коллегами из ПГО «Сосновгеология», свидетельствует, с одной стороны – о правильности результатов определения, а с другой – о возможности применения метода РФА в подобных исследованиях. В пространственном распределении урана и тория наблюдается зависимость содержаний элементов от места отбора проб.

Донные отложения. Наибольшие значения содержаний урана и тория фиксируются в донных отложениях верхней части дренажной канавы (табл. 1). В средней ее части их содержания незначительно снижаются, а в нижней части уже соответствуют околоченовым значениям. Данный характер пространственного распределения, очевидно, свидетельствует о зависимости содержаний тория и урана в донных отложениях от количества присутствующих в них

Таблица 1. Содержание урана и тория в донных отложениях водных объектов зоны влияния ТЭЦ-9, мг/кг

Пункт опробования	Th	U	Th/U
Дренажная канава (верхнее течение)	29	10,6	2,7
Дренажная канава (среднее течение)	26	10,0	2,5
Дренажная канава (нижнее течение)	8,2	2,0	4,1
Озеро	5,8	<1	>6
Большой канал	7,2	1,6	4,6
Теплый канал	8,9	2,0	4,5
Обводной канал*	26,2	13,4	2,0
Региональный фон [4]	6,84	1,30	5,3

Примечание: * – Авторы выражают глубокую благодарность В.И. Медведеву за любезно предоставленные данные.

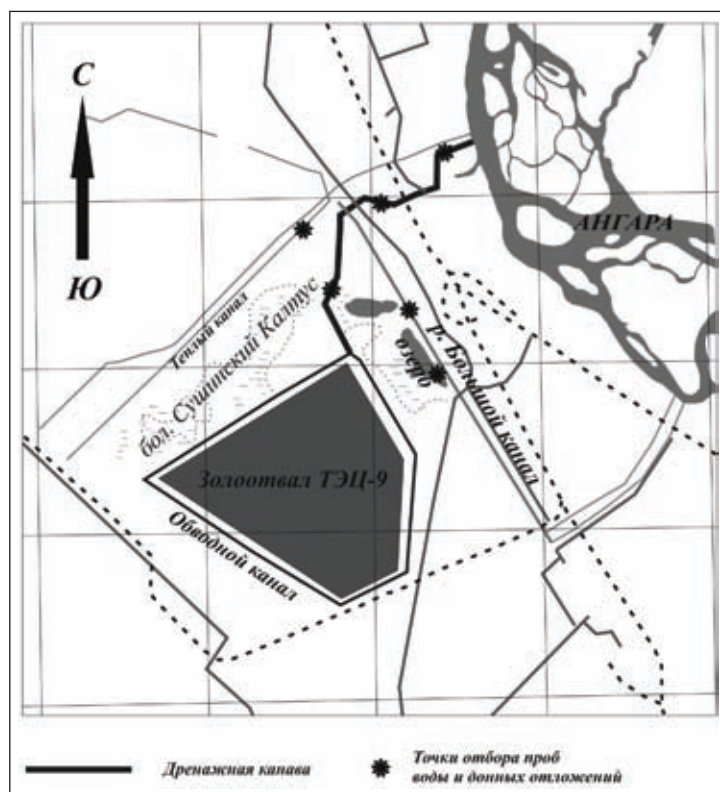


Рис. 1. Схема расположения объектов исследования и точки отбора проб

золошлаковых отходов, мигрирующих с водным потоком в виде взвесей. На присутствие частиц техногенной природы в составе донных отложений также указывает и Th/U отношение, значение которого составляет в среднем 2,6. При этом большая часть взвеси осаждается, не достигая места разгрузки. Это подтверждается близкими к фоновым содержаниями урана и тория в донных отложениях нижней части дренажной канавы. Осаждению техногенных взвесей способствует более медленное течение на этом участке дренажной канавы, благодаря более пологому уклону.

Определение содержаний радиоактивных элементов в донных осадках технологических каналов и прилегающего к золотоотвалу ТЭЦ озера, показало значения их содержаний, близкие к фоновым. Это связано с отсутствием прямой связи этих водных объектов с золотоотвалом ТЭЦ и соответственно миграции техногенных взвесей. Значения Th/U отношения в донных осадках здесь варьирует от 4,5 и более. В прилегающем к золотоотвалу озере, возможно, происходит даже вымывание урана из донных осадков.

Таким образом, результаты исследованием показывают, что источником повышенных содержаний радиоактивных элементов в донных отложениях дренажной канавы служит миграция и седиментация техногенных взвесей, что обуславливает их загрязнение. Крупные фракции взвесей, очевидно, осаждаются, не достигая места разгрузки в р. Ангару. В других водных объектах, напрямую не связанных с золотоотвалом ТЭЦ, данный вид миграции с золотоотвала не реализуется.

Вода. Химический состав воды отражает поступление в

нее химических элементов из природных и техногенных источников в процессе водопользования. Для технических целей предприятиями г. Ангарска используется вода, забранная из р. Ангары, характеризующейся низкой минерализацией и содержаниями химических элементов, включая радиоактивные (табл. 2). Влияние золоотвала ТЭЦ на формирование химического состава вод дренажной канавы и прилегающих к золоотвалу водных объектов заключается в повышении значений pH, увеличении общей минерализации, увеличении содержаний кальция, сульфат-иона, гидрокарбонат-иона (воды из гидрокарбонатных магниевых-кальциевых становятся сульфатно-гидрокарбонатными магниевых-кальциевыми), а также других элементов, присутствующих в повышенных содержаниях в золе углей [5].

Анализируя полученные данные (табл. 2), выявляются закономерности пространственного распределения радиоактивных элементов в воде, которые отличаются от таковых для донных отложений. Наибольшие содержания урана фиксируются в водах дренажной канавы, причем снижение его содержаний в ее нижней части может быть связано с сорбцией некоторой его части донными осадками. Содержания тория превышают в 4–6 раз фоновые значения, но при этом они незначительно варьируют в разных опробованных водных объектах. Как и для урана, наиболее высокие его содержания также отмечаются в водах дренажной канавы. Различия в поведении урана и тория в воде обусловлены различиями их геохимических свойств.

Миграционная способность урана в окислительной обстановке со слабощелочной реакцией среды (которая отмечена в водах дренажной канавы) обусловлена доминированием в растворе частиц U(VI) в составе карбонатных комплексов $UO_2(CO_3)_2^{2-}$, карбонаты же повышают миграционную способность урана [3].

Для оценки миграционной способности радиоактивных элементов в водах дренажной канавы по формуле А.И.

Таблица 2. Содержания урана и тория в поверхностных водах объектов зоны влияния ТЭЦ-9, мг/дм³

Пункт опробования	Th	U	Минерализация, г/дм ³ [5]
Дренажная канава (верхнее течение)	Не опр.	Не опр.	Не опр.
Дренажная канава (среднее течение)	0,078	3,88	0,557
Дренажная канава (нижнее течение)	0,089	3,21	0,513
Озеро	0,062	1,18	0,285
Теплый канал	0,057	0,40	0,103
Региональный фон	0,014 [1]	0,58 [1] (0,08 [4])	0,097

Перельмана [7] нами были рассчитаны коэффициенты их водной миграции. Среднее содержание урана и тория в дренируемых породах (золошлаковых отходах) составило 13,0 мг/кг для урана и 33,8 мг/кг для тория. При среднем содержании урана в воде дренажной канавы 3,55 мкг/дм³ и средней минерализации 0,535 г/дм³, коэффициент водной миграции составил 0,51 (по А.И. Перельману [7], коэффициент водной миграции урана в кислородной обстановке варьирует от 0,1 до 1). Для тория данный показатель составил лишь 0,0046, что на 2 порядка ниже, чем для урана. Полученные результаты свидетельствуют о высокой миграционной способности в данных условиях урана и низкой – тория.

Отмечено заметное повышение содержаний урана и в воде прилегающего к золоотвалу озера. Становится очевидна их взаимосвязь. Предположительно, что соединения урана сюда попадают в результате инфильтрации грунтовых вод. Об этом свидетельствуют низкие (<1 мг/кг) содержания урана в донных осадках озера при повышенных содержаниях урана в воде (1,18 мкг/дм³). Миграционная активность урана в грунтовых водах может быть связана с наличием окислительных условий, обусловленных, например, присутствием пары NO₂⁻/NO₃⁻, препятствующей восстановлению урана (VI). Данное обстоятельство было показано на примере грунтовых вод шламохранилищ Ангарского электролизного химического комбината (АЭХК), расположенного выше по рельефу к западу от золоотвала

ТЭЦ-9 [2].

Таким образом, проведенные исследования показали, что выщелачивание радиоактивных элементов из золоотвалов ТЭЦ и их дальнейшая миграция вносит основной вклад в повышение их содержаний в водах и донных отложениях прилегающих территорий. В дренажном стоке миграция осуществляется двумя путями – миграция техногенных взвесей, содержащих радиоактивные элементы, и собственно миграция элементов в растворенной форме. При этом большая часть техногенных взвесей осаждается еще до разгрузки в р. Ангару, чему способствуют условия рельефа.

Уран, в отличие от тория, характеризуется как миграционно-способный элемент. Заметное его количество по сравнению с торием мигрирует и в растворенной форме, о чем свидетельствует рассчитанный коэффициент водной миграции. Миграция урана в растворенной форме способствует также загрязнению и других водных объектов, прямо не связанных с золоотвалом ТЭЦ, например, через грунтовые воды, о чем свидетельствуют его повышенные содержания в воде прилегающего озера на фоне низких содержаний в донных отложениях. В связи с этим обстоятельством, наличие повышенных содержаний урана в золошлаковых отходах ТЭЦ может представлять экологическую опасность для водных экосистем прилегающих территорий.

Литература

1. Алиева В.И., Гребенщикова В.И., Загоруйко Н.А. Гидроэкология: многолетний мониторинг и современные методы исследования микроэлементного состава вод реки Ангары // Инженерная экология, 2011. – №3. – С.24–34.
2. Богуславский А.Л., Гаскова О.Л., Шемелина О.В. Миграция урана в грунтовых водах района шламохранилищ Ангарского электролизного химического комбината // Химия в интересах устойчивого развития, 2012. – №5. – С.515–529.
3. Водяницкий Ю.Н. Химические аспекты поведения урана в почвах (обзор литературы) // Почвоведение, 2011. – №8. – С.940–952.
4. Гребенщикова В.И. Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон) / В.И. Гребенщикова, Э.Е. Лустенберг, Н.А. Китаев, И.С. Ломоносов; науч. ред. акад. М.И. Кузьмин. – Новосибирск: Академиче-
- ское изд-во «Гео», 2008. – 234 с.
5. Кузнецов П.В., Гребенщикова В.И. Экологическая оценка загрязнения компонентов ландшафтов в зоне влияния золоотвала ТЭЦ-9 (г. Ангарск) // Вестник ИрГТУ, 2011. – Т.58. – №11. – С.67–74.
6. Кузнецов П.В., Гребенщикова В.И., Бутаков Е.В., Айсуева Т.С. Площадное распределение урана и тория в почвенном покрове и их отношение в зоне влияния отстойников ТЭЦ-9 и АЭХК (г. Ангарск, Иркутская область) // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Материалы VI междунар. науч.-практ. конф. Семипалатинский гос. пед. ин-т, 4–7 февраля 2010 г. Т.1. – Семей, 2010. – 415 с.
7. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. – М.: Географгиз, 1961. – 496 с.

ЭМАНИРОВАНИЕ ГОРНЫХ ПОРОД. КЛАССИФИКАЦИЯ ПО ОТНОШЕНИЮ К ВЛАЖНОСТИ

С.А. Кургуз¹, И.В. Тарасов²

¹ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», fguz@24.rospotrebnadzor.ru

²Сибирский федеральный университет (СФУ), office@sfu-kras.ru

Несмотря на длительную историю исследований эманации различных веществ, вопрос о влиянии содержания поровой влаги на эманацию горных пород до сих пор остается открытым. Существующие на сегодняшний день точки зрения на подобную проблему у многих авторов порой кардинально отличаются и зачастую противостоят друг другу: от объяснений о незначительном влиянии

влажности на радоновыделение из горных пород и строительных материалов (на уровне процентов) [1] до крайне значительных (в десятки процентов) изменений их фактической эманационной способности [2, 3].

На рис. 1 показаны результаты эманационных испытаний трех образцов разных горных пород с повышенным содержанием радия-226, отобранных с разных

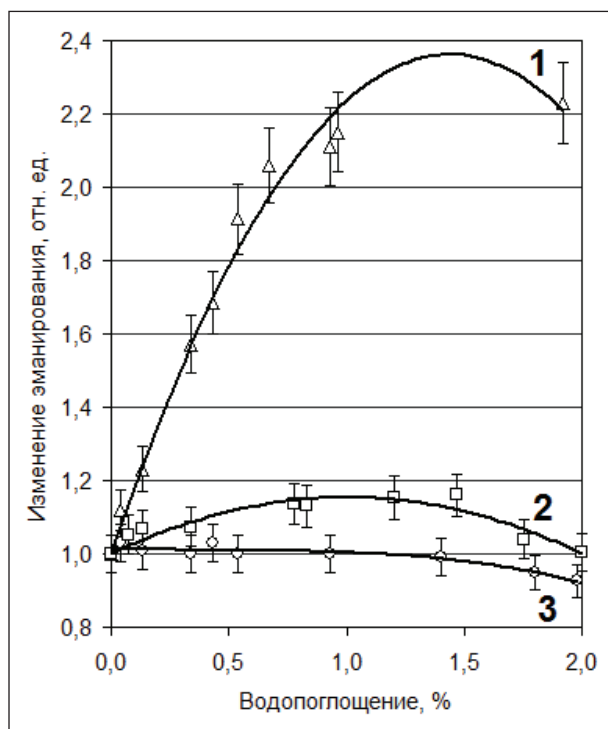


Рис. 1. Изменение эманации опытных образцов различных горных пород в зависимости от их водопоглощения (сверху вниз: 1 – обломок доломитизированного известняка с рудного отвала «Согренский» в пределах Усть-Ангарского уранового месторождения; 2 – образец алевритито-песчаника (г. Минусинск, мкр. Северный); 3 – строительный камень – образец эффузивов кислого состава (аналог гранитов) с карьера добычи строительного камня в районе ж/д ст. «Минино», Емельяновский район, Красноярского край)

месторождений и рудопроявлений Красноярского края. Выполнение серии подобных эманационных испытаний предусматривало предварительное увлажнение образцов до постоянной массы в течение 3 суток и постепенное (от опыта к опыту) его высыхание в естественных условиях, а затем и принудительно – до постоянной массы. Эксперименты с абсолютно сухими образцами были выбраны начальными, относительно которых оценивались результаты других экспериментов для промежуточных значений водопоглощения материала. В качестве критерия оценки результатов каждого испытания было выбрано отношение фактической эманационной способности, определяемой количеством свободной эманации, выделяемым во внешнее пространство твердым веществом единичной массы, к первоначальной величине (в сухом состоянии). Регистрация значений влажности среды, температуры и объемной активности радона осуществлялась с интервалом каждые 10 мин в течение не менее 17 ч (максимально – 114 ч) при помощи многопараметрического радонового монитор-дозиметра «AlphaGUARD PQ 2000», установленного в герметичный контейнер емкостью 50 л вместе с опытным образцом. Средняя температура среды внутри контейнера преимущественно сохранялась постоянной (22 ± 2 °C) для каждой серии экспериментов.

Хорошо видно, что характер эманационных изменений у данных образцов, относительно величины их водопоглощения, различный: от экстремального увеличения радоновыделения (в два и более раза) до, практически, нейтрального. Уменьшение радоновыделения в условиях близких

к полному водопоглощению для каждого из образцов, на наш взгляд, наглядно иллюстрирует способность влаги в порах породы препятствовать свободному радоновыделению [4, 5, 6].

Таким образом, можно говорить о том, что различные горные породы обладают различной степенью т.н. «эманационного отклика» относительно изменений их влагосодержания. В этом случае их условно можно охарактеризовать или классифицировать, например, как: «нейтрально влажностно-эманацирующие» (при отсутствии эманационного отклика) и «влажностно-эманацирующие». По необходимости, допустимо и следующее уточнение: «экстремально влажностно-эманацирующие» (при вариациях эманационных изменений близким или свыше 100 %).

Эксперименты показывают, что начало отклика для подобных эманационных вариаций у фрагментов различных горных пород на изменение их влагосодержания или влажности воздуха может проявляться достаточно быстро (уже через 10–15 минут). Величины подобных изменений, как правило, остаются постоянными сколь угодно долго при неизменных значениях влажности воздуха или влагосодержания самой породы. В этом отношении показательными являются результаты сравнительных испытаний фрагмента сухого образца массой 57 г и его же в увлажненном состоянии, показанные на рис. 2. Значения относительной влажности в газовой среде контейнера составили 31 ± 3 % и 49 ± 3 % соответственно.

Исследования степени ослабления потока радона при его диффузионном переносе через слой материалов и по-

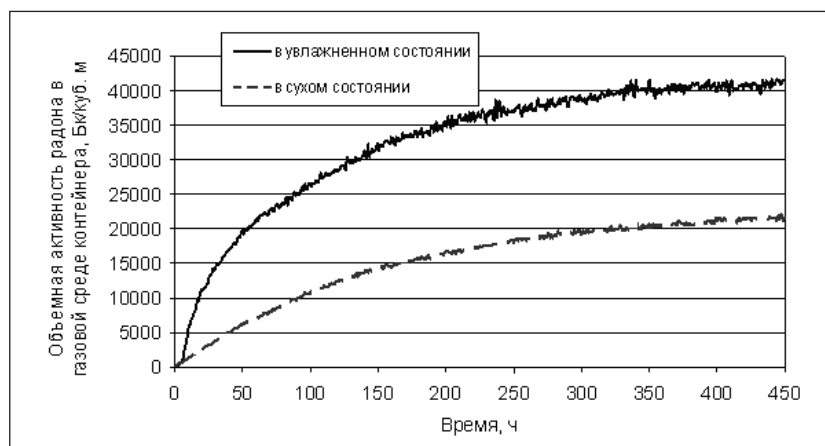


Рис. 2. Результаты эманационных наблюдений для фрагмента опытного образца горной породы с рудного отвала «Сограенский» (в пределах Усть-Ангарского уранового месторождения Красноярского края) в сухом и увлажненном состоянии

род, близких или подобных по химическому и минералогическому составу к фрагментам опытных образцов, в т.ч. и с низким (типичным) содержанием радия-226, не подтверждают описываемые картины эманационных экстремумов. Можно предположить, что первопричиной, по-видимому, является не столько наличие, сколько различие в структуре (в форме нахождения) и составах солей радия-226, присутствующих в материале.

Можно заключить, что существующие сегодня точки зрения о влиянии содержания поровой влаги на эманирование горных пород собственно не противоречат друг другу, если рассматриваются породы и материалы с раз-

личным эманационным откликом и в определенных диапазонах их влагосодержания. При этом в условиях близких к полному их водопоглощению характерна картина снижения радоновыделения, что иллюстрирует способность влаги в порах породы препятствовать свободному радоновыделению. Противоречия видимы лишь в том случае, когда эманационные особенности одних материалов (например, для песчано-глинистых пород [1]) априорно применяется к описанию других горных пород и руд, даже если их физические характеристики и химико-минералогические составы различны.

Литература

1. Микляев П.С. Влияние влажности на эманирование песчано-глинистых пород / Микляев П.С., Петрова Т.Б. // АНРИ 2009. – №1. – С.53–57.
2. Новиков Г.Ф. Радиометрическая разведка. – Л.: Недра, 1989. – 407 с.
3. Тарасов И. В. Цементные бетоны и растворы с пониженной естественной радиоактивностью и радонопроницаемостью: Автореф. дис. ... канд. техн. наук / СФУ.– Красноярск, 2008. – 22 с.
4. Старик И.Е. Эманлирующая способность минералов / Старик И.Е., Меликова О.С. // Тр. Радиового института, 1957. – Т.5. – Вып.2. – С.184–202.
5. Булашевич Ю.М., Хайритдинов Р.К. К теории диффузии эманации в пористых средах. // Изв. АН СССР. Сер. Геофиз., 1959. – №12. – С.1787.
6. Пруткина М.И. Эманирование радона из урановых руд и минералов в жидкости / Пруткина М.И., Шашкин В.Л. // Атомная энергия, 1967. – Т.22. – Вып.2. – С.140–141.

АНАЛИЗ И ИССЛЕДОВАНИЕ НАДЕЖНОСТИ ЭКОСИСТЕМ НА ПРИМЕРЕ СКЛОНОВЫХ ЭКОСИСТЕМ

Ю.А. Кутлахмедов¹, И.В. Матвеева¹, В.В. Родина²

¹Институт экологической безопасности, Национального авиационного
университета, Киев, Украина, ecoetic@yandex.ru

²Государственная экологическая академия, Киев, Украина, ecoetic@yandex.ru

THE ANALYSIS AND RESEARCH OF THE ECOSYSTEMS RELIABILITY BY AN EXAMPLE OF A SLOPE

Yu.A. Kutlakhmedov¹, I.V. Matveeva¹, V.V. Rodyna²

¹Institute of ecological safety, National air university, Kiev, Ukraine, ecoetic@yandex.ru

²State ecological academies, Kiev, Ukraine, ecoetic@yandex.ru

Abstract. *To estimate the influence of a radiating irradiation separately, and also in a combination with the entering on nutritious environment of salts of toxic metals, on the condition of the ecosystem of the plant the use a sensitive parameter – factor of radiocapacity. The factor of radiocapacity, as was specified above, on the basis of the a radioecological concept. It is necessary to emphasize, that radiocapacity is defined as a limit depute of radionuclides in ecosystems and out of pointed there can be an oppression or destruction of biota ecosystems.*

It is shown, that the slope of the ecosystem has general high holding ability and does not suppose receipt of the radionuclides by a man with probability (reliability above than 5×10^{-4}). The given estimation means, that out of all stock of radionuclides in the ecosystem (in a wood) the population gets no more than 0,05 %. This ability holds the reliability of radionuclides in ecosystem, provides the human population with rather low doses, for the people using this slope ecosystem.

Using GIS technology and our analysis of reliability of a landscape and its holding ability we construct cards of radiating capacity of a concrete landscape close KIEV in "KONCHA-ZASPA". The constructed cards have allowed to simulate and to estimate dynamics of distribution and redistribution of radionuclides in a landscape and have shown perspective of the approach to ecology from the positions of the theory of radiocapacity and reliability.

Для оценки влияния радиационного облучения отдельно, а также в комбинации с внесением в питательную среду солей токсичных металлов, на состояние растительной экосистемы выше нами предложено использовать чувствительный показатель – фактор радиоемкости. Представление о факторе радиоемкости, как указано, было выше, предложено А.Л. Агре и В.Н. Корогодиным в 1960 г. [1], и положено нами в основу новой радиоэкологической концепции. Следует подчеркнуть, что радиоемкость экосистем определяется как лимит депонирования радионуклидов в экосистеме и ее элементах, выше которого может произойти угнетение и/или гибель биоты экосистемы.

Для оценки состояния и благополучия экосистем экологи используют до 30 разных показателей и параметров – от разнообразия видов до биомассы и т.п. [2]. Важная особенность этих показателей, в том, что практически все они начинают существенно изменяться только тогда, когда биота уже проявляет значительные изменения. В тоже время, практически важно иметь показатели и параметры, которые позволяли бы опережающим образом оценивать состояние биоты экосистем, а также особенности распределения и перераспределения поллютантов в реальных экосистемах и ландшафтах [3]. На основе теоретического анализа и экспериментальных исследований нами предложено для этих целей использовать такую меру, как радиоемкость и/или фактор радиоемкости экосистем и их составляющих. Иначе, радиоемкость может быть определена, как предельное количество поллютантов (радионуклидов), которое может аккумулироваться в биотических компонентах экосистемы, без нарушения их основных функций (восстановления биомассы биоты экосистемы и кондиционирова-

ние среды обитания). Фактор радиоемкости, как уже упоминалось, определяется, как доля поллютантов, которая накапливается в том или ином компоненте экосистемы (в ландшафте). Нами было предложено для оценки благополучия биоты в экосистеме использовать в качестве главных и определяющих – два параметра – биомасса видов в экосистеме и их способность очищать, кондиционировать среду обитания от отходов жизнедеятельности и поллютантов, которые попадают в экосистему [4].

Показано, что показатель – фактор радиоемкости элемента экосистемы, может служить мерой его надежности, как составляющей системы транспорта радионуклидов (и других поллютантов) по данной экосистеме. Показано, что в терминах камерных моделей надежность – радиоемкость элемента экосистемы может быть рассчитана по формуле: $F_j = \sum a_{ij} / (a_{ij} + \sum a_{ji})$ (1) где $\sum a_{ij}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из разных составляющих экосистемы в конкретный элемент экосистемы – j , согласно камерных моделей, а $\sum a_{ji}$ – сумма скоростей перехода поллютантов и трассеров из исследуемой камеры j – в другие составляющие экосистемы, которые, сопряжены с ними [5].

Материалы и методы

Мы используем камерные модели разного типа экосистем и по ним рассчитываются параметры надежности элементов экосистемы. Многокамерные модели мы использовали для описания радиоэкологических процессов в склоновых, горных экосистемах линейного типа, и в агроэкосистемах. Для моделирования радиоемкости и перераспределения трассера (радионуклида ^{137}Cs) в реальных

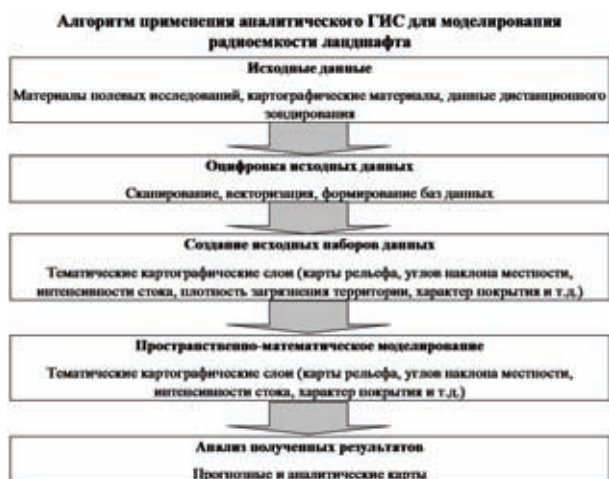


Рис. 1. Основной алгоритм применения аналитической ГИС-технологии, разработанный для наших исследований

ландшафтах, мы впервые использовали методы аналитической ГИС (геоинформационной технологии).

Используя технические возможности программного продукта ESRI ArcGIS, нами была разработана и использована в наших исследованиях, модельно-аналитическая ГИС (геоинформационная система), которая позволяет анализировать и делать прогнозы миграции загрязняющих веществ в экосистемах. Математической основой данной ГИС является разработанная нами математическая модель миграции веществ-загрязнителей в экосистемах. Основными информационными составляющими данной модели являются физико-химические и биохимические характеристики веществ-загрязнителей, а также природные и антропогенные условия среды. Анализ исходных данных позволяет нам выйти на ключевые блоки нашей модели – показатели скоростей входа и выхода загрязнителей в экосистемах. В этих исследованиях применяется специальный алгоритм (рис. 1).

Исследования радиозокологических процессов на склоновых экосистемах

Для исследования была выбрана типовая склоновая экосистема, которая состоит из девяти камер: камера-лес, камера-опушка, камера-луг, камера-терраса, камера-пойма, камера-вода озера, камера-биота озера, камера-донные отложения озера, камера-люди, которые используют данную склоновую экосистему (рис. 2).

Взаимодействие между камерами задается с помощью коэффициентов перехода радионуклидов из одной камеры в другую за единицу времени (в нашем случае – один год). Например a_{67} – коэффициент перехода радионуклидов из камеры 6 (вода) в камеру 7 (биота). Данные коэффициенты выбраны и рассчитаны по натурным исследованиям и зависят от угла наклона склона, характера покрытия (лес, трава и т.п.), типа грунта (чернозем, дерново-подзолистый, серый-лесная), объема горизонтального и вертикального стока, температуры воздуха, направления и силы ветра и других метеорологических параметров [4, 6]. Рассчитанные по натурным данным, значения коэффициентов были

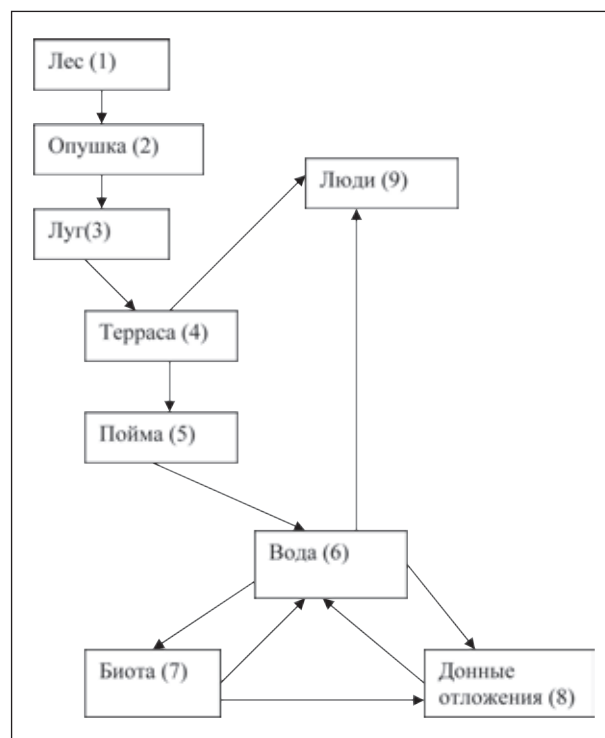


Рис. 2. Блок-схема типовой склоновой экосистемы

использованы в дифференциальных уравнениях, описывающих данную камерную модель.

Для анализа перехода радионуклидов из камеры в камеру в приведенном ниже варианте расчета, были выбраны средние значения коэффициентов. Перенос радионуклидов из одной камеры в другую проходит по законам кинетики первого порядка, и его описывают системой простых дифференциальных уравнений (2).

$$\begin{cases}
 \frac{dx(t)}{dt} = -0,06x(t), \\
 \frac{dy(t)}{dt} = 0,03x(t) - 0,13y(t), \\
 \frac{dz(t)}{dt} = 0,1y(t) - 0,18z(t), \\
 \frac{dk(t)}{dt} = 0,15z(t) - 0,63k(t), \\
 \frac{dl(t)}{dt} = 0,2k(t) - 0,33l(t), \\
 \frac{dn(t)}{dt} = 0,3l(t) + 0,5o(t) + 0,07p(t) - 1,23n(t), \\
 \frac{do(t)}{dt} = 0,5n(t) - 0,13o(t), \\
 \frac{dp(t)}{dt} = 0,05o(t) + 0,6n(t) - 0,1p(t), \\
 \frac{dm(t)}{dt} = 0,4k(t) + 0,1n(t) + 0,03m(t).
 \end{cases} \quad (2)$$

В уравнениях (2) – переменные x, y, z, k, o, p, m – динамические удельные активности радионуклидов в камерах:

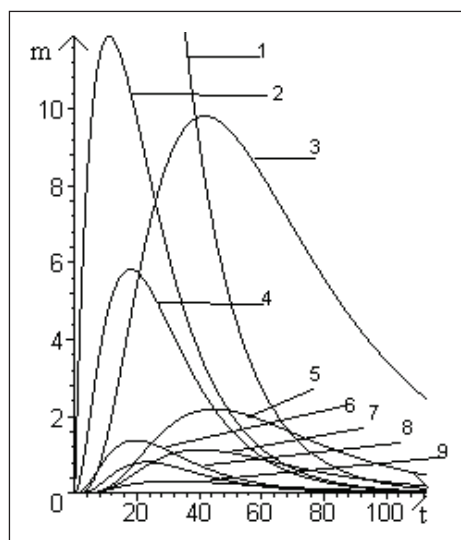


Рис. 3. Распределение радионуклидов для камер склоновой экосистемы: 1 – камера-лес, 2 – камера-опушка, 3 – камера-люди, 4 – камера-луг, 5 – камера-донные отложения, 6 – камера-терраса, 7 – камера-биота, 8 – камера-пойма, 9 – камера-вода

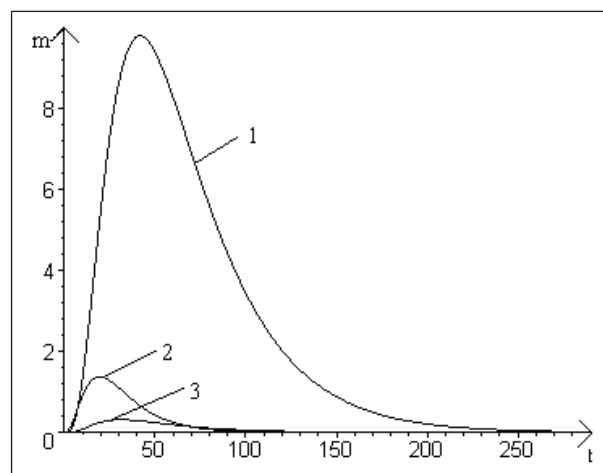


Рис. 4. Распределение радионуклидов для отдельных камер: 1 – камера-люди, 2 – камера-терраса, 3 – камера-вода

лес, опушка, луг, терраса, пойма, вода, биота, донные отложения озера и люди, t – время.

Решив систему этих уравнений, получим решения в графическом виде (рис. 3. и 4).

Анализ поведения загрязнителей в склоновых экосистемах, которые составляют основу практически любого наземного ландшафта, показал возможность описания распределения и перераспределения радионуклидов методами теории радиоемкости, с применением камерных моделей. Исследования показывают, что скорость переноса радионуклидов в ландшафте определяются, в основном, несколькими характеристиками – (P1)-крутизна склонов, (P2)-характер покрытия, (P3)-тип почвы, вертикальная – (P4), горизонтальная миграция – (P5). Методами ранговой оценки, была проведена оценка вероятности влияния этих показателей ландшафта на перераспределение в нем радионуклидов. Каждый из показателей оценивается от 0→1. В силу независимости показателей ландшафта, общая оценка вероятности миграции радионуклидов по элементам ландшафта определяется как свернутая вероятностей $P = P1 \times P2 \times P3 \times P4 \times P5$ [4].

Отдельную проблему представляют собой реальные ландшафты, когда оценки параметров радиоемкости относятся к большим территориям, где действуют системы факторов, которые влияют на перераспределение радионуклидов по биотическим и абиотическим компонентам экосистем. Определены главные факторы влияния на параметры радиоемкости – крутизна склонов, вид растительного покрытия поверхности, скорости стока, тип почвы. Известно из натурных исследований за процессами переноса радионуклидов по склоновым экосистемам, и за процессами эрозии почв при действии поверхностного стока, что интенсивность стока резко растет с крутизной склона. По нашим оценкам и литературным данным, при

величине крутизны склонов в 1° – 3° вероятность стока за год составляет 0,01–0,05 от запаса на данном участке склона, а при крутизне склона в 25° – 30° , вероятность стока радионуклидов и других загрязнителей может составлять значения 0,7–0,9.

Используя уравнения (2) по формуле (1) можно оценить надежность удерживающей способности каждого из элементов склоновой экосистемы, и надежность всей склоновой экосистемы, по ее способности удерживать радионуклиды от поступления их к человеку. Надежность склоновой экосистемы может быть рассчитана, как последовательная система элементов (Таблица 1).

Видно, что данная склоновая экосистема обладает общей высокой удерживающей способностью и не допускает поступления радионуклидов к человеку с вероятностью (надежностью выше чем 5×10^{-4}). Данная оценка озна-

Таблица 1. Оценка надежности удерживания радионуклидов – трассера ^{137}Cs в компонентах данной склоновой экосистемы

Элемент склоновой экосистемы	Надежность удерживающей способности элемента экосистемы
Лес	0,94
Опушка	0,12
Луг	0,36
Терраса	0,19
Пойма	0,38
Вода озера	0,25
Донне отложения озера	0,87
Биота озера	0,79
Общая надежность исследуемой склоновой экосистемы	5×10^{-4}

чает, что из всего запаса радионуклидов в склоновой экосистемы (в лесу) к людям попадает не более 0,05 %. Эта высокая удерживающая надежность склоновых экосистем, обеспечивает человеческой популяции относительно низкие дозовые загрузки, для людей использующих подобные склоновые экосистемы.

Следует подчеркнуть, что данный анализ проведен нами для условий, когда практически все радионуклидное загрязнение сосредоточено в верхней части склона, в лесу. В условиях, когда могут быть загрязнены все элементы экосистемы, дозовые нагрузки для людей при использовании такой склоновой экосистемы будут в сто раз выше (по

нашим оценкам). Тогда в формировании дозовых нагрузок для людей могут принимать участие 5 % и более, из всего запаса радионуклидов в экосистеме.

Используя ГИС-технологии и наш анализ надежности ландшафта по его удерживающей способности, нами построены карты радиационной емкости конкретного ландшафта вблизи Киева в заказнике «Конча-Заспа» [4]. Построенные карты позволили смоделировать и оценить динамику распределения и перераспределения радионуклидов в ландшафте и показали перспективность и эвристичность подхода к экологии с позиций теории радиоемкости и надежности.

Литература

1. Агре А.Л., Корогодина В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленнообмениваемом водоеме // *Мед. радиология*. – 1960. – №1. – С.67–73.
2. Кутлахмедов Ю.А., Поликарпов Г.Г., Корогодина В.И. Принципы и методы оценки радиоемкости экологических систем // *Эвристичность радиобиологии*. – Киев: Наук. думка, 1998. – С.109–115.
3. Кутлахмедов Ю.А., Корогодина В.И., Кольцов В.К. Основы радиозкологии. – Киев: Вища шк. 2003. – 319 с.
4. Кутлахмедов Ю.А., Д.М.Гродзинский, А.Н.Михеев, В.В. Родина. Методы управления радиоемкостью. Методическое пособие. – Киев, КГУ, 2006. – 172 с.
5. Кутлахмедов Ю.А. Медико-биологические последствия Чернобыльской аварии. Ч.1. Долгосрочные радиозкологические проблемы Чернобыльской аварии и контрмеры. – Киев: МЕДЭКОЛ, 1998. – 172 с.
6. Кутлахмедов Ю.А., Войццкий В.М., Хижак С.В. Радиобиология (учебник). – Киев, КГУ, 2011. – 572 с.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ – ЭФФЕКТИВНЫЙ ИНСТРУМЕНТ ПРОГНОЗА ЗОЛОТОРУДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Ф.Д. Лазарев, В.В. Ромашко, П.В. Кирплук

Норильский филиал ВСЕГЕИ, г. Норильск, Россия, nfvsegei@mail.ru

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ – ЭФФЕКТИВНЫЙ ИНСТРУМЕНТ ПРОГНОЗА ЗОЛОТОРУДНЫХ ОБЪЕКТОВ

F.D. Lazarev, V.V. Romashko, P.V. Kirplyuk

Norilsk branch of VSEGEI, NorilskRussia, nfvsegei@mail.ru

Abstract. The information about the overbackground concentration of the potentially productive areas of gold mineralization is given by the example of the Magadan region. Using the principal components method applied to the sampling data the overbackground concentration is calculated and the map of the epigenetic radiogeochemical zonal distribution. It is shown that most of the gold bearing oves are referred to the potassic and kalium-uranic specialization. Some new potentially productive areas rich in gold mineralization are pointed out.

Рудные поля месторождений многих типов полезных ископаемых отличаются по радиогеохимическим особенностям от пород с первично-устойчивым распределением радиоактивных элементов. Важнейшим отличием радиогеохимических аномалий, ассоциирующих с теми или иными видами полезных ископаемых, от просто повышенно радиоактивных горных пород является не интенсивность аномалий, а их «спектральный состав» (соотношение естественных радиоактивных элементов). С процессами гидротермально-метасоматических изменений пород связана трансформация структуры радиоактивного поля в виде появления одного из элементов триады ЕРЭ в аномальных концентрациях. Природа этого явления заключается в различии миграционных свойств ЕРЭ в процессе метаморфических и метасоматических преобразований. В результате этих изменений нарушается равновесное соотношение

естественных радиоактивных элементов, сопровождаемое образованием горных пород. Общей закономерностью является приуроченность поля «рудных» аномалий к областям резкого преобладания одного или двух радиоактивных аномалий, в то время как типичные «породные» аномалии имеют обычнотрехэлементный состав.

Аномальные концентрации радиоактивных элементов или их аномальные соотношения могут быть присущи любому минеральному парагенезису или нескольким из них. Тенденция к обособлению парагенезисов в пространстве никогда не реализуется полностью: каждая минеральная ассоциация накладывается на предыдущие образования, что создает пеструю картину распределения ЕРЭ на рудных месторождениях (особенно гидротермального генезиса). Отсюда следует, что аномальным объектом, выделяемым гамма-спектрометрической съемкой, является в

целом рудное поле, то есть совокупность рудных тел, окколорудных изменений и первичных ореолов. Интенсивность радиогеохимических аномалий в гидротермальных рудных полях относительно невелика. Обычно привнос радиоактивных элементов в среднем по аномальному участку не превышает 1–2 кларка, а исключения составляют некоторые редкометальные месторождения.

Таким образом, первостепенной задачей при интерпретации гамма-спектрометрических материалов является выделение аномалий ЕРЭ. В силу специфики строения радиохимических полей само определение «аномалия» – как превышение над фоном – приобретает двойной смысл. Во-первых, аномалия может являться локальной, при этом субъективно оцениваются только ее геометрические параметры. Во-вторых, аномалия может являться надфоновой

и соответствовать участкам отклонения содержаний ЕРЭ от равновесного состояния. Именно эти участки представляют первостепенный поисковый интерес. Существует серия методов выделения надфоновых концентраций ЕРЭ, основанных на использовании аппаратов регрессивного и компонентного анализов. Каждый метод обладает своими преимуществами, но общей проблемой для всех является вопрос определения фона. Каждое геологическое образование обладает индивидуальным устойчивым соотношением ЕРЭ, которое изменяется в процессе эпигенетических и гипергенных преобразований. Вследствие этого, для определения фоновых содержаний ЕРЭ по геологическим признакам необходима детальная геологическая основа, а также корректный учет ландшафтно-геоморфологической ситуации.

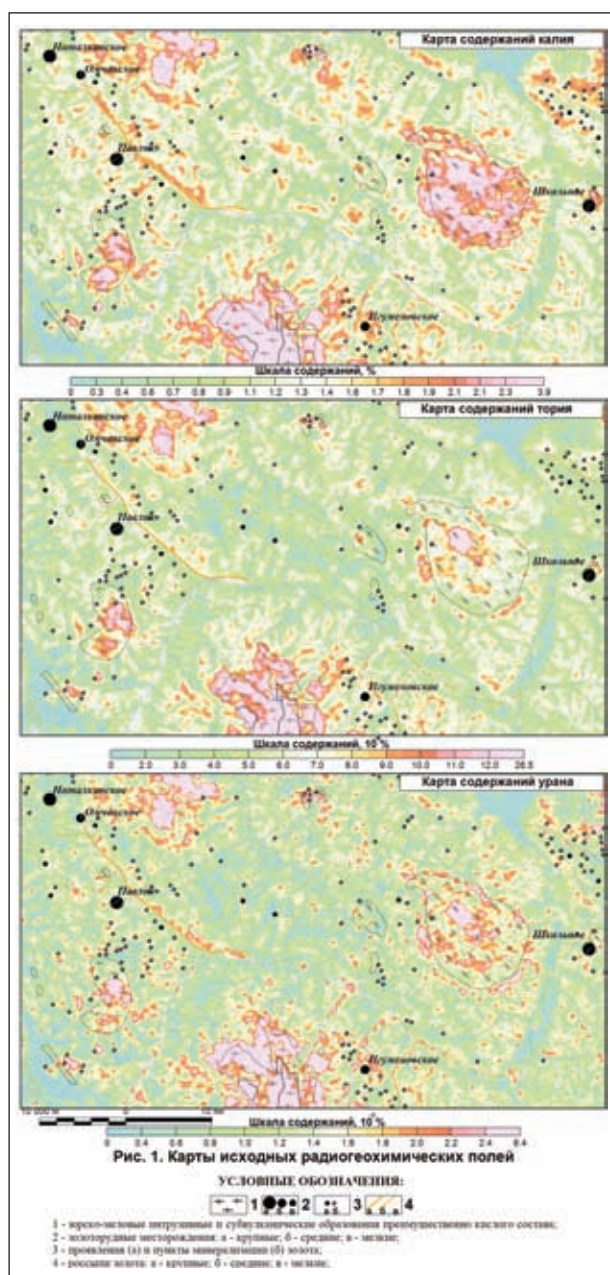


Рис. 1

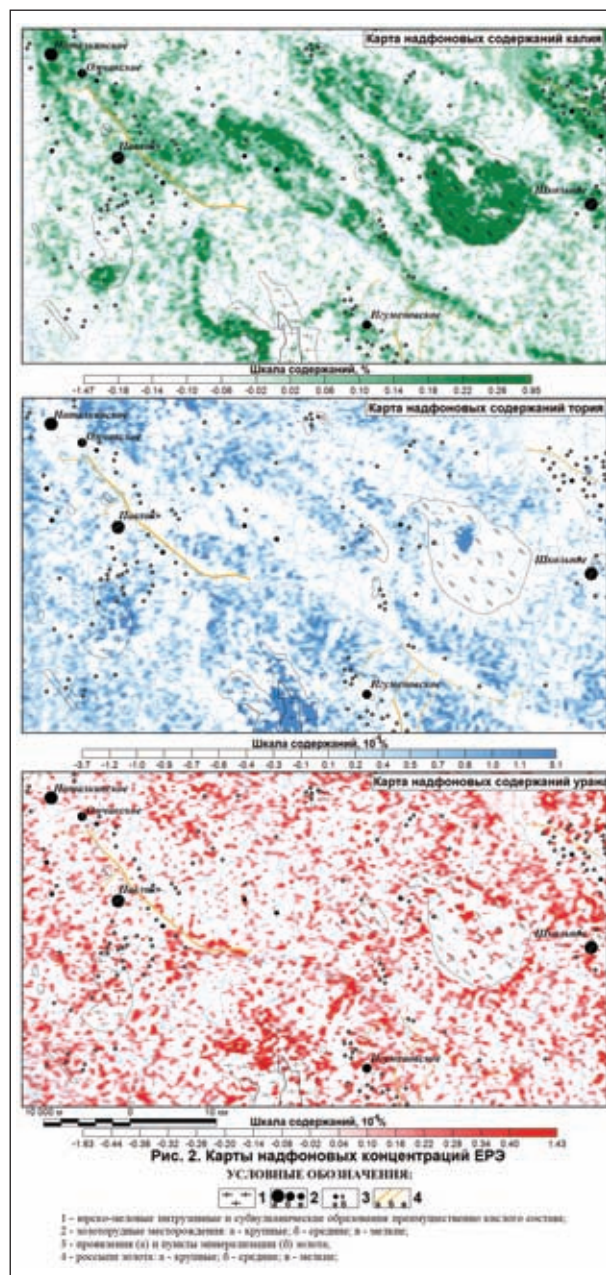


Рис. 2

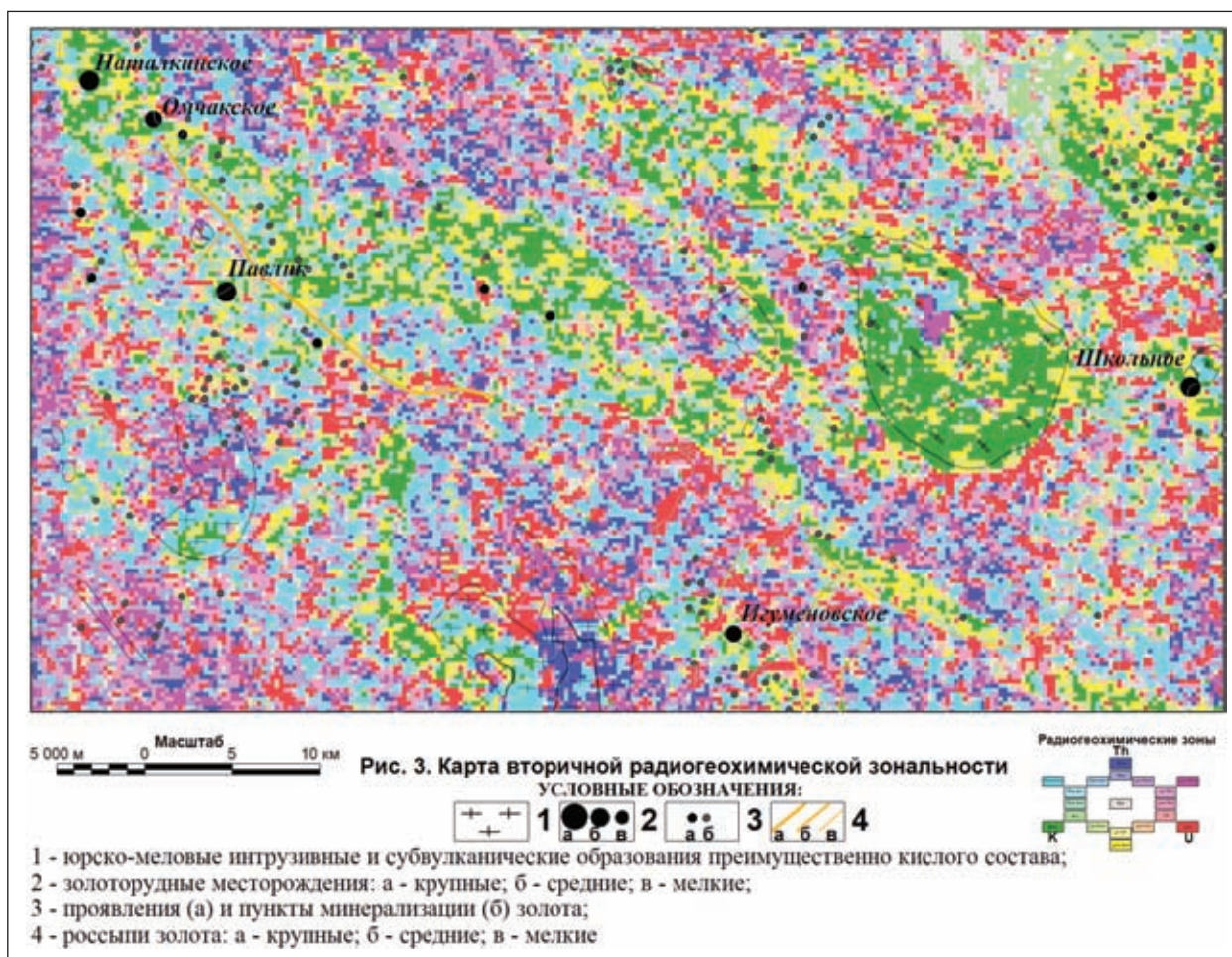


Рис. 3

Информативность надфоновых концентраций естественных радиоактивных элементов для прогноза участков, перспективных на обнаружение золотого оруденения, показана на примере Магаданской области. На одном из участков в рамках государственного контракта на прогнозно-поисковые работы в северо-западной части Аян-Юряхского антиклинория (Магаданская область) в 2006 году Норильским филиалом Всероссийского геологического института (НФ ВСЕГЕИ) была выполнена двухканальная (магниторазведка, гамма-спектрометрия) аэрогеофизическая съемка масштаба 1:50 000 на вертолете МИ-8. Фрагмент исходных карт содержаний калия, тория и урана показан на карте (рис. 1).

Расчет надфоновых концентраций включал реализацию метода «главных компонент» для совокупности маршрутных данных ЕРЭ и интегрального канала. В данном случае в содержательном смысле интерпретируется лишь первая главная компонента, отражающая наиболее типичную, слабо измененную структуру взаимосвязей элементов в анализируемой совокупности данных. Это позволяет рассматривать её как некоторый «фоновый» фактор, с которым функционально связана «фоновая» составляющая содержаний ЕРЭ. Затем, с использованием значений первого фактора, рассчитываются фоновые концентрации калия, урана и тория, характерные для сравнительно одно-

родных по составу пород. После вычитания влияния фона из наблюдаемых полей были получены «надфоновые» концентрации ЕРЭ (рис. 2).

С применением специализированных программных разработок выполнено кодирование сочетаний надфоновых концентраций в виде классов и составлена карта эпигенетической радиогеохимической зональности в условной кодовой легенде (рис. 3). Раскраска классов формируется на основе базовых элементов – калия (зеленый), тория (синий) и урана (красный цвет) простым смешением цветом (как в палитре RGB) и определяется положением точки измерений в координатной системе надфоновых концентраций ЕРЭ.

При изучении золоторудных месторождений в самых разных регионах России и мира установлено, что подавляющее большинство объектов располагаются в областях калиевой и калий-урановой радиогеохимической специализации. Это, в большинстве случаев, связано с широко развитыми процессами углеродистого метасоматоза, вслед за которыми проявляются такие околорудные изменения, как аргиллизация или березитизация, сопровождающиеся привнесом калия. Из полученной карты видно, что практически все золоторудные месторождения и проявления приурочены к сравнительно локальным областям калиевой и калий-урановой специализации (оттенки зеленого и

желтого цветов). Кроме того, выделяется еще несколько участков с подобным перераспределением ЕРЭ, которые

могут быть перспективны на обнаружение новых золоторудных объектов.

КОМПЛЕКСНЫЙ ПОДХОД К ОЦЕНКЕ ИНДИВИДУАЛЬНЫХ ДОЗОВЫХ НАГРУЗОК НАСЕЛЕНИЯ

А.В. Липихина, К.Н. Апсаликов, Ш.Б. Жакупова, З.С. Зингатинова, Е.Т. Масалимов

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии,
Семей, Республика Казахстан, nii-rm@yandex.ru

COMPLEX APPROACH TO THE ESTIMATION OF THE DOSE BURDEN OF THE POPULATION

A.V. Lipikhina, K.N. Apsalikhov, Sh.B. Zhakupona, Z.S. Zingatinova, E.T. Masalimov

Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan, nii-rm@yandex.ru

Abstract. The estimations, methods of biodosimetry, thermo-luminescence dosimetry (TLD) and electronic paramagnetic resonance (EPR) are most frequently applied to the dose reconstruction at present. Several independent attempts have been already undertaken to determine the dose burden of the population in various places near the Semipalatinsk nuclear test site. These investigations were made using different methods. In many cases their results differ significantly from each other. A conception of the complex approach to estimation of the dose burden of the population is offered. The radiation situation and population dose burden reconstruction is possible based on the historic materials, estimations and at present physical measurements.

В современной радиобиологии проблема малых доз ионизирующих излучений была и остается наиболее сложной, имеющей не только радиобиологическое, но и социально-экономическое значение. В результате антропогенного радиоактивного загрязнения повысился уровень радиационного фона, основным источником которого являются испытания ядерного оружия, а также длительное пребывание в окружающей среде продуктов распада долгоживущих радионуклидов. Одним из примеров многолетнего загрязнения окружающей среды радионуклидами служит бывший Семипалатинский испытательный ядерный полигон (СИЯП), в результате деятельности которого радиоактивному загрязнению подверглись территории Восточно-Казахстанской (54 % площади полигона), Павлодарской (39 % площади полигона) и Карагандинской (7 % площади полигона) областей Республики Казахстан.

Медицинские последствия радиационного воздействия на население Семипалатинского региона, возможность проявления последствий в форме детерминированных и стохастических эффектов через десятки лет после облучения и у последующих поколений определяют необходимость постоянного медицинского наблюдения за состоянием здоровья данного контингента.

Оценка дозовых нагрузок населения, проживающего вблизи СИЯП, проводилась различными исследователями с использованием различных методов оценки доз.

Преимущественно оценки доз облученного населения были сделаны расчетными методами (таблица 1) на основе отчетов об уровне радиоактивного загрязнения и значении дозы

на момент проведения испытаний. Реконструкция доз инструментальными методами (ЭПР, ТЛД, FISH) была осуществлена в ходе совместных исследований учеными России (институт биофизики, Москва; медицинский радиологический научный центр, Обнинск); США (национальный институт рака); Японии (научный институт радиационной биологии и медицины, Хиросима); Казахстана (научный исследовательский институт радиационной медицины и экологии, Семей); Германии (Институт радиационной гигиены федерального офиса по радиационной защите).

Как видно из таблицы 1, дозы облучения населения в некоторых случаях различаются при оценке их разными методами, и при оценке их одним и тем же методом, но различными исследователями. В некоторых случаях оце-

Таблица 1. Дозы облучения населения территорий, прилегающих к СИЯП

Населенный пункт	Доза внешнего облучения, сГр			
	Расчетный метод	Метод ЭПР	Метод ТЛД	FISH метод
с. Долонь	220 ^[6,1,2] 110–124 ^[7] 107 ^[6,1] 160 ^[6,1] 170 ^[3] 217,4 ^[9]	13 ^[7] 18 ^[2] 9,6 ^[1] 19,2 ^[3]	100 ^[2,5]	300 ^[4]
г. Семей	0,4 ^[6,1] 0,43 ^[8] 0,6 ^[1] 0,61 ^[3]	5,4 ^[1]	60–70 ^[5]	
г. Курчатов	1 ^[6,1] 5,8 ^[8] 1,8 ^[9]	0,3 ^[1]		
п. Чаган	54 ^[6,1,2] 22,8 ^[8] 54,2 ^[9]		35 ^[5]	
с. Саржал	130 ^[3] 116 ^[9] 21 ^[7]			43 ^[3]
с. Кайнар	6,7 ^[3] 27 ^[9] 5,25 ^[7]			35 ^[3]
с. Бескарагай	0,3 ^[3] 0,65 ^[9] 0,32 ^[7]	28,5 ^[3]		
с. Канонерка	35 ^[3] 84,1 ^[9] 25,2 ^[7]	24,7 ^[3]		
с. Караул	69 ^[3] 36 ^[9] 11 ^[7]	25,6 ^[3]		23 ^[3]
с. Новопокровка	0,1 ^[3] 0,15 ^[9] 0,13 ^[7]	21,8 ^[3]		2 ^[3]
с. Коростыли	3,8 ^[3] 102 ^[9] 2,8 ^[7]			0,0 ^[3]

ненные дозы хорошо согласуются между собой как в рамках определения их одним методом, так и при применении различных методов оценки (табл. 1).

На сегодняшний день расчетный метод оценки дозовых нагрузок населения спустя длительное время после облучения применяется наиболее часто. Но есть ряд моментов, которые влияют на точность расчетов дозовых нагрузок.

Расчетный метод требует знания ряда исходных параметров. Но в доступных архивных и опубликованных материалах имеются как значительные пробелы, так и очень противоречивые данные. То есть, применение расчетных методов математического моделирования в задачах реконструкции доз ограничивается количеством входной информации. Например, метеорологической информации, применяемой на этапе расчета процессов распространения радиоактивных частиц в атмосфере, необходимой для восстановления конфигурации радиоактивного следа. Определенные исходные параметры, такие как расстояние от эпицентра взрыва до населенного пункта, скорость ветра на момент проведения взрыва, можно определить достаточно точно. Расчет радиационного облучения частично основывается на физических измерениях норм дозы вдоль траектории радиоактивных облаков от взрывов. Для некоторых взрывов таких данных нет. В таких случаях, доза оценивается, используя вторичные данные, которые учитывают мощность взрыва, освобожденные радионуклиды, высоту взрыва и скорость ветра. Устранить противоречия в данных о мощности дозы на 24 часа после взрыва (одного из основополагающих параметров при расчете дозы) можно только проведением современных инструментальных исследований.

Кроме того, существующие оценки доз обеспечивают только средние значения доз для населенных областей. Невозможно оценить значения индивидуальных доз без изучения персонального поведения и перемещения населения в период проведения испытаний. Изучение социально-экономических характеристик населенных пунктов позволяет получить более реальные данные о режиме поведения, рационе питания населения и т.п. Но по прошествии многих лет, очень сложно восстановить тот же режим поведения или рацион питания конкретного индивида, что вносит определенную усредненность в оценку индивидуальной дозовой нагрузки человека.

В большинстве расчетных методов не приводится интегрированной дозы на население вследствие всех взрывов, а учитывается влияние только некоторых.

Применение отдельных инструментальных методов для оценки дозовых нагрузок (ЭПР дозиметрии, ТЛД дозиметрии, биодозиметрии и т.п.) также ограничивается рядом причин.

Для дозиметрического контроля населения областей около СИЯП был применен метод реконструкции доз с использованием ЭПР спектроскопии зубной эмали [1, 3]. Большинство определенных значений доз находится в пределах 20 сГр, кроме одного жителя города Семипалатинска, у которого была обнаружена доза $2,8 \pm 0,2$ Гр [1].

Если значения доз, определенных ЭПР дозиметрией разными исследователями, сопоставимы (с. Долонь), то

при сравнении этих доз с расчетными данными наблюдается изменение, как правило, на порядок в большую или меньшую сторону. Так, в некоторых населенных пунктах, где проводились ЭПР измерения, были обнаружены существенные изменения значений доз, превышающие рассчитанные дозы (г. Семей, с. Бескарагай, с. Новопокровка). В населенных пунктах, жители которых получили значительные радиационные дозы согласно расчетным данным (с. Долонь, с. Канонерка, с. Караул), ЭПР измерения показали более низкие значения доз.

Такое различие в результатах может быть вызвано разнородностью радиационного загрязнения, индивидуальным поведением, недостаточностью информации о местонахождении людей в момент взрыва. Кроме того, надо учитывать, что значение дозы ЭПР измерений является величиной усредненной по небольшому количеству проб (в пределах одного десятка).

В некоторых населенных пунктах была получена прямая информация о накопленных дозах, используя анализ термолуминесцентной дозиметрии керамических кирпичных образцов [6] который использовался для оценки средних доз облучения населения.

Внешние дозы в населенных пунктах, таких как Долонь и Чаган, хорошо согласуются между результатами ТЛД дозиметрии и сообщаемыми расчетными значениями. Однако, для населения Долони ТЛД значения на порядок выше доз полученных методом ЭПР. Внешние дозы в нескольких точках города Семей значительно выше (до 70 сГр) по сравнению с представляемыми значениями, основанными на военных данных (0,4 сГр), и по сравнению с данными ЭПР дозиметрии (5,4 сГр).

Для правильной трактовки такого большого несоответствия необходимо знание местных погодных условий, направления траектории радиоактивного облака. Для детального исследования распределения дозы в населенном пункте необходимо намного больше точек измерения (в проводимых исследованиях число образцов здания в каждой точке отбора равнялось одному).

Из методов биодозиметрии для определения индивидуальных доз у людей, проживающих вблизи СИЯП, применялся метод FISH окрашивающих хромосом [4, 3]. Результаты FISH метода не превышают значения расчетных доз. Хотя исследователи рассматривают результаты метода как завышенные индивидуальные дозы облучения, потому что эти результаты зависят не только от радиационного облучения, но и от других факторов, таких как загрязнение окружающей среды, стиль жизни и рацион питания. Наряду с неопределенностями, вызванными неполной характеристикой возможного спутывания, ограниченный размер проб населения также препятствовал любому четкому заключению, которое могло бы быть выработано.

Необходимо также отметить, что при использовании любого из перечисленных выше инструментальных методов определяется значение какого-либо одного физического параметра, отражающего радиационное воздействие на регион. В методе ЭПР дозиметрии в качестве такого параметра выступает поглощенная доза в зубной эмали, в ТЛД методе – поглощенная доза в кварцево-керамических ма-

териалах, в FISH – методе – поглощенная доза в организме человека [10].

При применении результатов этих методов для определения других параметров, например, поглощенной дозы в воздухе или дозы поглощенной каким-либо внутренним органом человека, необходимо использовать математические модели пересчета.

За период, прошедший с момента прекращения атмосферных ядерных испытаний, значения параметров, определяемых инструментальными методами, подвергались значительной трансформации вследствие наложения на них компонент, не связанных с собственно оцениваемыми ядерными взрывами и выступающими в качестве помех. В качестве таких помех или «шумов» могут выступать естественные источники радиации, антропогенная деятельность, применение медицинской рентгеновской диагностики и т.д.

Физические параметры, определяемые инструментальными методами, представляют собой интегральные величины, сформировавшиеся в результате совокупности ядерных взрывов. Для корректного восстановления динамики накопления доз по срокам проживания человека в зоне радиационного воздействия ядерных испытаний должна быть решена проблема разделения вкладов от отдельных взрывов. На сегодняшний день путей решения этой проблемы с помощью инструментальных методов не просматривается.

Применение расчетных методов, как указывалось ранее, ограничено количеством входной информации. Поэтому применение методов полномасштабного математического моделирования оправдано только в тех случаях, когда имеется возможность верификации данных расчета по другим параметрам, отражающим воздействие ядерных взрывов на регион, полученным инструментальными методами.

Существует большая необходимость в дальнейшем развитии и внедрении дополнительных методов дозиметрии, которые смогут контролировать с повышенной чувствительностью и с большей точностью определять конечные точки радиационного облучения биологических систем. Известные методы не обеспечивают необходимую чувствительность, специфичность и продолжительность для идентификации воздействия радиационного облучения, особенно низкого уровня. Очевидно, что только комплексные меры могут быть использованы как основа для

развития новых подходов при проектировании и проведении исследований радиационной обстановки, и при оценке доз населения вокруг СЯЯП [7].

Предлагается комплексный подход к оценке индивидуальных дозовых нагрузок населения проживающего вблизи СЯЯП.

Структура комплексного метода оценки дозовых нагрузок включает в себя различные методики и методы, которые разбиты на два основных направления: расчетные методики и физические исследования.

Расчетными методами осуществляется восстановление радиационной обстановки в конкретном населенном пункте и расчет дозовых нагрузок на население по имеющейся информации о параметрах взрывов, метеорологической обстановке на момент проведения взрыва, измеренной мощности экспозиционной дозы в конкретном населенном пункте после проведения взрыва.

Восстановление радиационной обстановки в населенном пункте также может быть достигнуто проведением физических исследований. Эти исследования позволят уточнить многие расчетные параметры, а также оценить вклад в дозовую нагрузку на население трансурановых и группы редкоземельных элементов, что практически невозможно сделать расчетным методом.

Физические исследования состоят из полевых работ и лабораторных исследований. Полевые работы включают в себя: отбор проб почвы, замеры на местности мощности экспозиционной дозы, определение координат населенного пункта (место отбора) для дальнейшего нанесения точек пробоотбора на карты. Лабораторные исследования основываются на инструментальных методах определения активности исследуемых препаратов, а так же определения дозовых характеристик, и включают в себя следующие методы физических измерений:

- ситовой метод для определения размера радиоактивных частиц с целью выявления биологически значимой фракции;
- методы гамма-, альфа- и масс-спектрометрии для определения радионуклидного состава частиц;
- метод спектрометрии человека (счетчик излучения человека) для измерения содержания радиоактивных изотопов в организме человека;
- метод термолюминесцентной дозиметрии для восстановления доз на местности;
- метод электронного парамагнитного резонанса для определения поглощенной дозы в организме человека.

Литература

1. Ivannikov A.I., Zhumadilov Zh., Gusev B., Miyazawa Ch., Jiao L., Skvortsov V.G., Stepanenko V.F., Takada J., Hoshi M. The feasibility of the individual dose reconstruction by ESR spectroscopy of tooth enamel among residents living around the Semipalatinsk nuclear test site. Hiroshima University, Japan, 2001. 1.
2. Hoshi M. Radiation dosimetry and its effects for the residents near Semipalatinsk nuclear test site. The 3-rd International Conference "Ecology, radiation, health". – Semipalatinsk, 2002. – P.32.
3. Simon S.L., Gordeev K., Bouville A., Luckyanov N., Land C., Abylkassimova Z., Weinstock R., Anspaugh L.R., Beck H.L. Estimates of radiation doses to members of a cohort residing in villages near the Semipalatinsk nuclear test site. National Cancer Institute, Bethesda, MD, USA, 1998.
4. Stephan G., Pressl S., Koshpessova G., Gusev B. Analysis of FISH-painted chromosomes in individuals living near the Semipalatinsk nuclear test site. Radiation Research, 2001. – V.155. – P.796–800.
5. Takada J. External doses in residential areas around Semipalatinsk nuclear test site. The 3-rd International Conference "Ecology, radiation, health". – Semipalatinsk, 2002. – P.37.
6. Takada J., Hoshi M., Nagatomo T., Yamamoto M., Endo S., Takat-

- suji T., Yoshikawa I., Gusev B., Sakerbaev A., Tchaiyunusova N. Radiation exposure on residents near Semipalatinsk nuclear test site. Submitted to JRR, August 3, 1999.
7. Гордеев К.И., Кеурум-Маркус И.Б., Гринев М.П., Степанов Ю.С., Титов А.В., Криминский А.А. Ведомость вероятных эффективных доз облучения жителей населенных пунктов бывшей Казахской ССР, подвергшихся воздействию радиационно-значимых ядерных взрывов, осуществленных на Семипалатинском полигоне. – М. ГНЦ РФ ИБФ, 1997. – 25 с.
 8. Лоборев В.М., Шойхет Я.Н., Судаков В.В., Зеленов В.И., Габбасов М.Н. Дозы облучения жителей городов Семипалатинск, Усть-Каменогорск, Курчатова и населенного пункта Чаган от ядерных взрывов, проведенных на Семипалатинском испытательном полигоне. Вестник научной программы «Семипалатинский полигон – Алтай». 1997. – №1. – С.51–64.
 9. Перечень населенных пунктов с указанием доз внешнего, внутреннего облучения и их суммы, полученных населением за период с 1949 г по 1992 г в результате деятельности Семипалатинского ядерного полигона. Материалы СЭС РК. КЭ-5/2/4-62.
 10. Шойхет Я.Н., Киселев В.И., Лоборев В.М. Радиационное воздействие на население Алтайского края ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне. – Барнаул, 1999. – 346 с.

ПРОБЛЕМЫ МЕЖВИДОВОЙ ЭКСТРАПОЛЯЦИИ ЭФФЕКТОВ ХРОНИЧЕСКОГО ОБЛУЧЕНИЯ

Н.М. Любашевский¹, В.И. Стариченко²

¹Open Institute of Mental Activity, Ashdod, Israel, nahum.nema@mail.ru

²Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, starichenko@ipae.uran.ru

PROBLEMS OF INTERSPECIES EXTRAPOLATION OF CHRONIC IRRADIATION EFFECTS

N.M. Lyubashevskiy¹, V.I. Starichenko²

¹Open Institute of Mental Activity, Ashdod, Israel, nahum.nema@mail.ru

²Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Sciences, Ural Division, 8 Marta Str., 202, Ekaterinburg, 620144, Russia, starichenko@ipae.uran.ru

Abstract. The extrapolation purpose is to transfer the studied laws of the models specimens and species to other individuals and other species inhabiting the contaminated territories. The results of the application of different approaches to the extrapolation of the problems of radioecology of mammals are presented.

На примере Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) очевидно, что, несмотря на многолетние исследования и сотни публикаций, проблемы метаболизма радионуклидов, формирования поглощенных доз и биологических эффектов хронического облучения, роли индивидуальной и популяционной, физиологической (онтогенетической) и наследственной (генетической и эпигенетической) их реактивности на радиоактивных полигонах не могут считаться решенными. Привлечение к исследованиям методов экстраполяции – это возможность использования результатов уже завершённых исследований. Однако экстраполяция – несовершенный и несистематизированный метод исследования. Уже сам термин (экстраполяция VS интерполяция) указывает на то, что полученный результат лежит за пределами изученных закономерностей. Но и достижения с её помощью необозримы, среди них – *Omne vivum ex ovo, Omnis cellule ex cellule*, вся современная экспериментальная биология и медицина.

Цель работы: исследовать проблемы радиоэкологии млекопитающих и человека методами экстраполяции прецизионных параметров метаболизма лабораторных животных и популяционных механизмов радиоадаптации диких грызунов.

Параметры метаболизма ⁹⁰Sr, ²²⁶Ra, ²³⁹Pu, ²⁴¹Am у млекопитающих. Прогноз динамики радионуклидов продолжает оставаться актуальной проблемой радиобиологии и медицины. Наиболее опасны долгоживущие остеотропные радионуклиды, у которых период полувыведения из орга-

низма/скелета сопоставим со временем жизни индивида. Отметим, что базы данных ICRP, UNSCEAR, BEIR [15, 16, 18] и другие по реальным параметрам метаболизма радионуклидов у человека продолжают пополняться, но их уточнение остается актуальным. В данной работе испытано два подхода: метод метаболического подобия и математические модели метаболизма радионуклидов.

Методы подобия опираются на положение об аналогичном строении тела и физиологических процессов у всех млекопитающих. Аналогичны процессы обмена воды, углеводов, жиров, белков, минеральных веществ. Каждый из них (и многие другие, например, скорость обновления клеточного пула, такие интегральные показатели, как продолжительность жизни и интенсивность энергетического обмена) использован как показатель экстраполяции метаболизма радионуклидов. Поскольку нет видов, идентичных по обменным процессам, использованы усреднённые данные нескольких видов лабораторных животных, у которых в контролируемых условиях получены прецизионные данные. Но эти показатели экстраполяции (табл.) приводят к значениям, далеким от реально наблюдаемых параметров радионуклидного обмена у человека.

Новый экстраполяционный показатель – кальций/энергетические отношения: соотношение интенсивности обмена Ca (г/сут•кг) и интенсивности энергетического обмена (теплопродукция, ккал/сут•кг, или поглощение кислорода, мл/г•час) – хорошо обоснован [6, 8]. Уровень энергетического обмена определяется земным тяготением: основной

обмен прямо пропорционален (в полном логарифмическом масштабе) массе тела. Соли кальция, составляя главный минеральный компонент костей, в решающей степени влияют на физико-химические процессы фиксации и десорбции радионуклидов, а непрерывные клеточно-ферментативные процессы роста и перестройки костной ткани вовлекают в кругооборот кость–кровь–ткани организма жизненно необходимые минералы и радионуклиды. Биоэнергетические процессы intimately связаны с кальциевым обменом на уровне механизмов дыхания и окислительного фосфорилирования. Изучение кальций/энергетических соотношений в онтогенезе и в ряду млекопитающих показало, что при повышении интенсивности энергетического обмена потребность в кальции (но не в калии и натрии) возрастает более интенсивно – с «ускорением». Например, увеличение потребности в кальции (Ca, г) на единицу теплопродукции (E, кал) у собаки в 6, у крысы – в 16, у мыши – в 24 раза выше, чем у человека (Ca/E мыши – 2,18; крысы – 1,47; собаки – 0,56; человека – 0,09). Интегральные параметры метаболизма ^{90}Sr , ^{241}Am , ^{239}Pu – периоды их полувыведения из организма человека – получены методом графической экстраполяции с использованием численных значений Ca/E мыши, крысы, собаки и человека в сопоставлении с периодами их полувыведения у мыши, крысы и собаки.

Из таблицы видно, что численные значения экстраполяции с помощью параметра кальций/энергетические отношения заметно ниже значений, полученных при использовании других экстраполяционных параметров. Они почти в 2 раза меньше рекомендованных ICRP и ближе к реальным наблюдениям: для ^{90}Sr – 25 и 18 лет, для ^{239}Pu – 52 и 62 года соответственно. То есть метод подобий приводит к удовлетворительной экстраполяции интегрального видового метаболического показателя. Но индивидуальное прогнозирование с его помощью не осуществимо.

Методы математического моделирования, известные нам, также не решают задачи индивидуального прогнозирования. Структура собственной модели базируется на теории обмена остеотропных веществ у позвоночных [6, 8, 11]. Согласно теории, судьба их (например, ^{90}Sr , ^{90}Y , ^{137}Cs , ^{226}Ra , ^{239}Pu , стабильный кальций, фтор, тетрациклин) в организме, в том числе поступление в скелет и мягкие ткани, обратное выведение в кровоток и далее в экскреторные органы, зависит от 11 морфологических структур, физиологических процессов, биохимических и физико-химических реакций. Количественные параметры этих факторов обмена получены в опытах на целостных организмах разных видов, *in vitro* и на перфузируемых конечностях. На модели наблюдаются удовлетворительные качественные соответствия изменения динамики накопления ^{239}Pu , ^{45}Ca , ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{32}P при имитации вида, возраста, нарушений развития скелета типа болезни Педжета. Временное (3 недели после введения радионуклида) ограничение прогноза объясняется главным образом нелинейной динамикой численных значений тканевых факторов обмена, являющихся

Таблица 1. Период полувыведения остеотропных радионуклидов из организма у человека, рассчитанный методом подобия с использованием разных экстраполяционных параметров

Экстраполяционный параметр	Период полувыведения, лет		
	^{90}Sr	^{241}Am	^{239}Pu
Продолжительность жизни	40–60	90–165	90–270
Масса тела	25–60	40–110	90–270
Потребление кислорода	25–70	40–105	32–115
Теплопродукция	40–90	45–150	30–110
Кальций/энергетические отношения	17–33 (сред. 25)	26–58 (сред. 42)	21–84 (сред. 52)
Реальные наблюдения отдельных пациентов	11–25 (сред. 18)	–	50–75 (сред. 62)
Рекомендации ICRP	45	100	100

параметрами модели.

Поглощённая доза. Оценка доз от инкорпорированных остеотропных бета-излучателей ^{90}Sr и его дочернего ^{90}Y получена по верифицированной формуле [13], являющейся результатом обобщения данных ряда работ, использовавших аналитический подход, статистическое моделирование формирования дозы, ЭПР дозиметрию и автордиографию. При этом считали, что мощность дозы в кости равна дозе в костном мозге и в скелете грызуна:

$$DR_{\text{скелет}} = 7 \cdot C_{\text{кость}},$$

где $DR_{\text{скелет}}$ – мощность дозы в скелете, мГр/день; $C_{\text{кость}}$ – концентрация ^{90}Sr в кости, кБк/г.

По концентрации ^{90}Sr в скелете [9, 10] рассчитана средняя поглощённая доза на кость (и костный мозг) грызунов на ВУРСе – 1,4 Гр/год, максимальная – 7,5 Гр/год.

Биологические эффекты хронического облучения на радиоактивных территориях. Адаптация человека к ионизирующему излучению и её значимость для здоровья потомков облучаемого населения оценена путём экстраполяции от диких грызунов, в течение сотен поколений обитающих в радиоактивных экосистемах. Это противоречит тенденции в экспериментальной медицине: от диких животных – к беспородным – ко всё более однородным по полу, возрасту, физиологическим признакам, вплоть до линейных животных, генетически близких к однойцовым близнецам. Но микроэволюционные события у грызунов из природных популяций принципиально отличаются от процессов у лабораторных животных. Они направляются факторами эволюции (мутации, изменчивость, дрейф генов, изоляция, естественный отбор). Основное содержание микроэволюционного процесса, индуцируемого радиоактивным загрязнением среды – развитие радиоадаптации [2, 7]. Радиоадаптации млекопитающих на радиоактивных территориях посвящены многочисленные работы (см. обзор [9]).

Описаны десятки адаптивных признаков, возникших у грызунов на радиоактивно загрязнённых территориях. Главные из них: способность к поддержанию оптимальной численности, снижение миграции, приводящее к сохранению адаптированного генофонда, повышение репродукции

в результате снижения функциональной активности иммунной системы и подавления отбраковки антигенно (генетически) неполноценных плодов, повышение устойчивости к добавочному облучению по критерию мутагенных реакций, уменьшение поглощения кислорода, сохранение жизнеспособности при индивидуальных поглощённых дозах, превышающих толерантные для интактных грызунов (по репродукции – более 10 мГр/сут, летальному облучению – более 100 мГр/сут). Однако радиоадаптация регулярно сопровождается умеренной совместимой с жизнью патологией: изменениями формулы крови, иммунологическими нарушениями, возрастанием частоты хромосомных аберраций, микроядер, анеуплоидии и полиплоидии, микронарушениями строения черепа вплоть до настоящих уродств, нарушениями перекисного окисления липидов, антиоксидантной активности и другими биохимическими сдвигами. Характерные нарушения демографических и морфофизиологических показателей вплоть до явной патологии, возникающие в импактных популяциях, зависят как от облучения в онтогенезе (физиологическая реактивность), так и от проявлений наследственного (генетического и эпигенетического) груза более ста предшествующих поколений, обитавших в радиоактивной среде (наследуемые нарушения). То есть адаптация этих животных несовершенна. Но в 2000 г на ВУРСе в зоне 1000 Ки/км² (фон – 0,2 Ки/км²) обнаружена колония обыкновенной слепушонки, у которой при высоких поглощённых дозах не найдены отклонения от нормы, т.е. её адаптация совершенна. Причина неодинаковой адаптации групп, сформировавшихся одновременно под влиянием единого фактора, – в различиях миграционного обновления генофонда. У слабо мигрирующей слепушонки обновления почти нет, и адаптация успешна, а у активно мигрирующих мышей и полёвок адаптация не завершается. Превалирование оседлого населения животных на радиоактивно загрязнённых территориях – необходимое условие формирования наследственной радиоадаптации. Снижение миграции в импактных группировках указывает на количественные границы подвижности/оседлости, необходимые для микроэволюционных преобразований популяций. То есть для развития несовершенной адаптации доля мигрантов не должна превышать 10 % [10], для совершенной (слепушонка) – 1 %.

На эпигенетическую природу сдвигов в импактных популяциях грызунов указано в работе [7]. Высоко вероятно, что и метаболизм ⁹⁰Sr, и популяционная радиоадаптация грызунов являются эпигенетическими процессами. Повидимому, в адаптивном направлении трансформировались различные имеющиеся в наличии генотипы животных, и сейчас ВУРС и Чернобыль заселены их потомками.

Таким образом, условиями развития радиоадаптации грызунов являются:

1. Природная среда, в которой реализуются факторы эволюции.
2. Хроническое облучение на протяжении более 15–25 поколений.
3. Дозовые нагрузки, вызывающие выраженные морфофизиологические реакции и сдвиги в репродукции.

4. Ограничение миграционной активности.

К облигатным признакам адаптации отнесены:

5. Способность популяции к поддержанию численности за счёт активации внутривидовых механизмов воспроизводства.
6. Жизнеспособность особей при дозовых нагрузках, превышающих толерантные по репродукции или летальные.
7. Умеренное снижение иммунного контроля антигенной полноценности плода в связи с ведущей ролью этого процесса в стимуляции репродукции.

К дополнительным критериям отнесены изменения ряда морфофизиологических индексов, физиологических, биохимических и поведенческих реакций.

Попыток критики вплоть до отрицания радиоадаптации достаточно много. Так, невоспроизводимость её в виварии для [12] – признак невозможности популяционной радиоадаптации, а не подтверждение принципиальных препятствий к лабораторному моделированию микроэволюционных процессов в популяциях млекопитающих. Иной аргумент в работе [3]. Используя меченое тетрациклином, авторы находят миграционные процессы у грызунов настолько интенсивными, что они обеспечивают существование «проточного населения» на ВУРСе, при котором адаптация к радиоактивной среде действительно невозможна. Однако методические детали работы обозначены крайне невнятно и без их прояснения объективный анализ невозможен.

У человека главными эффектами хронического радиационного поражения, согласно BEIR-UNSCEAR-ICRP [15, 16, 18], принято считать увеличение частоты наследственных заболеваний и злокачественных новообразований. Версия [15, 16, 18] верифицирована данными по лучевым эффектам в Хиросиме и Нагасаки, где радиоадаптация – после однократного облучения – не могла возникнуть. Основа версии – лабораторные эксперименты (миллионы мышей!), которые в принципе не могут воспроизвести микроэволюционные процессы, индуцируемые в естественной среде. Между тем, радиоадаптация является главным явлением микроэволюционной динамики в хронически облучаемых популяциях мелких млекопитающих и у крупного рогатого скота [2, 7, 9]. И, очевидно, именно радиоадаптация определяет состояние здоровья хронически облучаемого населения. В ряду поколений людей, так же, как у грызунов, развивается несовершенная радиоадаптация с возрастанием заболеваемости, эндокринопатиями, нарушениями развития, цитогенетическими и эпигенетическими аберрациями. В их патогенезе – накопление эпигенетического и генетического груза и снижение иммунного контроля антигенной полноценности потомства. В то же время известно, что в ряде эндемичных районов Индии, Бразилии, Ирана и других стран, где дозы радиации достигают 175–400 мЗв/год и близки к дозам в Чернобыле (50–600 мЗв/год при фоне 0,4–2 мЗв/год), не найдено повышения заболеваемости при обследовании десятков-сотен тысяч человек населения. То есть имеет место совершенная адаптация человека.

Общий риск на 1,0 Зв составляет от 3000 до 4700 добавочных случаев генетических заболеваний, то есть 0,4–0,6% их базовой частоты [17]. Риск вредных наследственных эффектов при этих дозах низок и практически не выявляется статистически [17]. В прогнозе канцерогенных заболеваний у первого аварийно облучённого поколения (в том числе рака щитовидной железы у детей Чернобыля) соотношение поглощённая доза/эффект вполне согласуется с официальной версией BEIR–UNSCEAR–ICRP. Но она [14] не объясняет повышенный канцерогенез у последующих поколений, получивших постепенно снижающуюся (в связи с физическим распадом загрязняющих среду радионуклидов) дозовую нагрузку и такое важное нарушение здоровья населения в радиоактивной среде как возрастная неспецифической заболеваемости.

Приложение результатов экстраполяции от грызунов к анализу проблем здоровья человека на радиоактивных территориях показало следующее.

1. Возможные для человека генетические последствия облучения в дозе 1 Гр – меньше 10 случаев патологии в первом поколении, у всего потомства – до 20 случаев на 1 млн. живорожденных (статистически не обнаружимо) [17]. Человек более радиочувствителен, поэтому у грызунов тем более наследственных нарушений не ожидается. Однако на ВУРСе достоверно повышены изменения частот встречаемости неметрических признаков скелета, нарушения симметрии [7, 9, 10], генетическая нестабильность [1] и т.д. Это лучше укладывается в представление о направленных преобразованиях при естественном отборе и их сбоях, то есть об ином биологическом механизме наследственных нарушений, чем рост частоты мутаций вследствие прямого лучевого повреждения ДНК [15, 16, 18].
2. Множественная нелетальная патология, совместимая с жизнью и репродукцией у грызунов на ВУРСе, вероятно, сопряжена с указанными выше механизмами нарушений. Весьма вероятно, что она патогенетически идентична характерным для радиоактивных районов возрастанием частоты не-

специфической заболеваемости человека.

3. По ожидаемой частоте злокачественных новообразований имеется несколько противоречивых, но теоретически обоснованных гипотез. К сожалению, известные нам материалы могут иметь лишь ориентировочное значение.
- 3.1. В работе [4] при дозах от 20 до 120 рад/год (0,2–1,2 Гр/год) найдены глубокие поражения костного мозга, которые рассматриваются авторами как аплазия, предлейкоз и лейкоз. В зоне максимального загрязнения они охватывают большую часть животных. Онкологический диагноз, однако, не доказан: гематологические сдвиги у грызунов с ВУРСа типичны [7], они не отличаются по массе тела и успешно размножаются в виварии. При этом гистологически характерное экстремедуллярное кроветворение не найдено.
- 3.2. В работе [5] на территории Алтайского края исследованы 450 мышей двух видов. Уровень облучения не указан, однако частота хромосомных aberrаций в костном мозге мышей из загрязнённого района в два раза выше, чем в контроле – 16,5% и 7,5%, опухоли различных локализаций найдены у 13,4% грызунов опытного и у 25,4% контрольного района, т.е. явно не связаны с уровнем облучения.
- 3.3. В собственных наблюдениях использованы результаты аутопсии 232 грызунов 3-х видов с территории ВУРСа, павших в виварии естественной смертью. В контроле – 11,5%, в «опыте» – 14,2% опухолей различных локализаций, из них одна – остеогенная.

Таким образом, представленные материалы, полученные с помощью нестандартных экстраполяционных подходов, вносят заметный вклад в решение проблем видовых особенностей обмена ^{90}Sr , поглощённых доз и биоэффектов хронического облучения в ряду поколений. Показано, что изученные на модели грызунов с ВУРСа несовершенная и совершенная радиоадаптация при экстраполяции на человека объясняет как заболеваемость в радиоактивной среде, так и благополучие здоровья населения на эндемичных радиоактивных территориях. Представляют интерес даже ориентировочные данные по росту частоты наследственных нарушений, увеличению неспецифической заболеваемости, противоречивые и незначительные сдвиги канцерогенеза.

Литература

1. Гилева Э.А., Любашевский Н.М., Стариченко В.И. и др. Наследуемая хромосомная нестабильность у обыкновенной полевки (*Microtus arvalis*) из района Кыштымской ядерной аварии – факт или гипотеза? // Генетика. 1996. – Т.32. – №1. – С.114–119.
2. Глазко Т.Т., Архипов Н.П., Глазко В.И. Популяционно-генетические последствия экологических катастроф на примере Чернобыльской аварии. – М.: МСХА им. К.А. Тимирязева, 2008. – 556 с.
3. Григоркина Е.Б., Оленев В.Г. Миграции грызунов в зоне влияния Восточно-Уральского радиоактивного следа (радиобиологический аспект) // Радиационная биология. Радиоэкология. 2013. – Т.53. – №1. – С.76–83.
4. Богатов Л.В., Мартюшов В.З. Воздействие радиоактивного загрязнения на гематологические показатели мелких млекопитающих Восточно-Уральского радиоактивного следа // Биомониторинг радиоактивных загрязнений. – М.: Наука, 1999. – С.128–134.
5. Каракин Е.И., Дунал Т.А., Бочкарев М.Н. Биомониторинг природных популяций мышевидных грызунов (*Rodentia*) в контрастных по антропогенным нагрузкам районах Алтайского края // Информ. вестник ВОГиС. 1999. – №8.
6. Любашевский Н.М. Метаболизм радиоизотопов в скелете позвоночных. – М.: Наука, 1980. – 256 с.
7. Любашевский Н.М., Пашнина И.А., Тарасов О.В. // ВУРС-45: Регион. науч.-практ. конф., Озёрск Челябин. обл., 26–27 сент. 2002 г.: Тр. и матер. Озёрск: РИЦ ВРБ. 2002. – С.167–187.
8. Любашевский Н.М., Попов Б.В., Стариченко В.И. и др. Лимитирующие морфофизиологические факторы в межвидовой и межвозрастной экстраполяции и индивидуальном прогнозировании обмена остеотропных радионуклидов // Радиобиологический эксперимент и человек. – М., 1986. –

- С.10–19.
9. Любашевский Н.М., Стариченко В.И. Адаптивная стратегия популяций грызунов при радиоактивном и химическом загрязнении среды // *Радиац. биология. Радиоэкология*. 2010. – Т.50. – №4. – С.1–9.
 10. Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Модоров М.В., Чибиряк М.В. ^{90}Sr в скелете как метка миграционной активности мышевидных грызунов в зоне Восточно-Уральского радиоактивного следа и сопредельной контрольной территории // *Экология*. В печати.
 11. Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. – Екатеринбург: Наука, 1993. – 168 с.
 12. Шведов В.Л., Аклеев А.В. Радиобиология стронция-90. – Челябинск: УНПЦ РМ, 2001. – 298 с.
 13. Шишкина Е.А., Любашевский Н.М. К вопросу о дозиметрии внутреннего облучения изотопами ^{90}Sr и ^{90}Y мышевидных грызунов // *Адаптация биологических систем к естественным и экстремальным факторам среды*. – Челябинск, 2008. – Т.1. – С.25–30.
 14. Яблоков А.В., Нестеренко В.Б., Нестеренко А.В., Преображенская Н.Е. Чернобыль: последствия катастрофы для человека и природы. – Киев: Универсаріум, 2011. – 592 с.
 15. BEIR V Report. 1990; BEIR VII Phase 2. 2006.
 16. ICRP Publication 2, 60, 103. Oxford: Pergamon Press, 1959, 1990, 1991, 2007.
 17. Sankaranarayanan K., Chakraborty R. Ionizing radiation and genetic risks // *Mut. Res.* 2000. – V.453. – P.107–127.
 18. UNSCEAR United Nations, 1988; 1996; 2011.

КОРРЕЛЯЦИОННЫЙ АНАЛИЗ СОДЕРЖАНИЙ РАДИОЭЛЕМЕНТОВ ПРИ ПРОГНОЗНО-ПОИСКОВЫХ РАБОТАХ НА УРАНОВОЕ ОРУДЕНЕНИЕ

Н.Г. Лященко

Сибирский научно-исследовательский институт геологии, геофизики и минерального сырья (СНИИГГиМС), Новосибирск, Россия, Liashenko@snniigims.ru

CORRELATION ANALYSIS OF THE CONTENTS OF RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE FORECASTING AND PROSPECTING FOR URANIUM MINERALIZATION

N.G. Lyashenko

Siberian Research Institute of Geology, Geophysics and Mineral Resources – SNIIGGIMS, Novosibirsk, Russian, Liashenko@snniigims.ru

Abstract. Based on multiscale materials of airborne gamma-ray spectrometric survey shows the possibility of using correlation analysis of radioactive elements to search for geological structures that are favorable for the localization of large objects of uranium mineralization.

Пространственная связь объектов уранового оруденения с участками нарушенного распределения радиоэлементов, выявляемыми посредством корреляционного анализа, установлена много десятилетий назад [1, 2, 3]. Корреляционный анализ полей содержаний урана, тория и калия в площадном варианте по материалам аэрогамма-спектрометрии нами проводился с начала восьмидесятых годов прошлого столетия. Десятилетием позже аналогичная обработка бала применена для наземной гамма-спектрометрии.

Первоначальное желание сразу получить положительный результат обусловило использование крупномасштабного материала АГС съемки. Однако большое количество выявляемых локальных участков заставило пересмотреть такую концепцию в сторону мелкого масштаба. Естественно, что переход на мелкий масштаб данных для спектрометрии вызывал определенные опасения не только из-за самой сущности гамма-спектрометрических наблюдений, но и размеров палетки. Но все опасения были сняты после получения результатов обработки.

Действительно, месторождение должно сформироваться в структуре, превышающей не только размеры рудных тел (кондиционное оруденение), но все рудное поле с некондиционным оруденением. Более того, для крупного

месторождения необходима крупная структура. Другими словами, должен соблюдаться принцип телескопирования.

После проведения в 90-х годах в ряде регионов, в том числе в урановорудных районах, аэрогамма-спектрометрической съемки, по большей части в рамках радиоэкологических работ, материалы стали доступными и для геологических исследований.

По материалам АГС съемки масштаба 1:1 000 000 обработка была проведена на территории Восточного Саяна, Калмыкии и Забайкалья и др.

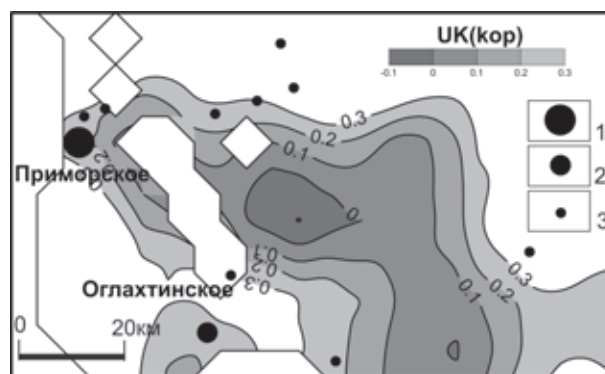


Рис. 1. Карта корреляции урана с калием. Месторождения: 1 – среднее, 2 – мелкое, 3 – рудопоявления

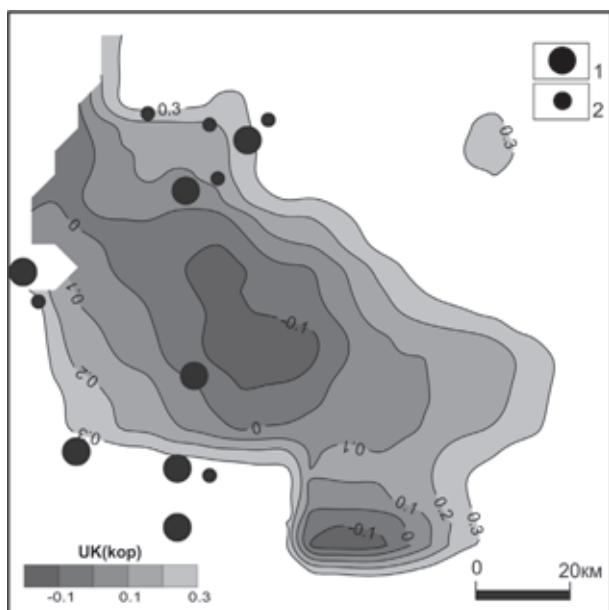


Рис. 2. Карта корреляции урана с калием. Месторождения: 1 – мелкие, 2 – рудопроявления

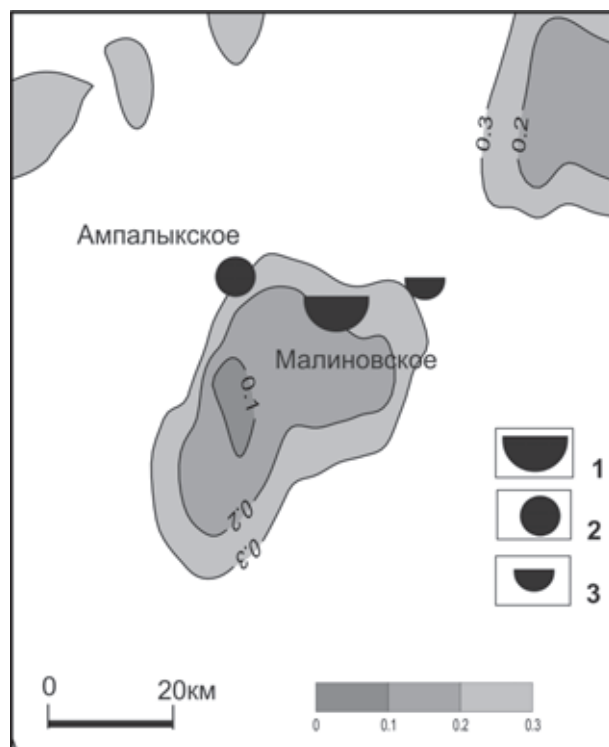


Рис. 4. Карта корреляции урана с калием. 1 – Месторождение; 2 – Рудопроявление эндогенное; 3 – Рудопроявление экзогенное



Рис. 3. Карта корреляции урана с калием. 1 – Месторождения крупные; 2 – мелкие

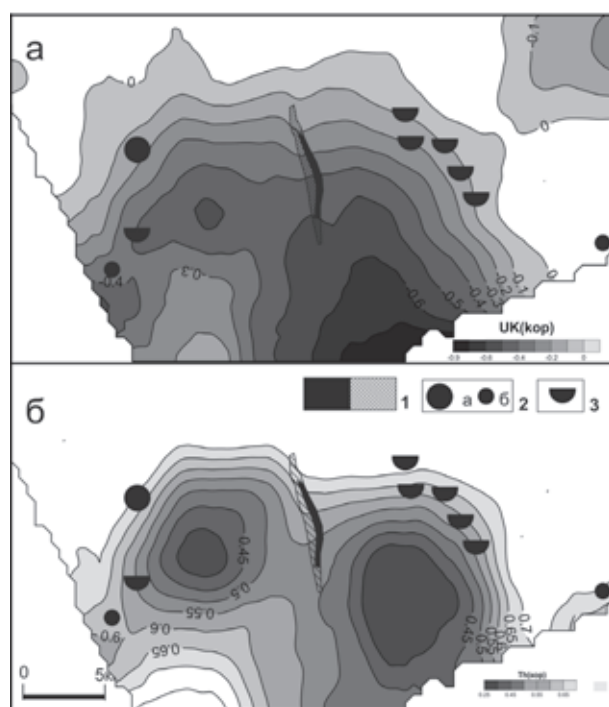


Рис. 5. Карта корреляции урана с калием (а), тория с калием (б). 1 – Оруденение Малиновского месторождения кондиционное, некондиционное; 2 – Рудопроявление (а) и проявления (б) эндогенные; 3 – Рудопроявления и проявления экзогенные

В Присянье, на границе Восточного Саяна и Северной Минусы, по материалам ФГУП «Березовгеология» выявлен аномальный ореол раскоррелированности урана и калия, размером 100×80 км, в северо-восточном окончании которого приурочено единственное в регионе промышленное месторождение Приморское (рис. 1). Остальные мелкие урановые объекты, включая непромышленное Оглахтинское месторождение, располагаются преимущественно по периферии корреляционного ореола. Оба месторождения локализованы в девонских терригенных красноцветных отложениях, оба относятся к одному генетическому типу, по которому единого мнения среди специалистов до сих пор нет.

По данным ФГУП «Невскегеология», выполнявшим аэрогамма-спектрометрическую съемку в Калмыкии (Ергенинский урановорудный район), отчетливо проявился корреляционный ореол в западной части площади (рис. 2). Ореол эллипсовидной формы, вытянутый в северо-западном направлении на 120 км при шире в 70 км. На данный момент времени урановое оруденение представлено исключительно в западной половине ореола. Оруденение связано с костными остатками в эоценовых отложениях, образовав многочисленные рудопроявления и мелкие непромышленные месторождения. Кроме того, в северной части ореола выявлено Балковское месторождение и ряд проявлений гидрогенного (палеодолинного) типа, но также не имеющего промышленного значения.

Наибольший интерес представляют результаты обработки в центральной части Забайкалья, где выявлен аномальный корреляционный ореол размером 280×150 км (рис. 3). Ореол также эллипсовидной формы, но вытянутый в северо-восточном направлении. Урановое оруденение в районе ореола экзогенное, преимущественно палеодолинного типа. Как правило, месторождения крупные, промышленно значимые, все крупномасштабное оруденение сконцентрировано вдоль западной границы ореола, в то время как мелкие месторождения располагаются и в его центральной части.

В Западно-Сибирском УРР в районе Малиновского гидрогенного месторождения тоже выявлен аналогичный ореол, но значительно меньших размеров – 60×30 км (рис. 4). Основные рудные объекты приурочены с северной части ореола. Это, в первую очередь, Малиновское месторождение, а также Ампалыкское и Тыштымское рудопроявления, причем Ампалыкское относится к типично гидротермальному типу уранового оруденения.

В районе Малиновского месторождения в 1998 г. была проведена АГС съемка масштаба 1:200 000, что позволило провести обработку еще и по среднемасштабным данным. В результате был откартирован корреляционный ореол, точнее, его северная часть (рис. 5). На приведенном рисунке хорошо видна приуроченность оруденения к приграничной эндоконтактовой части аномальных ореолов. На торий-калиевом корреляционном ореоле отчетливо просматриваются два эпицентра (рис. 5б). Скорее всего они есть в Хран-калиевом ореоле, но они не видны из-за недо-

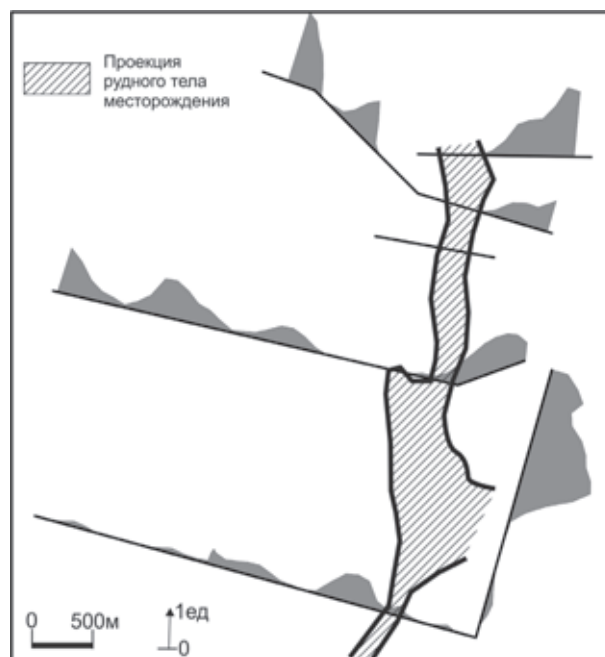


Рис. 6. Карта графиков суммарного аномального показателя раскоррелированности радиоэлементов (K_i)

статочного разрешения двухсотысячной съемки.

На небольшом участке месторождения по буровым профилям была проведена наземная гамма-спектрометрия шагом 50 м. Корреляционный анализ профильных наземных данных имел свою специфику, связанную с тем, что каждая точка измерений представляет очень малую часть поверхности в отличие от точки в аэроварианте исследований. Поэтому для расчетов была применена методика опробованная на нефтегазовых площадях. Рассчитывался параметр K_i , характеризующий суммарную степень нарушения (раскоррелированности) фоновых полей содержаний всех радиоэлементов.

Расчеты показали, что непосредственно над рудной залежью и областью некондиционного оруденения (западнее рудного тела) аномальных значений K_i не зафиксировано (рис. 6). В тоже время по обеим сторонам площади оруденения отмечаются высокие значения K_i , т.е. зоны сквозной повышенной проницаемости разреза располагаются по обеим сторонам области оруденения. Физическая сущность корреляционных ореолов нами трактуется как нарушение первичного седиментационного рассеяния ЕРЭ в пределах участков и зон сквозной повышенной проницаемости разреза [1].

Таким образом, проведение корреляционного анализа материалов гамма-спектрометрии с выделением аномальных корреляционных ореолов как поискового критерия на крупномасштабное урановое оруденение возможно на всех этапах ГГР. Полученные в последние годы материалы электромагнитного зондирования, особенно в аэроварианте, показывающие положительные результаты при прогнозировании рудных месторождений в сочетании с гамма-спектрометрией, позволяют уверенно картировать рудообразующие структуры.

Литература

1. Лященко Н.Г. Закономерности локализации гидрогенных урановых месторождений в полях корреляции ЕРН // Разведка и охрана недр, 2004. – №2. – С.26–30.
2. Лященко Н.Г. Некоторые элементы строения ураноносных ЗПР // Разведка и охрана недр, 2007. – №1. – С.28–30.
3. Лященко Н.Г. Урановые рудообразующие системы // Разведка и охрана недр, 2010. – №1. – С.25–31.

МЕТОДЫ ОПРЕДЕЛЕНИЯ РАДИОУГЛЕРОДА И ТРИТИЯ В РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДАХ И ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЕ

Й. Мажейка, Р. Пятрошюс

Центр естественных наук, Vilnius, Lithuania, mazeika@geo.lt

ANALYSIS OF CARBON-14 AND TRITIUM IN RADIOACTIVE WASTE AND ENVIRONMENT

J. Mazeika, R. Petrosius

Nature Research Centre, Vilnius, Lithuania

Abstract. ^{14}C is a significant radionuclide affecting long term safety margins of the near surface repository for the disposal of low- and intermediate-level, short-lived radioactive waste arising from the operation and decommissioning of nuclear power plants (NPPs). Therefore, one of the goals of the present study was optimizing the methods for characterization of Ignalina NPP radioactive waste originated from spent ion-exchange resins/perlite stream in order to determine the specific activity of ^{14}C and ^3H in the same sample. Several methods for ^{14}C determination in spent ion exchange resins are presented, including complex measurements of ^{14}C attributed to organic and inorganic fractions, measurements of total ^{14}C . The standard addition method and analysis by liquid scintillation counting (LSC) methods was used for analytical quality control of ^{14}C in inorganic and organic forms. The extraction efficiency of inorganic and organic carbon compounds was obtained as well. Some of methods of ^{14}C and ^3H analysis were applied for environmental samples.

Введение

Радиоуглерод (^{14}C) и тритий (^3H или Т) образуются в результате ядерных реакций, которые происходят естественно в окружающей среде, и искусственно при испытаниях ядерного оружия и в ядерных реакторах [1]. В частности, ^{14}C и ^3H являются и естественными радиоизотопами, постоянно образующимися в атмосфере при взаимодействии космических лучей с ядрами кислорода и азота и впоследствии входящими в очень подвижные химические формы, как НТО пары, газообразный CO_2 , НТ и CH_3T и др.

Благодаря высокой подвижности, достаточно длинному периоду полураспада (особенно ^{14}C) и долгому времени пребывания в атмосфере и гидросфере, ^{14}C и ^3H могут довольно равномерно распределиться в биосфере. Будучи мягкими бета излучателями, ^{14}C и ^3H не представляют опасности внешнего облучения, но вследствие высокой подвижности являются незаменимыми трассерами или “отпечатками” ядерных технологий, поскольку и на очень безопасных ядерных объектах не удастся избежать следов этих радионуклидов в окружающей среде.

В последнее время внимание к ^{14}C и ^3H возобновилось в связи с проектами по снятию с эксплуатации многих отработавших свой ресурс АЭС, поскольку в этом этапе особенно актуальным становится вопрос по обращению с радиоактивными отходами.

В 2002 году правительство Литвы одобрило стратегию «немедленного демонтажа» для выведения из эксплуатации обоих энергоблоков Игналинской АЭС (ИАЭС). Одним из ключевых компонентов стратегии снятия с эксплуата-

ции ИАЭС является захоронение низко и среднеактивных радиоактивных отходов, образующихся при эксплуатации и снятии с эксплуатации АЭС, в приповерхностном могилнике (near surface repository, NSR). Отходы данной категории в основном состоят из ионно-обменных смол, перлита и кубового остатка, поступающих из систем водоочистки и выпаривания [2]. Отработанные ионообменные смолы составляют наиболее значительный вклад в общую активность ^{14}C , поступающего на захоронение [2].

Поскольку ^{14}C является долгоживущим и мобильным радионуклидом в окружающей среде, а также представляет значительную активность в приповерхностном могилнике ИАЭС для низко и среднеактивных радиоактивных отходов, он был признан ключевым радионуклидом при оценках безопасности в связи со значительными относительными дозовыми нагрузками от ^{14}C (по сравнению с другими радионуклидами) для будущих человеческих поколений. На основании метода нуклидного вектора [3], предварительный инвентарь ^{14}C для приповерхностного могилника с емкостью отходов около 100 000 м³ был оценен как $1,43 \times 10^{13}$ Бк. Похожие данные по содержанию ^{14}C были получены для приповерхностных могилников в других странах: Япония, NSR Роккашо-Мура, максимальная активность ^{14}C – $3,37 \times 10^{12}$ Бк, Испания, NSR Эль Кабриль, максимально допустимая активность ^{14}C – $2,0 \times 10^{13}$ Бк [1].

При оценках безопасности ^3H не является радиологически значимым радионуклидом, поскольку обуславливает незначительную часть от общей прогнозной эффективной дозы, однако при моделировании [4] пик его активности по-

является в первую очередь по сравнению с другими радионуклидами, и в периоде институционального контроля при поверхностного могилника может служить предвестником деградации инженерных барьеров.

Одной из целей настоящего исследования была оптимизация методов для характеристики радиоактивных отходов ИАЭС, в частности потока отработанных ионообменных смол / перлита с целью определения удельной активности ^{14}C и попутно ^3H , а также и других радионуклидов.

Методы

Нами обособленно и использовано несколько методов для определения ^{14}C в отработанных ионообменных смолах, в том числе для определения в том же образце связанного с органической и неорганической фракциями ^{14}C , отдельно связанного только с неорганической фракцией ^{14}C и общего содержания ^{14}C . При применении некоторых методов измерялись параллельно ^3H и ^{36}Cl .

Более детально проработаны два метода для определения ^{14}C в отработанных ионообменных смолах. Первый метод включает сочетание кислотного разложения и мокрого окисления с последующим каталитическим сжиганием для выделения ^{14}C связанных органических и неорганических соединений в одной пробе и детально рассмотрен в [5, 6]. В первой стадии под воздействием кислот извлекается неорганическая фракция, которая в виде выделившейся из образца CO_2 поглощается газом-носителем в паре продуваемых щелочных ловушек. Во второй стадии под воздействием сильных окислителей и догорания в каталитической печи органическая фракция после ее окисления опять поглощается в виде CO_2 в следующей паре щелочных ловушек. Детально этот метод характеризуется в [6]. Второй метод включает выделение из образца общего ^{14}C на основе каталитического сжигания с использованием коммерческих оксидаторов (нами использовался ОХ501). При сжигании (при 900°C) в потоке O_2 газа углерод и водород образца превращаются в газообразный CO_2 и пароводород H_2O , а выделяющиеся галогены, соединения S, P, Fe и др. поглощаются в катализаторе при 680°C . В результате $^{14}\text{CO}_2$, а также и $^3\text{H}_2\text{O}$, пропускается через две ловушки, содержащие CO_2 и H_2O сорбирующие и соответственно сцинтилляционные смеси. Эти же ловушки являются посудами для сцинтилляционного счета.

Для стандартизации методов были подготовлены модельные образцы неиспользованных ионообменных смол с известной активностью ^{14}C в неорганической и органической формах. Эти образцы были подвержены тестам воспроизведения активности ^{14}C (около 30 определений ^{14}C). Эффективность экстракции ^{14}C из неорганических соединений углерода была получена в среднем 91 %, а из органических соединений – в среднем 85 %. Эффективность экстракции общего ^{14}C с использованием оксидатора ОХ501 была близка к 95 %. Метод экстракции общего ^{14}C с использованием оксидатора был применен и для образцов окружающей среды. Стандартизация метода выделения ^{14}C с использованием оксидатора ОХ501 была проведена способом сравнения результатов, полученных двумя мето-

дами – экспрессным и простым методом с ОХ501, с одной стороны, и сложным и очень точным с применением синтеза бензола из образца, с другой стороны. Для проведения сравнительного эксперимента были отобраны пробы, в которых ранее определялось содержание ^{14}C для целей датирования. Эти пробы представляли собой озерные осадки, почвы, торф и современную растительность с очень изменчивым содержанием углерода (от 0,3 до 47 %). Содержание ^{14}C в этих пробах было в пределах 52,4–233,4 % от современного уровня ^{14}C . В пересчете удельная активность ^{14}C в экспериментальных образцах в порядке увеличения менялась от 0,0005 Бк/г (древние осадки) до 0,1332 Бк/г (современная растительность из водоема-охладителя АЭС). Для выделения ^{14}C с использованием оксидатора ОХ501 вес образцов составлял от 0,2–0,5 г (с высоким содержанием углерода) до 1,5–2 г (с низким содержанием углерода). Для таким образом приготовленных образцов минимальная детектируемая активность (МДА) ^{14}C , с учетом веса пробы, составляет около 0,02 Бк/г (рис. 1).

Выделение трития из отработанных ионообменных смол возможно при использовании обоих вышеупомянутых методов без особых затруднений. Однако для образцов окружающей среды при выделении ^3H используются отдельные методы, поскольку с использованием оксидатора МДА для ^3H значительно выше современного уровня ^3H в окружающей среде. При определении ^3H в окружающей среде важны его химические формы – тритиевая вода (НТО) и органически связанный тритий (*organically bound tritium*, ОБТ). ОБТ имеет большую радиологическую значимость, чем тритиевая вода, поскольку, как обменные, так и необменные фракции ОБТ имеют большее время пребывания в биоте по сравнению с НТО [7]. Для выделения НТО из образцов окружающей среды используется обычная дистилляция, дистилляция при низкой температуре, лиофилизация, азеотропная дистилляция с бензолом и другие методы [7]. Для выделения ОБТ из образцов окружающей среды используются весьма разнообразные методы сжигания [7].

В данной работе после отделения тритиевой воды образцы окружающей среды (почвы и растений) для выделения ОБТ подвергались воздействию высокой температурой в вакуумном реакторе с использованием MnO_2 в качестве оксидатора [8]. Полученные водные пробы ОБТ (за счет окислации водорода) очищались до качественного

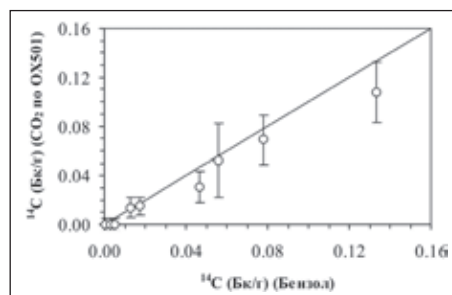


Рис. 1. Сравнение результатов определения ^{14}C , полученных двумя методами (бензольным и с применением оксидатора ОХ501)

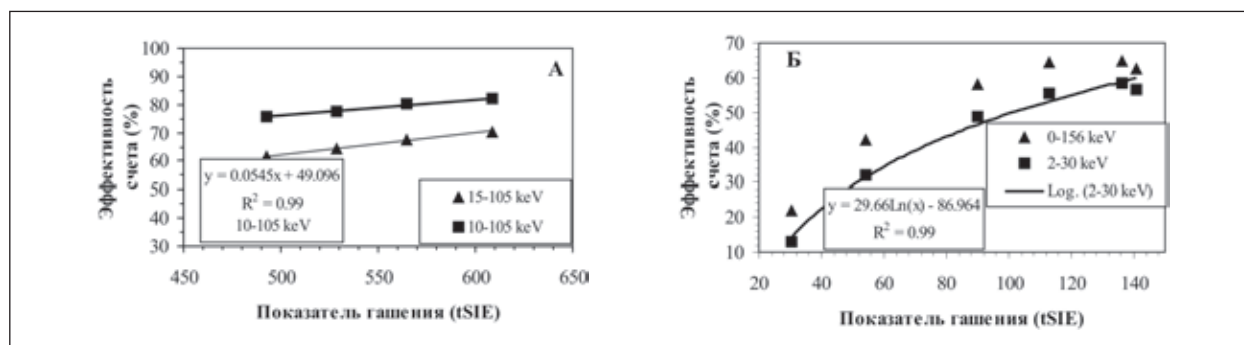


Рис. 2. Эффективность счета ^{14}C в зависимости от параметра гашения (tSIE) для двух регионов энергии бета-частиц, полученная бета спектрометром TRICARB 3170TR/SL и используя CCl_4 в качестве гасителя: А – 4 мл 2М NaOH и 16 мл сцинтиллятора HISAFE 3, Б – 15 мл OXYSOLVE C400

уровня двойной вакуумной дистилляцией с KMnO_4 и Na_2O_2 .

Удельную активность ^{14}C в пробах отработанных ионообменных смол (форма счета – 4 мл 2М NaOH с сорбированной $^{14}\text{CO}_2$ и 16 мл сцинтиллятора HISAFE 3), а также в пробах окружающей среды (форма счета – 15 мл сорбирующей и сцинтилляционной смеси OXYSOLVE C400 с сорбированной $^{14}\text{CO}_2$) измеряли при помощи низкофонового бета спектрометра TRICARB 3170TR/SL с учетом поправок на гашение (рис. 2).

Для приготовления окончательной счетной формы ^3H во всех случаях бралось 8 мл водной пробы и 12 мл жидкого сцинтиллятора ULTIMA GOLD LLT. Измерение бета спектров всех проб проводилось также на низкофоновом спектрометре по методике [9] с временем счета, достаточным для достижения погрешности определения $< 10\text{--}15\%$.

Аналитическое качество Лаборатории радиоизотопных исследований Центра естественных наук (Вильнюс) обосновывалось периодическим участием в международных межлабораторных сравнениях (NKS-144, Intercomparison of Laboratory Analyses of Radionuclides in Environmental Samples, 2006; TRIC2008, Eighth IAEA Interlaboratory Comparison on the Determination of Tritium in Water at Environmental Level, 2008).

Результаты исследований

Основываясь на представленной выше методике полученные результаты определения ^{14}C и ^3H в радиоактивных отходах и в меньшей мере в окружающей среде, отражены в таблицах 1–2 и рис. 3–4.

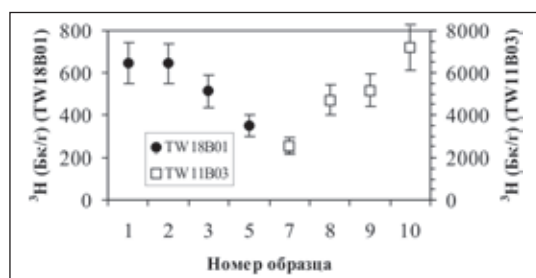


Рис. 3. Результаты определения ^3H (для влажного веса) в отработанных ионообменных смолах из резервуаров TW18B01 и TW11B03

В 2011 г. совместно с сотрудниками ИАЭС изучено по пять суб-образцов, выделенных из двух проб, представляющих резервуары TW18B01 и TW11B03 для хранения смеси отработанных ионообменных смол с перлитом. На основе статистической обработки среднее значение общей удельной активности ^{14}C в отработанных ионообменных смолах из резервуаров TW18B01 и TW11B03 составляло 26 и 301 Бк/г сырого веса, соответственно. Связанная с органическими соединениями фракция ^{14}C для резервуара TW18B01 менялась от 42 до 63%, а для резервуара TW11B03 – 30–63%. Среднее значение удельной активности ^{14}C в органической форме резервуара TW18B01 было оценено в 13,6 Бк/г с 35% относительным стандартным отклонением (RSD), а резервуара TW11B03 – 123,6 Бк/г с RSD 41%. Среднее значение удельной активности ^{14}C в неорганической форме резервуара TW18B01 было оценено в 12,6 Бк/г с RSD 29%, а резервуара TW11B03 – 177,5 Бк/г с RSD 35%. Значительный разброс значений удельной активности ^{14}C связывается с влажным состоянием исходных суб-образцов и недостаточной их гомогенностью. 2011 г. применяя суб-образцы сухового веса и достаточной гомогенности, получены значения RSD до 5%.

Удельная активность ^3H в отработанных ионообменных смолах менялась также в широких пределах: для резервуара TW18B01 – от 347 до 645 Бк/г, для резервуара TW11B03 – от 2530 до 7200 Бк/г (рис. 3.), что также связывается с влажным состоянием исходных суб-образцов и недостаточной их гомогенностью.

Применение методик для окружающей среды иллю-

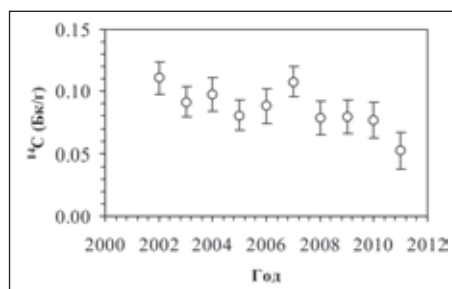


Рис. 4. Результаты определения ^{14}C в годичных кольцах прироста древесины *Pinus sylvestris* (с 2011 по 2002 гг.)

стрируется предварительными данными по ^{14}C в годичных кольцах прироста древесины *Pinus sylvestris* (с 2011 по 2002 гг.) и также предварительными данными по ^3H (ОВТ) в растительности (суши и озерной). Удельная активность ^{14}C в годичных кольцах прироста древесины *Pinus sylvestris* менялась в пределах 0,053–0,111 Бк/г (рис. 4), что в пределах погрешностей соответствует современному глобальному уровню ^{14}C в окружающей среде.

Удельная активность ^3H (ОВТ) в растительности суши и озерной менялась в пределах 70–100 ТЕ (или 8,3–11,8 Бк/л регенерированной воды ОВТ).

Заключение

Проведенное исследование демонстрирует возможность применения методов, сочетающих кислотное разло-

жение и мокрое окисление с последующим каталитическим сжиганием, а также методы с применением оксидайзеров для выделения ^{14}C (а также ^3H и других радионуклидов) из отработанных ионообменных смол, отходов других типов и образцов окружающей среды (преимущественно ^{14}C). Это первая систематическая попытка измерить содержание ^{14}C , связанного с различными химическими его формами для радиоактивных отходов ИАЭС. Полученные данные, а также данные последующих проработок, будут использованы как основа для реалистичной оценки содержания ^{14}C в приповерхностном могилнике ИАЭС с тем, чтобы снизить применяемый в оценках безопасности уровень консерватизма.

Литература

1. Management of Waste Containing Tritium and Carbon-14. Technical Reports Series No. 421, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Austria, 2004.
2. Lithuanian Energy Institute (LEI) Nuclear Engineering Laboratory. Decommissioning project for Ignalina NPP Unit 2 final shut down and defuelling phase. Environmental Impact Assessment Report. Ignalina (LT): State Enterprise Ignalina Nuclear Power Plant (INPP); 2010 Jul. Report No.: S/14-1037.8.9/EIAR-DR/R:5. – 209 p.
3. Plukis A, Remeikis V, Juodis L, Plukienė R, Lukauskas D, Gudelis A. Analysis of nuclide content in Ignalina NPP. // Lithuanian Journal of Physics, 2008. – №48(4). – P.375–379.
4. Petrosius R., Mazeika J., Jakimaviciute-Maseliene. 2006. Radionuclide transport evaluation in environment of a near surface repository for radwaste in Lithuania by finite elements. Conference proceedings, International FEFLOW User Conference, September 10–15, 2006, Berlin, Germany. – P.69–79.
5. Magnusson Å. 2007. ^{14}C Produced by Nuclear Power Reactors – Generation and Characterization of Gaseous, Liquid and Solid Waste [dissertation]. Lund (SE): Lund University. ISBN 978-91-628-7248-9. – 151 p.
6. Motiejunas S, Vaidotas A, Mazeika J, Skuratovic Z, Vaitkeviciene V. 2012. Radiocarbon measurements in cemented ion-exchange resins. In: Carranza RM, Duffo GS, Rebak RB, editors. Scientific basis for nuclear waste management XXXV. Proceedings of the 35th symposium of the Materials research society; 2011 Oct 02–07; Buenos Aires. – Warrendale (Pennsylvania): Cambridge University Press. – P.527–532.
7. Ware A. and Allot, R.W., 1999. Review of methods for the analysis of total tritium and organically bound tritium. Report no. NCAS/TR/99/003. National Compliance and Assessment Service, Environment Agency, Lancaster.
8. Skripkin V.V., Kovalyukh N.N. 1994. An universal technology for oxidation of carbon-containing materials for radiocarbon dating. Abstract and papers of Conference on Geochronology and Dendrochronology of Old Town's and Radiocarbon Dating of Archaeological Findings, Lithuania, Vilnius, Oct. 31–Nov. 4, 1994. – Vilnius University Press: 1994. – P.37–42.
9. Low-Level Tritium Measurements. Technical Document, International Atomic Energy Agency (IAEA), Vienna, Austria, 1981.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ИЗОТОПОВ УРАНА В КАЧЕСТВЕ ИНДИКАТОРОВ ГИДРОГЕОЛОГИЧЕСКИХ ПРОЦЕССОВ

А.И. Малов

Институт экологических проблем Севера, Архангельск, Россия, malovai@yandex.ru

THE USE OF URANIUM ISOTOPES AS INDICATORS OF HYDROLOGICAL PROCESSES

A.I. Malov

Institute of Ecological Problems of the North, Arkhangelsk, Russia, malovai@yandex.ru

Abstract. For a practical use of the method of uranium isotope the dating of groundwater is proposed to be introduced in the calculation of the generalized variable (the probability of release of excess ^{234}U in the water, or "effective α -recoil loss factor"), obtained empirically, using geological reference points, hydrodynamic calculations and paleo-hydrological reconstruction. The calculated formulas for the conditions present in the aquifer groundwater flow of different origin, the speed of groundwater flow and the rate of dissolution of rock over the geological time were obtained. The dissolution rates of the water-bearing deposits, using the information on the distribution of the isotopes ^{234}U and ^{238}U in groundwater and rocks, was shown.

Оценки времени пребывания подземных вод в водоносном горизонте

В геологии широко используются различные методы определения времени образования горных пород по радиоактивным изотопам. Несмотря на спорную точность определений, это позволило упорядочить и систематизировать результаты натурных наблюдений и воссоздать гипотетическую историю Земли протяженностью в несколько миллиардов лет.

В гидрогеологии использование аналогичных методов для определения времени нахождения подземных вод в водоносном горизонте затруднено в связи с большей динамичностью подземных вод по сравнению с геологическими образованиями и активным взаимодействием их с горными породами, газами и органическим веществом, что приводит к сравнительно быстрым изменениям изотопного состава. Поэтому в основном используются относительно короткоживущие изотопы, которые пригодны только для очень молодых вод: ^3H , ^3He , CFCs , SF_6 [21, 7, 9, 22, 3]. Для более древних вод со временем нахождения в водоносном горизонте до 50 тысяч лет используется ^{14}C [18, 19, 14, 23, 11]. Однако в ряде случаев этот метод сталкивается с серьезными затруднениями. Это в первую очередь – снижение удельной активности ^{14}C в подземных водах за счет растворения карбонатов из вмещающих пород, завышающее возраст и смешение с более молодыми водами, снижающее его [3]. В работе [10] показано, что 0,1 % молодой воды (до 5 тысяч лет) снижает возраст древней воды (100 тысяч лет) в два раза.

В этой связи представляется перспективным совместное использование ^{14}C и ^{234}U – ^{238}U для датирования вод «среднего» возраста. Изотопы уранового семейства, в отличие от космогенных изотопов, практически полностью переходят в подземные воды из водовмещающих отложений. Поэтому процессы растворения в сочетании с процессами радиоактивного распада и являются той основой, которая позволяет датировать подземные воды по изотопам урана. Во второй половине XX века такие попытки предпринимались многими исследователями после того, как в 1954 году В.В. Чердынцевым и П.И. Чаловым было открыто явление фракционирования изотопов ^{234}U и ^{238}U при переходе их из горных пород в воду. Вначале обыгрывалась простая закономерность снижения отношения активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в течение времени. Анализ результатов этих определений дан в работе [12]. Затем появились более сложные модели, учитывающие взаимодействие вода-порода [13, 15, 16, 8, 20].

Однако этот метод не пользуется в настоящее время большой популярностью. Связано это с большим количеством расчетных параметров: отношения активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ и концентрации урана в подземных водах и водовмещающих отложениях; α -recoil loss factor; retardation factor; скорости растворения и осаждения урана; specific surface area (SSA)... Особо следует отметить сложность определения SSA и соответственно, α -recoil loss factor [8].

Представляется, что для практического использования метода датирования подземных вод по изотопам урана

целесообразно наряду с прямыми измерениями вводить в расчеты обобщенный расчетный параметр (вероятность выхода избытка ^{234}U в воду, или «эффективный α -гесойл loss factor»), полученный эмпирическим путем на основе использования геологических реперов, гидродинамических расчетов и палеогидрогеологических реконструкций [17, 1]. Предполагается, что его значение более-менее постоянно для водоносных горизонтов, сложенных однородными породами определенного литологического состава, и с окислительными для урана условиями. Дополнительным обоснованием расчетных значений обобщенного параметра служат комплексные исследования изотопного состава подземных вод и горных пород; независимые оценки возраста подземных вод по ^{14}C с корректировкой их по ^{13}C .

Расчетные зависимости получены для следующих условий:

- в водоносном горизонте могут присутствовать потоки подземных вод различного происхождения;
- скорость движения подземных вод в этих потоках и скорость растворения ими горных пород в течение геологического времени различна.

Поэтому расчеты выполняются для каждой пробы или группы проб, характеризующих какой-то один из выделенных типов подземных вод по отдельности. При выводе расчетных формул было принято, что переход урана в воду из горных пород происходит как за счет льготного выщелачивания нарушенной (разупорядоченной) области, образованной атомом отдачи ^{234}Th , так и за счет химического растворения ненарушенных радиоактивным распадом областей пород. Он начинается с момента поступления воды в водоносный горизонт. Для учета изотопов урана, находившихся в воде до ее проникновения в водоносный горизонт и их соотношений, определяется «транспортное» время, эквивалентное времени создания соответствующих концентраций и изотопных отношений в условиях водоносного горизонта, а затем оценки времени взаимодействия вода-порода в водоносном горизонте корректируются.

Время нахождения подземных вод в водоносном горизонте (t) определяется по формулам (1–4):

$$t = \frac{\ln(k^{-1})}{\lambda_2}, \quad (1)$$

$$k = 1 - \frac{C_{1\text{water}} \cdot (\gamma_{\text{water}} - 1)}{M_S \cdot C_{1\text{rock}} \cdot p}, \quad (2)$$

$$M_S = \frac{\rho_m (1 - n)}{\rho_{\text{water}} n}, \quad (3)$$

$$p = \frac{0,235 \cdot S \cdot L}{1 - n}, \quad (4)$$

где $\lambda_2 = 2.835 \cdot 10^{-6} \text{ лет}^{-1}$ – константа распада ^{234}U ; $C_{1\text{water}}$, $C_{1\text{rock}}$ – концентрации урана в воде и породе, соответственно; γ_{water} – отношение активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в воде на момент времени t ; ρ_m – плотность минеральной части пород; n – пористость; ρ_{water} – плотность воды; p – вероятность выхода ^{234}U в воду при распаде ^{238}U в породе (эффективный *Recoil loss factor*); S – площадь взаимодействия вода-порода в $\text{см}^2/\text{см}^3$ горной породы (*Specific surface area*);

L – длина пробега атома отдачи $^{234}\text{Th} = 3 \times 10^{-6}$ см.

Важно отметить, что учитываются только те перешедшие в воду изотопы ^{234}U и ^{238}U , которые остаются в ней на сегодняшний день в растворенном состоянии.

В работе [20] расчетные зависимости получены для следующих условий:

- в водоносном горизонте можно выделить поток подземных вод единого происхождения;
- скорость движения подземных вод в этом потоке и скорость растворения ими горных пород в течение геологического времени одинакова.

Расчеты выполняются для двух точек, расположенных по направлению потока подземных вод:

$$\gamma_{\text{вод}} = \frac{\gamma_{0\text{вод}} + \frac{C_{1\text{пород}}}{C_{1\text{вод0}}} M_M (R_d + \lambda_2 p) t}{\frac{C_{1\text{пород}}}{C_{1\text{вод0}}} M_M R_d t + 1}, \quad (5)$$

где $\gamma_{0\text{вод}}$ – отношение активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, $C_{1\text{вод0}}$ – концентрация U в верхней точке по потоку и $\gamma_{\text{вод}}$, $C_{1\text{вод}}$ – в нижней; p – Recoil loss factor, R_d – скорость растворения пород.

Принимая:

$$R_d = \frac{C_{1\text{вод}} - C_{1\text{вод0}}}{M_M \cdot C_{1\text{пород}} \cdot t}, \quad (6)$$

из (5) и (6) получим:

$$t = \frac{\gamma_{\text{вод}} \left(\frac{C_{1\text{вод}} - C_{1\text{вод0}}}{C_{1\text{вод0}}} + 1 \right) - \gamma_{0\text{вод}} - \frac{C_{1\text{вод}} - C_{1\text{вод0}}}{C_{1\text{вод0}}}}{\frac{C_{1\text{пород}}}{C_{1\text{вод0}}} M_M \lambda_2 p}. \quad (7)$$

Для использования приведенных уравнений в обоих случаях необходимо, чтобы в водоносном горизонте на протяжении его гидрогеологической истории, особенно в последние периоды преобладали процессы растворения. Это обеспечивается окислительными для урана условиями: $E_h > 100$ мВ; присутствием в достаточных количествах растворенных карбонатов.

Небольшие (первые проценты) примеси вод иного возраста практически не влияют на оценки времени пребывания.

В случае преобладания в водоносном горизонте процессов осаждения за счет восстановительных условий и наличия сорбентов, могут использоваться модели, рассмотренные в работе [15].

Измерения in situ скоростей растворения пород в водоносных горизонтах

Фундаментальная задача геохимии: определение скоростей реакций в системе вода-порода – решается главным образом на основе лабораторных экспериментов, которые показывают значительно более высокие (до 6 порядков) значения, по сравнению с измеренными in situ. В природных условиях наиболее широко применяются определения скоростей выветривания по подземному химическому стоку, сформированному за счет взаимодействия воды с водовмещающими породами. Однако эти оценки

касаются значительных водосборных площадей, то есть, дают усредненные региональные значения. Исследования выветривания минералов в почве и элювии, напротив, характеризуют локальные специфические условия зоны аэрации. Число оценок скоростей реакций минерал-жидкость в полностью насыщенных природных системах без тесного контакта с атмосферой крайне невелико, несмотря на большое количество выполненных геохимических исследований таких систем [6].

Оценка скоростей объемного растворения водовмещающих отложений может производиться на основе использования информации о распределении изотопов ^{234}U и ^{238}U в подземных водах и горных породах. Возможности таких оценок вытекают из свойств этой изотопной системы: два нуклида находятся в одной и той же цепочке радиоактивного распада. Поэтому их отношение обратно отношению постоянных распада в ненарушенной, закрытой системе, находящейся в радиоактивном равновесии:

$$\frac{N_1}{N_2} = \frac{\lambda_2}{\lambda_1}, \quad (8)$$

где N_1 и N_2 – количества атомов соответственно ^{238}U и ^{234}U , $\lambda_1 = 1,551 \times 10^{-10}$ лет $^{-1}$ и $\lambda_2 = 2,835 \times 10^{-6}$ лет $^{-1}$ – константы распада этих изотопов.

Горные породы и минералы сохраняют равновесное отношение активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ (γ), равное единице:

$$\gamma = \frac{\lambda_2 \cdot N_2}{\lambda_1 \cdot N_1} = 1, \text{ если они не были затронуты в последнее}$$

время физическими или химическими процессами, такими как измельчение или выщелачивание, то есть являются монолитными. Поэтому породы водоупоров во многих случаях практически однородны по этому показателю.

Отложения водоносных горизонтов частично теряют промежуточные продукты распада урана из-за эффекта альфа-отдачи, заключающегося в том, что при распаде атома ^{238}U происходит выброс альфа-частицы, а в противоположную сторону отбрасывается образующийся атом отдачи ^{234}Th . Если распад осуществляется вблизи границы раздела порода-жидкость, то этот атом переходит в воду и достаточно быстро преобразуется в ^{234}U . В результате в горной породе происходит снижение отношения активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ по сравнению с равновесным значением, а в подземных водах появляется избыток ^{234}U [5, 4]; то есть наблюдается процесс фракционирования изотопов.

В твердой фазе этот эффект наиболее проявляется на стадии осаждения осадка и диагенеза в слаболифитированном состоянии, когда его пористость составляет порядка 0,7 [16], и он представляет идеальную пористую среду. Для зерен размерностью ила и глины (65–1 мкм), порядок потерь ^{234}U при фракционировании составляет от нескольких процентов до 50 % [8]. Однако, для крупных зерен и их агрегатов относительная потеря ^{234}U мала; и равновесное отношение активностей, равное единице, практически сохраняется в осадке, а затем и в водовмещающей породе.

Возрастание отношения активностей $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в подземных водах, контактирующих не только с мелкозернистым, но любым материалом горных пород, намного заметнее

ввиду того, что концентрации урана в воде обычно на 2–4 порядка ниже, чем в породе, и появление «дополнительного» атома ^{234}U вызывает в 100–10 000 раз более заметный рост. Для водоносных горизонтов алюмосиликатных отложений характерны значения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, достигающие 10–20 [2]. Если твердая фаза одновременно растворяется, в процессе растворения в жидкость поставляется U с низким $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, обычно примерно равным 1; в результате чего отношение активностей снижается до 5–2 и ниже.

Таким образом, изотопный состав воды отражает баланс между эффектами α -отдачи и скоростью растворения горных пород. Чем выше $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$, тем ниже скорость растворения пород и наоборот. Чем ниже концентрация урана в воде, тем ниже скорость растворения пород или меньше

время взаимодействия вода-порода. Чем выше концентрация урана в воде, тем выше скорость растворения пород или больше время взаимодействия вода-порода.

Для оценки скоростей растворения пород предварительно необходимо определить время нахождения подземных вод в водоносном горизонте по (1–4) или (7). Затем определяется скорость растворения пород по формуле:

$$R_d = \frac{C_{\text{вод}}}{M_M \cdot C_{\text{порода}} \cdot t}, \quad (9)$$

или по (6).

Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ 10-05-00618а и программы фундаментальных исследований УрО РАН, проект № 12-П-5-1009.

Литература

1. Малов А.И. Использование геологических реперов для оценки времени нахождения подземных вод в водоносном горизонте по уран-изотопным данным на примере Северо-Двинской впадины // *Литология и полезные ископаемые*, 2013. – №3. (в печати).
2. Малов А.И., Киселев Г.П., Рудик Г.П., Зыков С.Б. Изотопы урана в подземных водах венда Мезенской синеклизы // *Водные ресурсы*, 2009. – Т.36. – №6. – С.711–721.
3. Ферронский В.И., Поляков В.А. Изотопия гидросферы Земли. – М: Научный мир. 2009. – 632 с.
4. Чалов П.И. О механизме образования неравновесных соотношений между естественными радиоактивными изотопами в уран- и торийсодержащих природных соединениях // *Атомная энергия*, 1969. – Т.27. – №1. – С.26–32.
5. Чердынцев В.В. Об изотопном составе радиоэлементов в природных объектах в связи с вопросами геохронологии // В «Труды третьей сессии Комиссии по определению абсолютного возраста геологических формаций». – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – С.175–233.
6. Шварцев С.Л. и др. Геологическая эволюция и самоорганизация системы вода-порода. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. – Т.2. 389 с.
7. Cook PG, Solomon DK Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, $3\text{H}/3\text{He}$, and 85Kr . // *J Hydrol*, 1997. – V.191. – P.245–265.
8. DePaolo D.J., Maher K., Christensen J.N. and McManus J. Sediment transport time measured with U-series isotopes: Results from ODP North Atlantic drift site 984 // *Earth and Planetary Science Letters*, 2006. – V.248. – №1–2. – P.394–410.
9. Edmunds WM, Smedley PL. Residence time indicators in groundwater: the East Midlands Triassic sandstone aquifer // *Appl Geochem*, 2000. – V.15. – P.737–752.
10. Evans G.V., Otlet R.L., Downing R.A. et al. Some problems in the interpretation of isotope measurements in United Kingdom aquifers // *Proceedings of the International Symposium on Isotope Hydrology*. Vol. 2. STI/PUB 493. Vienna, Austria: International Atomic Energy Agency. 1979. – P.679–706.
11. Fritz P, Gale J.E. and Reardon E.J. Comments on carbon-14 dating of groundwater in crystalline environments // *Geosci. Can.* 1979. – V.6. – P.10–15.
12. Fröhlich K., Gellermann R. On the potential use of uranium isotopes for groundwater dating // *Chemical Geology (Isotope Geoscience Section)*. 1987. – V.65. – №1. – P.67–77.
13. Fröhlich K., Ivanovich M., Hendry M.J. et al. Application of isotopic methods to dating of very old groundwaters: Milk River aquifer, Alberta, Canada // *Applied Geochemistry*. 1991. – V.6. – №4. – P.465–472.
14. Geyh M.A., Erfahrungen mit der ^{14}C und ^3H Methode in der angewandten Hydrologie // *Österr. Wasserwirt.* 1974. – H.3/4. – P.49–54.
15. Ivanovich M., Fröhlich K. and Hendry M.J. Uranium-series radionuclides in fluids and solids, Milk River aquifer, Alberta, Canada // *Applied Geochemistry*. 1991. – V.6. – №4. – P.405–418.
16. Maher K., DePaolo D.J. and Lin J.C.F. Rates of silicate dissolution in deep-sea sediment: in situ measurement using U-234/U-238 of pore fluids // *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 2004. – V.68. – P.4629–4648.
17. Malov A.I. Evaluations of ratios of various transition processes of uranium in groundwater from rocks by uranium isotopic data. Имярек-печать: http://presentations.copernicus.org/EGU2012-233_presentation.ppt.
18. Münnich K.O., Messungen des ^{14}C -Gehaltes von hartem Grundwasser // *Naturwissenschaften*. 1957. – H.44. – P.32–34.
19. Münnich K.O., Isotopendatierung von Grundwasser // *Naturwissenschaften*. 1968. – H.55. – P.3–11.
20. Porcelli D. Investigating groundwater processes using U- and Th-series nuclides // In: *Radioactivity in the Environment*. 2008. – V.13. – P.105–153.
21. Reilly TE, Plummer LN, Phillips PJ, Busenberg E. The use of simulation and multiple environmental tracers to quantify groundwater flow in a shallow aquifer // *Water Resour Res*. 1994. – V.30. – P.421–433.
22. Stewart M, Morgenstern U. Age and source of groundwater from isotope tracer // In: Rosen MR, White PA (eds) *Groundwaters of New Zealand*. New Zealand Hydrological Society, Wellington, New Zealand. 2001. – P.161–183.
23. Wigley TML. Carbon-14 dating of groundwater from closed and open systems // *Water Resour Res*. 1975. – V.11. P.324–328.

ОЦЕНКА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЙ СИТУАЦИИ В ВОДОЕМЕ-ОХЛАДИТЕЛЕ ИГНАЛИНСКОЙ АЭС ПОСЛЕ ЕЕ ЗАКРЫТИЯ

Е.Д. Марчиуленене, О. Ефанова, Й. Мажейка

Центр исследований природы, Akademijos 2, LT-08412 Vilnius, Lietuva, radeko@ar.fi.lt

THE EVALUATION OF THE RADIOECOLOGICAL SITUATION IN THE COOLING POND OF THE IGNALINA NPP AFTER DECOMMISSIONING

E.D. Marciulioniene, O. Jefanova, J. Mazeika

Nature Research Centre, Akademijos 2, LT-08412 Vilnius, Lithuania, radeko@ar.fi.lt

Abstract. *The aim of this study was to determine and compare the specific activity (of ^{137}Cs , ^{60}Co and ^{54}Mn) in macrophytes from Lake Druksiai (the cooling pond) and from pluvial drainage of the Ignalina NNP before and after decommissioning, to assess the impact of chemical substances and of the heated water to the accumulation of radionuclides in macrophytes, to elucidate the role of aquatic plants in the self-purification of water from pollution with radionuclides.*

Введение

Одной из важнейших проблем, решаемых радиоэкологией пресноводных экосистем, является оценка барьерной роли водных биогеоценозов по отношению к миграции радиоактивных веществ [2]. Для решения этой проблемы нужны данные о накоплении радионуклидов донными отложениями, а также водными растениями, особенно теми видами, которые в водоеме выделяются большой биомассой и повышенной способностью аккумулировать радионуклиды.

Установлено, что повышенной способностью аккумулировать радионуклиды, по сравнению с другими экологическими группами водных растений, выделяются макрофиты [2]. Это связано с тем, что макрофиты целиком или основной частью находятся в воде и таким образом обладают гораздо большей поглощающей способностью. Поэтому макрофиты, которые являются первым звеном в пищевой цепи и аккумулируют радионуклиды в основном из воды, играют важную роль в их миграции в пресных водоемах [9], тем более что попавшие в водоем радионуклиды быстро разбавляются водой и аккумулируются не только макрофитами, но также оседают на дно водоема. В связи с этим, вода является наименее информативным компонентом гидроэкосистемы для определения загрязнения ее радионуклидами.

При создании барьерных зон в водных биогеоценозах по отношению к миграции радионуклидов важную роль могут играть прибрежно-водные растения, которые в прибрежных зонах водоема создают большие обрастания и способны накапливать радионуклиды, как из воды, так и из донных отложений через хорошо развитую и многолетнюю корневую систему [8].

В водоемах-охладителях АЭС на миграцию радионуклидов могут влиять различные антропогенные факторы, такие как повышенная температура воды, а также совместно с радионуклидами поступающие в водоем различные химические вещества. Установлено, что при увеличении температуры воды до 28°C накопление ^{60}Co водными растениями возрастает в 1,7–4,7 раз, а на накопление ^{137}Cs водными растениями температурный фактор влияет в

меньшей степени, чем на накопление ^{60}Co [2].

Целью настоящей работы являлось определения уровней активности ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{54}Mn в макрофитах озера Друکشай (водоем-охладитель) и канала сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2) Игналинской АЭС (ИАЭС) до ее закрытия, сравнить уровни активности этих радионуклидов в макрофитах озера и канала сточных вод ПЛК-1,2 до закрытия (2007–2009 гг.) и после закрытия ИАЭС (2010–2011 гг.), оценить влияние химических веществ и подогретой воды, которые поступают в озеро Друکشай из ИАЭС совместно с радионуклидами, на их аккумуляцию макрофитами до закрытия ИАЭС, а также выяснить роль водных растений при самоочищении воды от загрязнения радионуклидами и при создании ими барьерных зон по отношению к миграции радионуклидов в водоеме.

Объект и методика исследований

Игналинская АЭС расположена в северо-восточной части Литвы около оз. Друکشай (Дрисвяты), которое используется как водоем-охладитель. Длина озера – 14,3 км, ширина – 5,3 км, занимаемая площадь – 49 км², максимальная глубина – 31 м, средняя – 8 м [4]. Первый энергоблок ИАЭС введен в эксплуатацию в 1983 г., второй блок – в 1987 г. Первый блок был выведен из эксплуатации в январе 2005 г., а второй – 31 декабря 2009 г.

Для радиоэкологических исследований пробы макрофитов и донных отложений отбирали в оз. Друکشай на 4 станциях мониторинга, расположенных на различных расстояниях от объектов ИАЭС, и в канале сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС (рис. 1) один раз в год в июле – августе до ее закрытия в 2007–2009 г. и после ее закрытия в 2010–2011 г. В канале сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС до ее закрытия также были собраны пробы корней прибрежно-водных растений и донные отложения на месте их произрастания.

Подготовка проб макрофитов, корневой системы прибрежно-водных растений и донных отложений для измерения радионуклидов в естественных и лабораторных условиях проводили по стандартным радиоэкологическим методикам [1, 2].

Измерения ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{54}Mn в собранных пробах про-



ПЛК-1,2 – канал проливневой канализации; ПВК – канал подогретой воды; 1, 4, 6, 7 – станции мониторинга, расположенные на различных расстояниях от объектов ИАЭС.

Рис. 1. Схема оз. Дружский и станции отбора проб макрофитов и донных отложений

водили на γ -спектрометре в Центре радиационной безопасности Литвы и в Центре исследований природы.

В лабораторных исследованиях при изучении влияния канала сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС, а также антропогенных факторов среды на аккумуляцию радионуклидов макрофитами были использованы тест-организмы: *Nitellopsis*

obtusata [6].

Результаты исследования и их обсуждение

До закрытия ИАЭС (2007–2009) в оз. Дружский наиболее высокие уровни активности ^{137}Cs были установлены в макрофитах *Ceratophyllum demersum* на 7-ой станции мониторинга (в зоне сброса сточных вод ПЛК-1,2), а также на 1-ой станции мониторинга, в *Cladophora sp* (табл. 1). На 1-ой и 6-ой станциях мониторинга в других видах макрофитов уровни активности ^{137}Cs были значительно ниже. На протяжении исследования на 4-ой станции мониторинга уровни активности ^{137}Cs в макрофитах изменялись незначительно. Наиболее высокие уровни активности ^{60}Co и ^{54}Mn в макрофитах также установлены на 7-ой станции мониторинга (в зоне сброса сточных вод ПЛК-1,2), в то время как на других станциях мониторинга уровни активности этих радионуклидов в основном были ниже измеряемых уровней.

В 2007 г. в канале сброса сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС уровни активности ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{54}Mn в макрофитах *Ceratophyllum demersum* достигали соответственно 20; 34 и 2 Бк/кг (табл. 2). В то время, как в 2008 году уровни активности этих радионуклидов в *Myriophyllum spicatum* достигали соответственно до 271; 218 и 6428 Бк/кг. В изученных видах макрофитов также был определен и ^{134}Cs , уровень активности которого достигал 250 Бк/кг. Эти данные свидетельствуют о том, что из ИАЭС в канал сточных вод ПЛК-1,2 попали увеличенные количества радионуклидов.

Следует отметить, что проведенные нами долговременные исследования (с 1988 по 2007 г.) свидетельству-

Таблица 1. Уровни активности радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в макрофитах оз. Дружский до закрытия Игналинской АЭС (2007–2009 гг.)

Вид макрофитов	Ст. 1			Ст. 4			Ст. 6			Ст. 7		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
^{137}Cs												
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3±0,4	5±3,4	2±0,6	–	6±0,8	5±1,0	4±0,4	–	5±0,4	4±0,8	–	–
<i>Ceratophyllum demersum</i>	22±2	3±0,9	4±0,5	7±0,7	–	8±1,6	7±0,7	–	–	17±2	17±7,2	–
<i>Potamogeton sp.</i>	–	1±0,1	3±0,8	–	–	–	–	–	–	–	4±0,7	–
<i>Cladophora sp.</i>	–	9±3,2	14±1,5	–	–	–	–	–	14±1,2	–	–	–
<i>Spirodela sp.</i>	–	4±0,5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
^{60}Co												
<i>Myriophyllum spicatum</i>	< mdl	< mdl	< mdl	–	1±0,4	1±0,3	< mdl	–	< mdl	< mdl	–	–
<i>Ceratophyllum demersum</i>	< mdl	< mdl	< mdl	1±0,2	–	< mdl	< mdl	–	–	42±2	38±7,5	–
<i>Potamogeton sp.</i>	–	< mdl	< mdl	–	–	–	–	–	–	–	3±0,7	–
<i>Cladophora sp.</i>	–	< mdl	< mdl	–	–	–	–	–	< mdl	–	–	–
<i>Spirodela sp.</i>	–	< mdl	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
^{54}Mn												
<i>Myriophyllum spicatum</i>	< mdl	< mdl	< mdl	–	3±0,4	–	< mdl	–	< mdl	< mdl	–	–
<i>Ceratophyllum demersum</i>	< mdl	< mdl	< mdl	< mdl	–	–	< mdl	–	–	2±1	67±11,4	–
<i>Potamogeton sp.</i>	–	< mdl	< mdl	–	–	–	–	–	–	–	8±1,0	–
<i>Cladophora sp.</i>	–	3±0,2	< mdl	–	–	–	–	–	< mdl	–	–	–
<i>Spirodela sp.</i>	–	< mdl	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Примечание: < mdl – ниже измеряемого уровня.

Таблица 2. Уровни активности радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в макрофитах канала сточных вод промливневой канализации Игналинской АЭС три года до её закрытия (2007–2009 гг.) и два года после её закрытия (2010–2011 гг.)

Вид макрофитов	¹³⁷ Cs			⁶⁰ Co			⁵⁴ Mn			¹³⁴ Cs		
	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009	2007	2008	2009
До закрытия Игналинской АЭС												
<i>Myriophyllum spicatum</i>	–	*начало 166±33 *конец 271±20	*начало 18±1,6 *середина 13±1,1	–	*начало 2185±108 *конец 463±23	*начало 46±1,9 *середина 37±1,6	–	*начало 6428±372 *конец 151±88	*начало 44±2,3 *середина 46±2,1	–	*начало 120±14 *конец 154±81	*начало 3±0,4 *конец 2±0,2
<i>Ceratophyllum demersum</i>	20±2	*середина 392±47 *конец 406±54	*конец 22±1,2	34±2	*середина 754±51 *конец 634±50	*конец 63±3	2±0,6	*середина 2203±147 *конец 1774±129	*конец 75±3	< mdl	*середина 208±27 *конец 250±30	*конец 3,0±0,2
После закрытия Игналинской АЭС												
	2010	2011		2010	2011		2010	2011		2010	2011	
<i>Myriophyllum spicatum</i>	*конец 10±4,4	*начало 12±2,5 *конец 4±1,9		*конец < mdl	*начало 28±3,0 *конец 5±1,6		*конец < mdl	*начало 12±4,7 *конец < mdl		*конец 6±1,1	*начало < mdl *конец < mdl	
<i>Ceratophyllum demersum</i>	*середина 27±2,4	*начало 27±4,9 *середина 30±6,1		*середина 46±2,8	*начало 125±7,6 *середина 53±7,4		*середина 29±7,6	*начало 17±6,5 *середина 15±6,8		*середина 3±1,4	*начало < mdl *середина < mdl	

Примечание: < mdl – ниже измеряемого уровня; * – канал.

ет о том, что в канале сточных вод ПЛК-1,2 такие высокие уровни активности в макрофитах, как в 2008 г., не были установлены [1,8]. Наиболее высокие уровни активности ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn и ¹³⁴Cs в макрофитах, которые достигали соответственно лишь 90; 250; 220 и 15 Бк/кг, были установлены в 1990–1993 г. В 2009 г. уровни активности радионуклидов в макрофитах в канале сточных вод ПЛК-1,2 были значительно ниже, чем в 2008 г., однако они были выше чем в 2007 году (табл. 2).

Хотя наиболее высокие уровни активности радионуклидов в макрофитах, особенно ⁶⁰Co и ⁵⁴Mn, в оз. Друкшай были установлены в зоне сброса сточных вод ПЛК-1,2 (станция мониторинга 7), однако они были значительно ниже, чем в макрофитах канала этих сточных вод (табл. 1 и 2). Это можно объяснить тем, что основное количество радионуклидов аккумулируется макрофитами, растущими в этом канале. Таким образом, в этом канале макрофиты очищают сточные воды от радионуклидов, т.е. до их поступления в оз. Друкшай происходит процесс фиторемедиации,

Известно, что до закрытия Игналинской АЭС в оз. Друкшай со сточными водами ПЛК-1,2 совместно с радионуклидами поступали различные химические вещества, которые могли влиять на аккумуляцию радионуклидов в макрофитах, в том числе и на их миграцию в озере. В ходе проведенных в лабораторных условиях опытов было установлено, что поступающие в оз. Друкшай такие органические вещества как комплексоны, растворенные в воде органические вещества, сточные воды ПЛК-1,2, а также подогретая вода (до 30°) влияли на уровни и процесс аккумуляции радионуклидов в макрофитах-тесторганизмах *Nitellopsis obtusa* и их клетках [5]. Влияние изученных химических веществ на уровни накопления радионуклидов макрофитами могло быть связано с изменением физико-

химических свойств радионуклидов и функционального состояния макрофитов и их клеток.

В оз. Друкшай поступающая с Игналинской АЭС (до ее закрытия) подогретая вода влияла на жизнедеятельность макрофитов и вызывала их гибель [1]. Было установлено, что в зоне влияния подогретой воды оз. Друкшай после бурного развития макрофитов (1986–1988 г.) исчезли те их виды, которые были более чувствительны к действию повышенной температуры водной среды [7].

Оценка уровней накопления радионуклидов в макрофитах оз. Друкшай после закрытия ИАЭС (2010–2011 гг.) показала, что наиболее высокие уровни активности ¹³⁷Cs установлены в макрофитах *Cladophora sp.* (до 19 Бк/кг) и *Ceratophyllum demersum* (до 14 Бк/кг) а наиболее низкие в *Potamogeton sp.* (до 4 Бк/кг) (табл. 3). На изученных станциях мониторинга оз. Друкшай уровни активности ¹³⁷Cs в одних и тех же видах макрофитов различались незначительно. Самые высокие уровни активности этого радионуклида установлены в макрофитах в канале сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС (до 30 Бк/кг) (табл. 2).

В оз. Друкшай уровни активности ⁶⁰Co в макрофитах были установлены на станциях мониторинга 1, 4 и 6 и варьировали от 2 до 7 Бк/кг. Уровни активности ⁵⁴Mn в макрофитах были установлены только на 7 станции мониторинга (до 13 Бк/кг) на других станциях они были ниже измеряемых величин (табл. 3).

Из полученных нами данных следует, что на изученных станциях мониторинга оз. Друкшай уровни активности ¹³⁷Cs, ⁶⁰Co и ⁵⁴Mn в макрофитах три года до закрытия Игналинской АЭС и два года после ее закрытия в основном не различались (табл. 1 и 3). Однако, после закрытия ИАЭС в канале сточных вод ПЛК-1,2 уровни активности ⁶⁰Co, ⁵⁴Mn и ¹³⁴Cs в макрофитах достигали 125, 29 и 6 Бк/кг и были выше, чем до закрытия станции (в 2009 г.) (табл. 2).

Таблица 3. Уровни активности радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в макрофитах оз. Друкшай после закрытия Игналинской АЭС (2010–2011 гг.)

Вид макрофитов	Ст. 1 st.		Ст. 4		Ст. 6		Ст. 7	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
¹³⁷ Cs								
<i>Ceratophyllum demersum</i>	8±2,6	4±1,6	–	14±2,7	–	7±2,2	–	13±6,6
<i>Myriophyllum spicatum</i>	–	–	15±3,5	4±1,1	–	< mdl	–	–
<i>Potamogeton</i> sp.	3±1,7	4±1,6	–	–	–	–	–	3±1,4
<i>Elodea canadensis</i>	–	9,0±6,1	–	–	–	–	–	–
<i>Cladophora</i> sp.	14±2,1	19±3,2	–	–	–	–	–	–
⁶⁰ Co								
<i>Ceratophyllum demersum</i>	< mdl	< mdl	–	7±3,1	–	2±1,3	–	< mdl
<i>Myriophyllum spicatum</i>	–	–	< mdl	3±1,1	–	< mdl	–	–
<i>Cladophora</i> sp.	< mdl	4±2,2	–	–	–	–	–	–
<i>Potamogeton</i> sp.	7±3,3	< mdl	–	–	–	–	–	–
<i>Elodea canadensis</i>	–	< mdl	–	–	–	–	–	–

Примечание: < mdl – ниже измеряемого уровня.

На изученных станциях оз. Друкшай в донных отложениях уровни активности радионуклидов до и после закрытия ИАЭС различались незначительно (табл. 4). Однако, в канале сточных вод ПЛК-1,2 ИАЭС в донных отложениях уровни активности радионуклидов, особенно ⁶⁰Co, после закрытия электростанции были выше, чем до ее закрытия (табл. 5).

Полученные нами данные свидетельствуют о том, что в канал сточных вод ПЛК-1,2 с ИАЭС радионуклиды могли поступать как до, так и после закрытия электростанции. Однако, в оз. Друкшай на изученных станциях мониторинга, в том числе и в зоне попадания сточных вод ПЛК-1,2, повышения уровней активности радионуклидов в макрофитах и донных отложениях после закрытия электростанции не было установлено. Это можно объяснить тем, что в канале сточных вод ПЛК-1,2 в зоне их попадания в оз. Друкшай обильно растут прибрежно-водные растения (в основном

рогоз), которые, по-видимому, создают барьерную зону по отношению миграции радионуклидов в озеро.

Из представленных на рис. 2 данных следует, что в 2009 г., т.е. один год до закрытия ИАЭС, уровни активности радионуклидов в корневой системе прибрежно-водных растений канала сточных вод ПЛК-1,2 были выше, чем в 1999 и особенно в 2000 г. Это можно объяснить тем, что в 2008 г. в этот канал поступили повышенные количества радионуклидов, о чем свидетельствуют уровни активности радионуклидов в макрофитах (табл. 2).

Следует отметить, что корневая система прибрежно-водных растений способна накапливать радионуклиды в более значительных количествах, чем донные отложения (рис. 2). По-видимому, между корневой системой этих растений и донными отложениями при накоплении радионуклидов может существовать конкурентная связь, т.е. чем меньше накапливается радионуклидов в донных отложениях, тем больше их накапливается в корневой системе прибрежно-водных растений.

Из полученных нами данных следует, что если макрофиты играют важную роль при очищении воды от загрязнения радионуклидами, то обильно растущие прибрежно-водные растения могут создавать барьерные зоны по отношению к миграции радионуклидов в гидросистеме.

Таблица 4. Уровни активности радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в донных отложениях оз. Друкшай до закрытия (2007–2009 гг.) и после закрытия (2010–2011 гг.) Игналинской АЭС

Станция мониторинга	До закрытия			После закрытия	
	2007	2008	2009	2010	2011
¹³⁷ Cs					
1	184±3	133±7	128±8	–	115±5
4	145±9	76±4	78±4	37±4,0	28±2,1
6	64±2	–	184±9	–	151±14,2
7	6±0,4	19±2	31±3	42±2,0	12±1,8
⁶⁰ Co					
1	1±0,2	4±0,8	< mdl	–	< mdl
4	1±0,1	6±0,7	6±1,0	6±2,0	5±2,2
6	8±0,5	–	1±0,1	–	< mdl
7	1±0,1	< mdl	5±1,2	8±2,0	< mdl

Примечание: < mdl – ниже измеряемого уровня.

Таблица 5. Уровни активности радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в донных отложениях канала сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2) Игналинской АЭС до и после её закрытия (2010 г.)

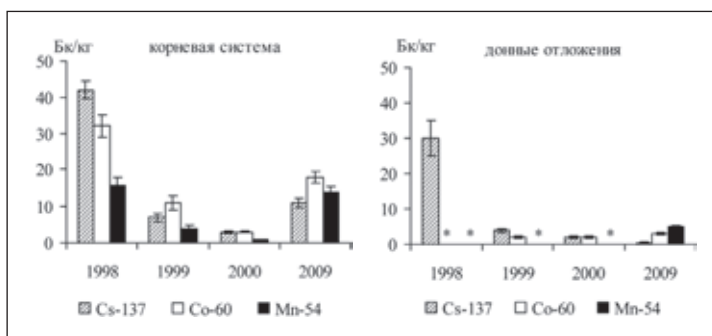
Радионуклиды	До закрытия			После закрытия
	2007	2008	2009	2010
¹³⁷ Cs	< 0,3	11±2	1±0,4	14±2
⁶⁰ Co	< mdl	5±1	3±0,4	240±5
⁵⁴ Mn	< mdl	11±2	1±0,3	12±3
¹³⁴ Cs	< mdl	5±1	< mdl	3±1

Примечание: < mdl – ниже измеряемого уровня.

Выводы

При изучении уровней активности ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn и ^{134}Cs в макрофитах, в корневой системе прибрежно-водных растений и донных отложениях в оз. Друкшай (водоеме-охладителе) и канале сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2) Игналинской АЭС до ее закрытия (2007–2009 г.) и после закрытия (2010–2011 г.) установлено, что:

1. В оз. Друкшай на изученных станциях мониторинга уровни активности ^{137}Cs , ^{60}Co и ^{54}Mn в макрофитах и донных отложениях три года до закрытия Игналинской АЭС и два года после ее закрытия в основном не различались. В канале сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2) Игналинской АЭС уровни активности ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{54}Mn и ^{134}Cs в макрофитах и донных отложениях после закрытия электростанции были выше чем до ее закрытия. Эти данные свидетельствуют о том, что в этот канал сточных вод радионуклиды могли поступать и после закрытия электростанции.
2. Хотя наиболее высокие уровни активности в макрофитах, особенно ^{60}Co и ^{54}Mn , в оз. Друкшай были установлены в зоне сброса сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2), однако они были значительно ниже, чем в макрофитах канала этих сточных вод. Это можно объяснить тем, что основное количество радионуклидов аккумулируется макрофитами, растущими в этом канале сточных вод. Таким образом, макрофиты очищают сточные воды от радионуклидов, т.е. происходит процесс фиторе-



* – ниже измеряемого уровня.

Рис. 2. Уровни активности радионуклидов (Бк/кг сухой массы) в корневой системе прибрежно-водных растений и в донных отложениях канала сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2) Игналинской АЭС до ее закрытия

медиации, еще до поступления сточных вод в оз. Друкшай.

3. В поступлении радионуклидов в оз. Друкшай из канала сточных вод промливневой канализации (ПЛК-1,2) Игналинской АЭС важную роль играют прибрежно-водные растения, которые обильно растут в зоне попадания этих сточных вод в озеро, и таким образом создают барьерную зону по отношению миграции радионуклидов в озеро.
4. В оз. Друкшай поступающие с Игналинской АЭС (до ее закрытия) химические вещества и подогретая вода, изменяя физико-химические свойства радионуклидов, а также функциональное состояние макрофитов и их клеток, могли влиять на уровни накопления радионуклидов в макрофитах, а тем самым и на их миграцию в озеро.

Литература

1. Марчюленене Д., Душаускене-Дуж Р., Мотеюнене Э., Шеобене Р. Радиоэкологическая ситуация в оз. Друкшай – водоеме охладителя Игналинской АЭС. – Вильнюс: Academia, 1992. – 215 с.
2. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезников В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. Том I. – Екатеринбург: Изд-во Урал. ун-та, 2007. – 480 с.
3. Gudelis A., Remeikis V., Plukis A., Lukauskas D. Efficiency calibration of YPGe detectors for measuring environmental samples. // *Environmental and Chemical Physics*, 2000. – №22(3–4). – P.117–125.
4. Jurgeleviciene L., Lasinskas L., Tautvydas A. Druksiu regiono hidrografija. – Vilnius: Mokslas, 1983. – 189 p. (in Lithuanian).
5. Marciulioniene D. Technogeniniu radionuklidu akumuliacija vandens augaluose chemines ir termines tarsos fone. // *Ekologija*. – 2003. – №4. – P.28–35. (in Lithuanian).
6. Marciulioniene D. Influence of chemical and thermal pollution on

technogenic radionuclide accumulation in plants of Lake Drūkšiai. // *Proceedings of Engineering Academy of Armenia (scientific and technological collected articles)*, 2012. – №9(1). – 214 p.

7. Marciulioniene D., Montvydiene, D., Kazlauskienė, N., Kesminas, V. Changes in Macrophytes and Fish Communities in the Cooler of Ignalina Nuclear Power Plant (1988–2008). // *J. of Environmental Engineering and Landscape management*, 2011. – №19(1). – P.21–33.
8. Marciulioniene, D., Montvydiene, D., Paskauskas, R. 2011. The impact of Ignalina Nuclear Power Plant waste water on lake Drūkšiai before the decommissioning of the plant (2007–2009). // *Advanced water supply and wastewater Treatment: A road to Safer Society and Environment. Book series: the NATO Science for Peace and Security Programme C-Environmental. Security*. 2011. – P.277–286.
9. Vander Stricht E, Kirchmann R, editors. *Radioecology. Radioactivity and ecosystems*. Liege: Fortemps, 2001. – 602 p.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ НАДЕЖНОСТЬ ЛОКАЛЬНЫХ АГРОЭКОСИСТЕМ

И.В. Матвеева

Институт экологической безопасности, Национального авиационного университета, Киев, Украина, ecoetic@yandex.ru

RADIOECOLOGICAL RELIABILITY OF LOCAL AGROECOSYSTEMS

I.V. Matveeva

Institute of ecological safety, National air university, Kiev, Ukraine, ecoetic@yandex.ru

Abstract. *An agroecosystem is an important source for the subsequent transport of radionuclides from the environment to the man. The higher the factor of radiocapacity of the agroecosystem is the of the more reliable it is in understanding of the reliability of receipt radionuclides by people.*

Basing on the speed of migration, distribution and redistribution of the radionuclides-tracers-¹³⁷Cs in the components of agroecosystem, and also on size of transition of ¹³⁷Cs to all groups of the population, it is possible to expect the size of reliability given agroecosystem and to estimate the contribution of different components of agroecosystem in the formation of the doses exposed on the population.

Depending on the quantity of radionuclides, which have dropped out on territory it is possible to apply different counter-measures, which efficiency depends on many factors (for example, such as types of soils, humidity, quantity of deposits and etc.) and to estimate their utility.

The application of models and the theory of the reliability for research of ecological processes in different types of ecosystems is useful, as it allows estimating the basic characteristics and fundamental properties of ecosystems, by observation of the behaviour tracers – radionuclides ¹³⁷Cs.

Полученные нами результаты по оценке распределения и перераспределения радионуклидов в агроэкосистеме (на примере с. Галузия, Волынская область) показали заметную динамику формирования дозовых нагрузок на людей. Для оценки и прогноза таких процессов нами предложено использовать модели и теорию надежности. Для этого агроэкосистема рассматривается как система транспорта радионуклидов от почвы к человеку. Нами предложены количественные методы оценки надежности отдельных элементов агроэкосистемы и агроэкосистемы в целом. Данный метод и модели позволили по-новому взглянуть на проблему экологической безопасности человека и рассмотреть проблемы применения защитных контрмер.

Исследования радиоэкологических процессов в агроэкосистемах особенно важны для оценки и прогноза их экологической безопасности для населения, особенно при формировании дозовых нагрузок. Кроме использованного нами раньше метода камерных моделей, считаем необходимым разработать подходы к более общей оценке надежности и устойчивости агроэкосистемы. Речь идет об анализе агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от почвы к человеку, средствах и методах модификации данных процессов.

Разработанные нами модели и теория радиоёмкости экосистем позволят ввести адекватный параметр – фактор радиоёмкости – для определения состояния биоты экосистемы [1, 2, 3].

Радиоёмкость – лимит радионуклидного загрязнения биоты экосистемы, при котором не наблюдаются серьезные изменения ее функционирования. При превышении данного лимита могут наблюдаться угнетение и/или подавление роста биоты. Фактор радиоёмкости определяется как часть радионуклидного загрязнения, способного накапливаться в той или иной части (компоненте) экосистемы,

без нарушения ее структуры. Экспериментальными и теоретическими исследованиями установлено, что чем выше параметр радиоёмкости биоты в экосистеме, тем выше уровень благополучия и надежности биоты в ней. В частности, в исследованиях с растительными экосистемами показано, что способность биоты накапливать и удерживать радионуклидный трассер ¹³⁷Cs, аналог минерального элемента питания растений калия, отображает устойчивость и надежность биоты данной экосистемы [1, 2, 3, 4]. Установлено, что снижение показателя радиоёмкости биоты в растительной экосистеме при влиянии химических поллютантов и при гамма-облучении растений, четко отображает снижение благополучия биоты и надежности экосистемы.

Исходя из проведенных теоретических исследований, можно считать, что, используя параметры скоростей обмена радионуклидов между камерами (α_{ij} и α_{ji}), можно оценивать надежность компонента экосистемы, как элемента системы транспорта радионуклидов по камерам по формуле:

$$P_i = \sum \alpha_{ij} / (\sum \alpha_{ij} + \sum \alpha_{ji}), \quad (1)$$

где P_i – надежность i -того элемента экосистемы, как удерживателя трассера (радионуклида), $\sum \alpha_{ij}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в сопряженные с ней камеры, $\sum \alpha_{ji}$ – сумма скоростей перехода радионуклидов в камеру- i из сопряженных с ней камер, от которых радионуклиды поступают в данную камеру, надежность этого процесса мы оцениваем через P_i [7].

Таким образом, мы оцениваем надежность i -го элемента экосистемы по его способности, удерживать радионуклиды, которые попадают в него. Далее, зная надежность схему – структуру обеспечения надежности транспорта радионуклидов от компонентов экосистемы к человеку, на основе модели надежности можно оценить надежность всей системы транспорта радионуклидов от экосистемы к людям.

Моделирование агроэкосистемы методами теории надежности

Основные блоки транспорта радионуклидов в исследованной агроэкосистеме с. Галузия [5, 6] представлены на рис. 1.

Нами установлено, что основными дозобразующими компонентами данной агроэкосистемы, являются 4-е основных пастбища. Эти пастбища функционируют, в надежном смысле, как параллельная система. Согласно теории надежности [2] общая надежность данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к людям, может быть представлена в виде суммы параметров надежности составляющих блоков-пастбищ.

Камерную модель данной агроэкосистемы мы описали в виде блок-схемы. Установлено, что транспортный поток радионуклидов от каждого пастбища (пастбища образуют параллельную систему) до популяции населения образует четко последовательную систему: почва – трава – корова – молоко – мясо – люди. На основе наших экспедиционных исследований, по результатам наблюдений и расчетов нами получены оценки скоростей перехода между камерами исследованной агроэкосистемы (таблица 1).

Аналогичные данные рассчитаны нами и для остальных трех пастбищ, огорода и леса. Данные таблицы 1 позволяют провести оценки надежности компонентов экосистемы по предложенной нами формуле (1) и, зная последовательный характер связи отдельных компонентов агроэкосистемы с популяцией населения, провести оценку надежности данной агроэкосистемы, как системы транспорта радионуклидов от пастбищ к населению. Результаты расчетов для средних значений скоростей, представлены в таблице 1. Показанный тут подход может быть применен для оценки эффективности разного типа контрмер, которые представлены в таблице 2.

Для анализа используем результаты расчетов, которые показаны в таблице 2. В первом блоке таблицы представлены данные по расчетам надежности транспорта радионуклидов по 4-м пастбищам: сначала при ситуации формирования дозы за счет использования молока, а потом – за счет употребления говядины.

По этим данным были просчитаны величины перехода радионуклидов Cs^{137} ко всем группам населения. Эту величину можно использовать для расчета коллективной дозы, используя величины коэффициентов дозовых цен для Cs^{137} [4, 5, 6] (2×10^{-8} Зв/Бк). Полученная оценка коллективной дозы составляет около 1,6 чел-Зв в год. При этом оценка средней величины индивидуальной дозы облучения людей составляет

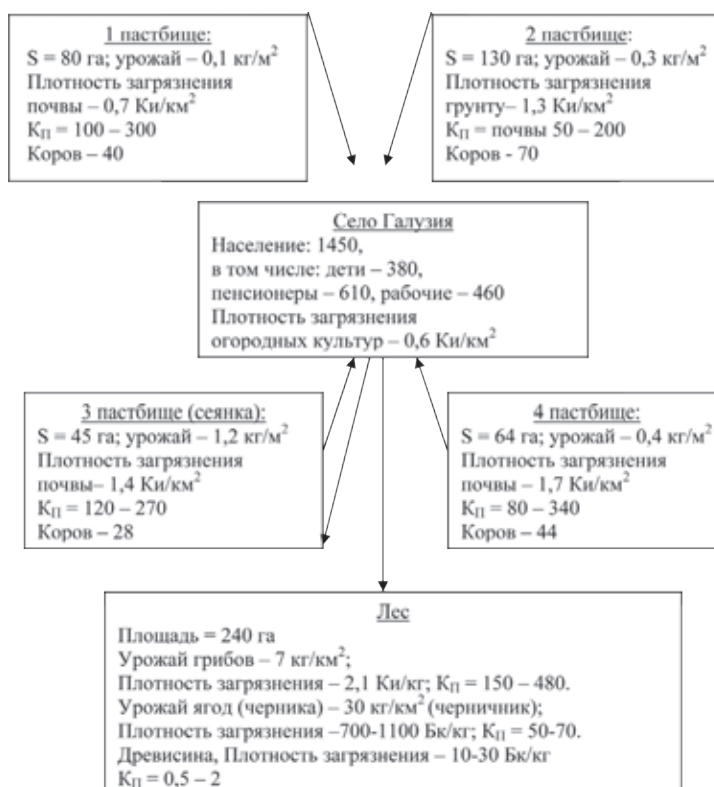


Рис. 1. Принципиальная блок-схема основных составляющих экосистемы с. Галузия Маневического района Волынской области

Таблица 1. Параметры скоростей перехода между камерами для разных составляющих агроэкосистемы с. Галузия (на примере одного из 4-х пастбищ)

Параметр	Минимальное значение	Среднее значение	Максимальное значение	Описание перехода
Пастбище 1				
a_{12}	0,02	0,06	0,1	почва – растения на пастбище
a_{23}	0,18	0,38	0,58	трава – корова
a_{34}	0,08	0,13	0,18	корова – молоко
a_{35}	0,32	0,52	0,72	корова – мясо
a_{36}	0,6	0,36	0,1	корова – отходы
a_{47}	0,2	0,22	0,36	молоко – дети
a_{48}	0,1	0,15	0,2	молоко – пенсионеры
a_{49}	0,3	0,47	0,47	молоко – рабочие
a_{410}	0,5	0,1	0,0	молоко – вывоз
a_{57}	0,00	0,005	0,009	мясо – дети
a_{58}	0,001	0,004	0,007	мясо – пенсионеры
a_{59}	0,008	0,013	0,018	мясо – рабочие
a_{510}	0,58	0,978	0,98	мясо – вывоз
g_{24}	0,2	0,4	0,6	продукция огорода – вывоз

Таблица 2. Оценка надежности агроэкосистемы без участия контрмер и оценка эффективности применения разных контрмер в агроэкосистеме (на примере с. Галузия) путем оценки надежности поступления радионуклидов Cs^{137} от основных пастбищ (на примере одного пастбища), при средних скоростях перехода радионуклидов между камерами модели)

Контрмера	КД * (1)	№ пастбища	Запас р/н, Ки	Надежность транспорта р/н (по молоку)	Надежность транспорта р/н (по мясу)	Надежность общего транспорта р/н	Переход р/н (Ки)	Суммарный переход р/н (Ки) по пастбищам, коллективная доза и КД	КД (2) по надежности
Контрмеры не применялись	1	1	0,0056	0,03	0,022	0,052	0,0008	0,0022 (1,6 чел.-Зв) КД = 1	1
		2	0,0169	0,025	0,019	0,044	0,0007		
		3	0,0003	0,029	0,027	0,056	0,0004		
		4	0,0011	0,041	0,033	0,074	0,0008		
Удобрения	2	1	0,0056	0,015	0,011	0,026	0,00015	0,013 (0,96 люд.-Зв) КД = 1,7	0,0022/0,0013 = 1,74
		2	0,0169	0,013	0,009	0,022	0,00037		
		3	0,0003	0,021	0,020	0,041	0,00026		
		4	0,0011	0,025	0,019	0,044	0,00048		
Сеянка	3	1	0,0056	0,0106	0,0079	0,0185	0,0001	0,008 (0,6 люд.-Зв) КД = 2,7	2,75
		2	0,0169	0,008	0,006	0,014	0,0002		
		3	0,0003	0,017	0,016	0,033	0,0002		
		4	0,0011	0,017	0,013	0,030	0,0003		
Уборка дернины (3–5 см)	10	1	0,0056	0,0033	0,0024	0,0057	0,00003	0,000032 (0,024 люд.-Зв) КД = 66,7	69
		2	0,0169	0,0029	0,0022	0,0051	0,00009		
		3	0,0003	0,0069	0,0065	0,0134	0,00008		
		4	0,0011	0,0061	0,0047	0,0108	0,000012		
Феррационные болюсы	4	1	0,0056	0,014	0,013	0,027	0,0002	0,0012 (0,88 люд.-Зв) КД = 1,8	1,8
		2	0,0169	0,013	0,012	0,025	0,0004		
		3	0,0003	0,0104	0,0102	0,0206	0,0001		
		4	0,0011	0,023	0,022	0,045	0,0005		
Феррационные Фильтры (для молока)	5	1	0,0056	0,0297	0,02	0,0497	0,0003	0,0021 (1,6 чел.-Зв) КД = 1	1,05
		2	0,0169	0,0252	0,0174	0,0426	0,0007		
		3	0,0003	0,026	0,024	0,05	0,0003		
		4	0,0011	0,0416	0,0293	0,0709	0,0008		
Огород		0,2 чел.Зв							

около 1,1 мЗв/год (при норме – 1 мЗв/год).

При этом оценки добавки к коллективной дозы за счет использования продуктов лес (0,34 чел.Зв/год) и продукции огорода (0,2 чел.Зв/год). Тогда суммарная коллективная доза составляет около 2,14 чел.Зв/год, а индивидуальная доза облучения для каждого жителя данного села может составить 1,4 мЗв/год.

В данной агроэкосистеме могут быть задействованы разные контрмеры. В табл. 2 представлены расчетные данные по ряду возможных контрмер для снижения коллективных доз для населения с. Галузия. Из возможных контрмер [4, 5, 6] мы выбрали только некоторые.

Контрмера, которая чаще используется после аварии на Чернобыльской АЭС, – внесения повышенных норм удобрений. При этом коэффициент дезактивации (КД) составляет около 2 единиц. Это означает, что при выращивании продукции растениеводства на повышенных нормах удобрений ожидаемая индивидуальная доза может быть снижена в 2 раза. В таблице 2 представлены данные расчета значений КД по величине снижения дозы при исполь-

зовании этой контрмеры. Расчет показал, что при этом наблюдается снижение поступления радионуклидов в продукты питания людей в 1,74 раза. То есть, получено, что КД по величине экономии коллективной дозы для всего села за счет использования 4-х пастбищ составляет 1,74.

После аварии на ЧАЭС также был использован такая контрмер, как сеянка – когда дикие пастбища засевают культурными травами.

Системные расчеты методами теории надежности (при этом экосистема рассматривается как надежная- параллельная система из четырех пастбищ) составили по всем пастбищам значения КД=2,75. Это приемлемые значения КД.

Эффективным методом дезактивации может быть и удаление на пастбищах верхнего слоя дернины с помощью специальной машины TURF CUTTER. Применение данной контрмеры в 30 км зоне на территории Беларуси и Украины показало резкое, более чем в 10 раз, снижение загрязнения молока и мяса у коров, которых выпасают на обработанном таким образом пастбище. Расчеты показали,

что по параметрам надежности КД после использования снятия дернины, по величине КД может составить 69 единиц. Следует отметить, что данная контрмера трудоемка и достаточно дорога.

В Ровенской области в качестве контрмер были апробированы такие методы, как введение в желудок коровы феррациновых болюсов (КД=4), а также сепарацию полученного от коров молока через специальные фильтры, которые обработаны феррацином (КД=5). Феррацин имеет избирательную способность связывать цезий и, тем самым, снижать его содержание в молоке, которое, как известно, является основным дозообразующим продуктом питания, особенно у жителей сельской местности.

Более детальный расчет на основе предложенной модели надежности позволил провести всестороннюю оценку эффективности данных контрмер. Показано, что по результатам таких системных расчетов КД для феррациновых болюсов составил около 1,8 единиц, а феррациновых фильтров 1,05. Это показывает, что локальная эффективность контрмеры еще не гарантирует общей системной эффективности для всей агроэкосистемы.

Для полноты картины на основе предложенного метода, мы рассмотрели вариант использования ряда контрмер: внесение удобрений, снятия дернины и применения болюсов. Считалось, что комбинация контрмер, окажется

заметно эффективнее каждого отдельно примененной контрмеры. Расчет показал, что комбинированное использование контрмер может позволить заметно, до 69 раз, снизить коллективную дозу для данного села. Ясно, что в условиях относительно малых уровней радионуклидного загрязнения использования такой комбинированной системы контрмер не реально. В то же время подобные комбинации могут быть полезными для других интенсивно загрязненных радионуклидами регионов Украины и Беларуси

Заключение

1. Агроэкосистема является важным источником для последующего транспорта радионуклидов из ОС к человеку. Чем больше фактор радиоемкости данной агроэкосистемы, тем она более надежна в понимании надежности поступления радионуклидов к людям.
2. Опираясь на скорости миграции, распределения и перераспределения радионуклидов-трассеров ^{137}Cs в компонентах агроэкосистемы, а также по величине перехода цезия ко всем группам населения, можно рассчитывать величину надежности данной агроэкосистемы и оценить вклад разных составляющих агроэкосистемы в формирование дозовых нагрузок на население.

Литература

1. Агре А.Л., Корогодин В.И. О распределении радиоактивных загрязнений в медленно обмениваемом водоеме // *Мед. радиология*. – 1960. №1. – С.67–73.
2. Yuriy A. Kutlakhmedov Yu.A., Iryna V. Matveeva I.V. and other. *Theory of Reliability in Radiation Ecology in Proceedings of International Symposium on Stochastic Models in Reliability Engineering, Life Science and Operations Management*. – Israel, 2010. – 275 с.
3. Kutlakhmedov Yu.A., Korogodin V.I., Kutlakhmedova-Vyshnyakova V.Yu. *Radiocapacity of Ecosystems // J. Radioecol.* – 1997. – 5(1). – P.25–35.
4. Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Кольтовер В.К. *Основы радиоэкологии*. – Киев: Выща шк. – 2003. – 319 с.
5. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Заитов В.Р. *Моделирование радиозкологических процессов методом камерных*
- моделей на примере села в Волынской области. *Вісник Національного авіаційного університету*. – 2005. – №3. – С.173–176.
6. Кутлахмедов Ю.А., Матвеева И.В., Исаенко В.Н. Особенности радиозкологических процессов в селе Тернопольской области, оцененных по методу камерных моделей. *Вісник Національного авіаційного університету*. – 2006. – №2. – С.126–128.
7. Кутлахмедов Ю.А., Корогодин В.И., Родина В.В., Матвеева И.В., Петрусенко В.П., Саливон А.Г., Леншина А.Н. *Теория и модели радиоемкости в современной радиоэкологии. В сб. материалов: Международной конференции «Радиоэкология: итоги, современной состояние и перспективы»*. – Москва, 2008. – С.177–193.

РАДИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ХАРАКТЕРИСТИКА УГЛЕЙ МОНГОЛИИ

В.С. Машенькин¹, С.И. Арбузов²

¹Чингис Хаан Банк, г. Улан-Батор, Монголия.

²Томский политехнический университет, г. Томск, mashenikin@mail.ru

RADIOCHEMICAL CHARACTERISTIC OF MONGOLIAN COALS

V.S. Mashenkin¹, S.I. Arbuзов²

¹Chingic Khaan Bank, Ulan-Baatar, Mongolia

²Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. The geochemistry of U and Th in coals of the Mongolia was studied. The evaluations of average contents of uranium and thorium are cited for the main epochs of coal formation in Mongolia. The concentration factors of U and Th in coal deposits were determined.

Монголия обладает значительными запасами и ресурсами угля. Угли различаются разнообразием марочного состава и временем образования. На территории Монголии известны угольные месторождения каменноугольного, пермского, юрского и мелового возраста.

Месторождения углей каменноугольного возраста выявлены на западе и северо-западе Монголии. Суммарные ресурсы углей каменноугольного возраста достаточно значительны – до 1 млрд т. Известны месторождения (Нурст Хотгор) с оцененными запасами более 100 млн т. Месторождения локализируются в межгорных впадинах, в обрамлении которых известны месторождения и рудопроявления редких, редкоземельных и благородных металлов и полиметаллов.

Месторождения угля пермского возраста открыты и, частично, разрабатываются на юго-западе и юге Монголии. По разведанным запасам месторождения пермского возраста являются самыми крупными (Таван Толгой). Месторождения локализируются как в наложенных впадинах, так и в межгорных прогибах. Угли энергетические и коксующиеся. В областях сноса в обрамлении угленосных впадин выявлены многочисленные рудопроявления и месторождения меди и золота, редких металлов.

Месторождения юрского возраста открыты в северной, центральной и южной частях Монголии. По запасам они относятся к средним и крупным. Угли месторождений энергетические и коксующиеся. В областях сноса выявлены проявления медно-порфировой минерализации, меди и железа.

Месторождения мелового возраста распространены на всей территории Монголии. Масштабы месторождений от мелких до крупных. Средние и крупные месторождения угля мелового возраста характерны для центральной и восточной частей Монголии. Угли месторождений энергетического различного марочного состава. В областях сноса установлены месторождения урана, полиметаллов, редких и благородных металлов.

В общем случае возраст угленосных толщ и, следовательно, угля изменяется с запада Монголии на восток от каменноугольного возраста до мелового.

Территория Монголии по особенностям угленакопления разделена на западно-монгольскую и восточно-монгольскую провинции, в которых выделены 15 угленосных бассейнов [2].

По разным оценкам общие ресурсы угля Монголии могут превышать 50 млрд т, из которых около 20 % относится к каменным, остальные 80 % – к бурым.

За последние годы в Монголии значительно выросли запасы коксующихся, энергетических каменных и бурых углей за счёт разведки флангов известных месторождений и открытия новых угленосных площадей.

В Монголии в настоящее время разрабатывается более 20 месторождений угля. Годовая добыча угля составляет около 30,0–35,0 млн т, из которых около 8,0 млн т идёт на внутреннее потребление, а остальной уголь идёт на экспорт. На экспорт вывозится коксующийся уголь месторождений Хундлун, Нарийт Сухайт и Таван Толгой, которые расположены вблизи монголо-китайской границы.

Добываемый на остальных месторождениях уголь используется в энергетике и коммунально-бытовом секторе.

В 60–80-х годах XX века на территории Монголии проведены в значительных объёмах геолого-съёмочные работы, а также выполнены планомерные поиски месторождений угля для коммунально-бытовых и энергетических целей. В результате были открыты и разведаны 79 месторождений угля и многочисленные углепроявления, установлены основные черты геологического строения угленосных отложений, определен возраст угленосных толщ, подсчитаны запасы и ресурсы угля в выявленных месторождениях и угленосных площадях.

Основные качественные характеристики угля известных месторождений определены во время проведения геологоразведочных работ. Радиометрические характеристики угольных толщ и пород появились с внедрением комплекса ГИС в 70-х годах XX века. К этому времени часть открытых месторождений угля уже активно разрабатывалась. Изучение токсичных и потенциально-токсичных компонентов чаще всего заканчивалось определением в нескольких пробах угля полуколичественным спектральным анализом определённого числа химических элементов без учёта особенностей геологического разреза и количества угольных пластов. При проведении специализированных на уран поисков в Монголии были выявлены уран-угольные объекты различного масштаба. Радиогеохимическая изученность таких объектов очень хорошая, но в открытой печати сведений по ним нет.

Для единичных угольных месторождений Монголии выполнены специализированные исследования [4], проведены исследования по радиоэкологии золоотвалов действующих в г. Улан-Баторе ТЭЦ. Но всё это не решает вопрос о комплексной оценке углей и отходов добычи с целью их безопасного складирования и возможного использования.

Необходимость проведения радиоэкологических исследований обосновывается также существующей ситуацией в г. Чойбалсан. На Чойбалсанской ТЭЦ применяют уголь месторождения Адуунчулуун. Использование окисленного аномально-радиоактивного угля привело к накоплению значительных масс радиоактивных золошлаков.

Как показывают предварительные исследования, таких месторождений на территории Монголии несколько [4]. Полных данных о радиогеохимических характеристиках угольных месторождений Монголии нет. В связи с этим трудно дать объективную оценку радиоэкологической опасности использования углей в теплоэнергетике и коммунально-бытовом секторе.

С целью частичного восполнения этого пробела нами на инициативной основе при незначительной финансовой поддержке Чингис Хаан Банка (Улан-Батор, Монголия) выполнены небольшие по объёму радиогеохимические исследования 18 месторождений угля Монголии. Наряду с данными, полученными монгольскими коллегами [4], это создает основу для предварительного прогноза радиоэкологического состояния угольной сырьевой базы республики Монголия.

Исследования выполнены для углей четырёх эпох угленакопления. Опробование проведено на разрабатыва-

Таблица 1. Содержание урана и тория в углях и золах углей Монголии

Угольный бассейн, месторождение	Кол-во проб	A ^d , %	Содержание элементов, г/т				Th/U
			уголь		зола*		
			U	Th	U	Th	
1	2	3	4	5	6	7	8
Карбоновая эпоха угленакопления							
Месторождение Нурст-Хотгор							
Пласт №1							
Уголь неокисленный	21	20,1"	1,2	2,7	6,0	13,4	2,3
Уголь на контактах с породными прослоями	11	Н.о.	4,8	13,9	23,9	69,1	2,9
Уголь окисленный	4	Н.о.	2,5	4,1	12,4	20,6	1,7
Уголь окисленный (кровля пласта)	15	Н.о.	8,8	3,0	43,8	14,9	0,34
Уголь окисленный (почва пласта)	8	Н.о.	2,1	6,7	10,4	33,3	3,2
Пласт №4							
Уголь неокисленный	5	18,9	1,5	4,0	7,9	21,2	2,6
Уголь окисленный	3	31,7	1,6	3,6	5,1	11,4	2,3
Месторождение Хар-Тарвагатай							
Уголь неокисленный	4	19,3	1,0	2,8	5,2	14,5	2,8
Уголь окисленный	6	18,3	1,0	2,6	5,5	14,2	2,6
Среднее							
Уголь неокисленный	30	19,8	1,2	2,9	6,2	14,8	2,4
Уголь окисленный	13	25,0	1,6	3,3	6,4	13,2	2,1
Пермская эпоха угленакопления							
Месторождение Таван Толгой (Уха Худаг)							
Уголь неокисленный	9	25,0	1,8	2,2	7,2	8,8	1,3
Уголь с пиритом	3	Н.о.	32,5	10,7	130,0	42,8	0,3
Месторождение Хундлун							
Уголь неокисленный	5	10,6	0,9	2,0	8,5	18,9	2,3
Уголь окисленный	3	9,8	1,0	3,5	10,2	35,8	3,5
Месторождение Зээгт							
Уголь неокисленный	3	10,6	1,3	2,2	12,3	20,8	2,1
Уголь окисленный	4	13,3	0,7	1,4	5,3	10,5	1,5
Уголь окисленный (до сажистого)	1	27,4	31,6	3,2	115	11,6	0,1
Месторождение Хуренгол (Угумур-1)							
Уголь неокисленный	27	40,5	2,1	6,5	5,2	16,1	3,3
Уголь окисленный	3	36,1	1,5	5,1	4,2	14,1	3,4
Маньт							
Уголь неокисленный	9	24,7	3,7	5,4	15,0	21,9	1,7
Уголь окисленный	7	14,3	2,8	3,7	19,6	25,9	1,4
Среднее							
Уголь неокисленный	53	28,0	2,2	4,9	7,8	17,6	2,3
Уголь окисленный	17	17,1	1,8	3,4	10,3	19,7	1,9
Юрская эпоха угленакопления							
Месторождение Сайхан-Ово							
Уголь окисленный	6	9,7	3,0	1,9	30,9	19,6	1,23

Продолжение таблицы 1

1	2	3	4	5	6	7	8
Месторождение Могойн-Гол							
Уголь неокисленный (*)	6	11,3	28,9	3,0	255	26,6	0,15
Уголь окисленный	3	21,8	11,2	8,0	51,4	36,7	0,7
Месторождение Баянтэг							
Уголь неокисленный	3	10,3	2,2	4,9	21,36	47,6	2,5
Уголь окисленный	5	17,5	34,0	8,6	194,3	49,2	0,99
Месторождение Шарынгол							
Уголь неокисленный	25	11,0	1,9	5,0	15,5	47,5	2,65
Уголь окисленный	4	19,8	3,3	6,5	17,3	34,8	1,9
Среднее							
Уголь неокисленный	28	10,9	1,9	5,0	17,8	45,8	2,58
Уголь окисленный	18	16,1	13,1	5,8	80,9	36,0	0,45
Нижнемеловая эпоха угленакопления							
Месторождение Алаг-Того							
Уголь неокисленный	4	19,9	1,1	3,2	7,6	16,1	3,09
Уголь окисленный	4	32,1	4,2	3,8	13,1	11,8	1,85
Месторождение Адун-Чулун							
Уголь неокисленный	3	10,3	2,8	1,0	27,19	9,7	0,5
Уголь окисленный (*)	4	21,2	240	2,2	1133	10,4	0,01
Месторождение Чандгантал							
Уголь неокисленный	8	13,2	1,4	1,0	10,6	7,6	1,16
Уголь окисленный	4	27,7	18,1	1,5	65,5	5,3	0,07
Месторождение Багануур							
Уголь неокисленный	2	8,4	3,7	1,6	44,2	13,0	1,1
Месторождение Шивэ Ово							
Уголь неокисленный	25	16,7"	3,2	4,5	19,2	27,0	1,7
Уголь с пиритом	3	Н.о.	17,4	16,2	104	97,0	0,9
Месторождение Увур Чулуут							
Уголь окисленный	5	15,9"	11,1	4,9	69,8	30,8	0,6
Месторождение Тугрикнуур							
Уголь неокисленный	6	11,3	0,9	1,5	8,0	13,3	1,9
Уголь окисленный	2	17,7	0,5	1,4	2,8	7,9	5,0
Среднее							
Уголь неокисленный	48	15,0	2,4	3,1	16,3	20,7	1,3
Уголь окисленный	15	23,1	9,8	3,2	42,2	13,7	0,3
Кларк для углей**	8400		2,4	3,3	16	21	1,4

Примечание: A^d – зольность угля, * – пересчитано на золу; ** – [3], " – среднее значение по месторождению по литературным данным; (*) – данные в подсчет средних значений не взяты; Н.о. – нет данных.

емых угольных разрезах линейно-дифференцированным и бороздовым способами, один объект охарактеризован при помощи кернового опробования (использованы дубликаты проб, отобранных на стадии детальной разведки месторождения Хуренгол, участок Угуумур-1). Вес исходной пробы 1–2 кг, дубликатов проб – 0,2 кг. Содержание радиоактивных элементов определялось методом нейтронно-активационного анализа. Анализ выполнен в лаборатории ядерно-геохимических исследований кафедры геоэколо-

гии и геохимии Томского политехнического университета (Россия, г. Томск). 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.

Разделение на окисленные и неокисленные разности угля выполнено на основе анализа механической крепости, трещиноватости и условий залегания угля.

Результаты определения урана и тория в углях и золах углей приведены в таблице 1.

Результаты исследований и их обсуждение

Среднее содержание U в углях месторождений карбонового возраста ниже кларкового. Содержание Th также ниже кларка, за исключением 4-ого пласта месторождения Нурст-Хотгор.

Средние содержания урана в кровле пласта №1 месторождения Нурст-Хотгор составляют 8,8 г/т, тория – 3,0 г/т при пониженном торий-урановом отношении. В сажистых углях кровли пласта выявлены маломощные локальные линзы угля с содержаниями U до 50,6 г/т и тория – до 5,6 г/т. С глубиной концентрации U уменьшаются до 2,3 г/т и Th – до 2,4 г/т при пониженном торий-урановом отношении. В почве пласта содержания U в среднем составляют 2,1 г/т, Th – 6,7 г/т при нормальном торий-урановом отношении.

Угольные пласты месторождений карбонового возраста содержат многочисленные прослои алевролитов, песчаников и, возможно, тонштейнов мощностью от первых сантиметров до первых метров. Средние содержания U в породных прослоях составляют 5,5–7,5 г/т, Th – 16,0–18,3 г/т при нормальном торий-урановом отношении (табл. 2). Средние концентрации U в угле на контактах с породными прослоями составляют 4,8 г/т, Th – 13,9 г/т, что превышает средние содержания радиоэлементов в угле месторождений. (табл. 1).

Таким образом, карбоновые месторождения угля характеризуются низкими концентрациями радиоэлементов. В зонах окисления установлены линзы угля с повышенными содержаниями урана. По уровням накопления тория и торий-урановому отношению угли карбоновой эпохи близки к одновозрастным углям Сибири.

Средние содержания урана в углях пермского возраста, в основном, ниже, а тория – несколько выше кларковых концентраций. Угли месторождения Маньт отличаются повышенными относительно кларка содержаниями радиоэлементов, вероятно, за счёт залегания в зоне окисления.

В угольном пласте месторождения Уха Худаг (Таван Толгой) установлено наличие прослоев угля, обогащённого сингенетичным (?) пиритом. Средние содержания U в этих прослоях составляют 32,5 г/т, Th – 10,7 г/т при пониженном торий-урановом отношении.

В окисленных до сажистого состояния углях месторождения Зээгт содержание U достигает 31,6 г/т и Th – 3,2 г/т. В окисленных разностях средние концентрации U и Th резко снижаются до 0,7 и 1,4 г/т соответственно. Низкие содержания радиоэлементов в окисленных углях обусловлены, вероятно, интенсивным выщелачиванием.

Таблица 2. Содержание урана и тория в породных прослоях угольных пластов

Месторождение, пласт	Кол-во проб	Содержание элементов, г/т		Th/U
		U	Th	
Карбоновая эпоха угленакопления				
Нурст-Хотгор, пласт №1	28	7,2	18,3	2,5
Нурст-Хотгор, пласт №4	5	5,5	16,0	2,9
Хар-Тарвагатай	4	7,5	17,0	2,7
Пермская эпоха угленакопления				
Хундлун	1	7,7	29,8	3,9
Зээгт	1	12,0	22,6	1,9
Юрская эпоха угленакопления				
Сайхан-Ово	2	1,2	10,6	8,6
Могойн-Гол	6	11,0	16,1	1,6
Баянтэг	1	14,5	41,6	2,9
Шарынгол	4	4,4	14,5	3,3
Нижнемеловая эпоха угленакопления				
Чандгантал (зона окисления)	3	6,5	2,6	0,65
Чандгантал	3	0,45	2,35	5,61
ШивэОво	6	12,0	33,0	2,8

В породных прослоях, залегающих в пластах угля на месторождениях Хундлун и Зээгт, установлены концентрации в 7,7 и 12,0 г/т U и 29,8 и 22,6 г/т Th соответственно, которые значительно выше содержания радиоэлементов в угле месторождений.

Таким образом, угли пермского возраста характеризуются хотя и низкими концентрациями радиоактивных элементов, но превышающими их содержания в углях карбонового возраста. В пластах угля имеются прослои пиритизированных углей с повышенными содержаниями радиоэлементов.

Содержания U в неокисленных углях юрского возраста составляют 1,9–2,2 г/т, Th – 4,9–5,0 г/т, что близко к кларковым концентрациям. В окисленных углях содержание урана изменяется от 3,0 до 34,0 г/т при содержании тория 1,9–8,6 г/т и пониженном торий-урановом отношении.

В неокисленном угле месторождения Могойнгол среднее содержание U составляет 28,9 г/т, что значительно превышает кларковые концентрации. В подстилающих угольный пласт месторождения породах содержания U составляют 11,0 г/т и Th – 16,1 г/т.

В зоне окисления месторождения Баянтэг в окисленных углях средние содержания урана достигают 34,0 г/т, а тория – 8,6 г/т.

Содержания радиоэлементов в породных прослоях месторождений угля юрского возраста различны. Наибольшие концентрации U и Th выявлены в породных прослоях месторождения Баянтэг, наименьшие – в породных прослоях месторождения Сайхан-Ово.

Таким образом, неокисленные угли юрского возраста характеризуются низкими концентрациями радиоэлементов. Повышенные содержания U, установленные на ме-

сторождении Могойнол, вероятно, являются следствием накопления металла на геохимическом барьере. Масштабы такого накопления не ясны. Для углей зоны окисления характерны повышенные содержания урана и тория.

Средние содержания радиоэлементов в неокисленных углях мелового возраста примерно равны кларковым концентрациям. Наиболее низкие содержания U и Th зафиксированы для угля месторождения Тугрикнуур, наиболее высокие – для угля месторождения Багануур и Адуунчулун.

В зоне окисления концентрации урана в угольных пластах месторождений возрастают до 18,2 г/т (Чандгантал) и даже 240 г/т (Адуунчулун).

На месторождении Чандгантал в зоне окисления как в угле, так и в породных прослоях повышаются содержания радиоэлементов.

В угольном пласте месторождения Шивэ Ово имеются пропластки угля с пиритом с содержаниями урана 17,4 г/т и тория 16,2 г/т.

Таким образом, угли месторождений мелового возраста характеризуются низкими концентрациями радиоэлементов, но содержания U несколько выше, чем у более древних углей. Содержания U в зоне окисления угольных месторождений варьируют в широких пределах, вплоть до достижения концентраций, имеющих практический интерес.

Выводы

Средние содержания радиоактивных элементов в углях разных эпох угленакопления в Монголии мало отличаются друг от друга. Намечается тенденция повышения концентрации урана и тория от более древних углей к более молодым.

Широкое развитие зон окисления и аридный климат обусловили образование на угольных месторождениях радиоактивных аномалий урановой природы.

Согласно данным монгольских специалистов, наиболее радиоактивные угли установлены в месторождении

Бумбат [4], которое разрабатывалось, но затем было законсервировано. Радиоактивными являются угли верхней части угольного пласта месторождения Адунчулуун, в которых содержания урана составляют 240 г/т. Эти угли используются ТЭС г. Чойбалсана для выработки электроэнергии и тепла. В золошлаках золоотстойников ТЭС г. Чойбалсан содержание урана на 30 % ниже, чем должно быть, исходя из его содержания в золе угля [1]. Это указывает на потерю части металла в процессе сжигания угля и гидрозолоудаления. Угли месторождения Могойнол уже длительное время широко используются в коммунально-бытовом секторе близлежащих населённых пунктов, хотя и содержат повышенные концентрации урана.

В породных прослоях, локализующихся в угольных пластах месторождений, содержания тория изменяются от 2,4 г/т до 41,6 г/т. Повышенные содержания тория, возможно, являются следствием отложения продуктов вулканизма.

Проведенные исследования показывают, что угли Монголии отличаются большими вариациями содержаний радиоактивных элементов. Угли карбонового и пермского возрастов 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. 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 обрабатываемых 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. Erdenetsogt B., Lee I., Bat Erdene D., Jargal L. Mongolian coal-bearing basins: Geological setting, coal characteristics, distribution, and resources // *Int. J. Coal. Geol.*, 2009. – Vol. 80. – №2. – P. 87–104.
3. Ketris M.P., Yudovich Ya.E. Estimations of Clarkes for carbona-

ceous biolithes: World averages for trace element contents in black shales and coals // *Int. J. Coal. Geol.*, 2009. – Vol. 78. – №2. – P. 135–148.

4. Norov N., Davaa S., Enkhbat N. Study on natural activity of Mongolian coal using gamma spectrometry. // *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. 18–22 октября 2004 г. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С. 749–751.*

ЦИТОГЕНЕТИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ ВОДНОГО МАКРОФИТА *Elodea Canadensis* В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ГОРНО-ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

М.Ю. Медведева, А.Я. Болсуновский

Институт биофизики СО РАН, Красноярск, Россия, medvedeva_m79@mail.ru

CYTOGENETIC INVESTIGATIONS OF THE AQUATIC MACROPHYTE *Elodea Canadensis* IN THE AREA AFFECTED BY THE OPERATION OF THE MINING-AND-CHEMICAL COMBINE

M.Yu. Medvedeva, A.Ya. Bolsunovsky

Institute of Biophysics, Siberian Branch, Russian Academy of Sciences, Krasnoyarsk, Russia

Abstract. The cytogenetic investigations and radioecological estimation of the technogenic contamination were conducted at the Yenisei River in the area affected by the operation of the Mining-and-Chemical Combine of ROSATOM (MCC). The genotoxicity was evaluated by the frequency and types of the chromosomal aberrations in the apical root meristems of *Elodea canadensis* (elodea). The total frequency of the chromosomal aberrations was 7–9% higher in the elodea's meristems from the area closest to the MCC than in the elodea's samples collected from the upstream sites of Yenisei. The frequency of the aberrations in the ana-telophase cells of the elodea collected close to the MCC in 2012 was lower than in the elodea samples collected in 2004. This may be due to a decrease in the total activity of the artificial radionuclides in the elodea's biomass.

Река Енисей подвержена антропогенному загрязнению как со стороны промышленно-коммунального комплекса г. Красноярска, так и в результате многолетней деятельности Горно-химического комбината РОСАТОМа (ГХК, г. Железногорск), производящего оружейный плутоний. Ранние исследования проб гидробионтов и донных отложений реки Енисей, отобранных вблизи сбросов ГХК в 1999–2009 гг., выявили широкий спектр техногенных радионуклидов, включая трансурановые элементы [4, 7]. Среди активационных радионуклидов наибольшая удельная активность в биомассе водных растений отмечена для ^{24}Na , ^{51}Cr и ^{239}Np – до 1.5 кБк/кг сухой массы, активность долгоживущего ^{137}Cs достигала 350 Бк/кг – в биомассе *Fontinalis antipyretica* [4]. Тяжелые металлы и радионуклиды, интенсивно накапливаясь в погруженных водных растениях и донных отложениях реки Енисей, могут оказывать токсическое и генотоксическое (мутагенное) действие на популяции водных растений.

Для оценки степени загрязнения окружающей среды в настоящее время широко применяют метод биоиндикации, позволяющий выявить ответные реакции генетической системы организмов на антропогенное воздействие. В данной работе в качестве биоиндикатора использовали погруженное водное растение *Elodea canadensis* Michx. (элодея) – вид, широко распространенный в реке Енисей и традиционно используемый в качестве тест-объекта для биомониторинга водных экосистем [3, 8].

Цель работы: провести цитогенетические исследования *Elodea canadensis* в разных районах реки Енисей и выявить связь возможных цитогенетических нарушений в клетках элодеи с уровнем техногенного загрязнения исследованных районов. Для этого оценивали частоту и спектр хромосомных aberrаций в клетках апикальной корневой меристемы элодеи, а также – содержание радионуклидов и металлов в биомассе элодеи, донных отложениях и воде р. Енисей.

Материалы и методы

Биомассу элодеи и верхний слой донных отложений (толщиной до 20 см) отбирали в летне-осенний период 2011–2012 гг. как вблизи ГХК (район с. Атаманово и с. Б.Балчуг – 88 и 98 км от г. Красноярска, соответственно), так и выше по течению реки – в зоне г. Красноярска. Отбор проб проводили в двух районах г. Красноярска – в центре города, в районе автомобильного моста на о. Отдыха (Красноярск-2) и на 12 км выше по течению реки Енисей, в районе п. Удачного (Красноярск-1).

Биомассу элодеи промывали многократно водопроводной водой, сушили при 1050С и определяли в ней активность γ -излучающих радионуклидов на гамма-спектрометре фирмы «Canberra» (США) со сверхчистым германиевым детектором. Спектры анализировали с помощью программного обеспечения Genie-2000 (Canberra, США). Анализ воды и биомассы растений на содержание металлов проводился в аналитической лаборатории Института биофизики СО РАН. Пробы воды из реки Енисей предварительно пропускали через фильтр Milipore с размером пор 1,2 мкм. Содержание К и Na определяли на плазменном фотометре FLAPHO-4 (Carl Zeiss, 1–5%), содержание остальных металлов – на атомно-адсорбционном спектрометре AAS-IN (Carl Zeiss, погрешность до 10%).

Для цитогенетического анализа отбирали молодые корни элодеи, фиксировали в уксусном спирте (3 части 96%-го этанола к 1 части ледяной уксусной кислоты) и окрашивали 1% ацетоорсеином (Диазм, Россия) по стандартной методике [2]. Затем готовили временные давленные препараты в капле 45% уксусной кислоты и исследовали их с помощью микроскопа Микмед-2 (ЛОМО, Россия) при увеличении в 600 раз. Просматривали не менее 2000 делящихся клеток элодеи (20–40 препаратов) из каждого района, около 100 митозов на каждый препарат. Выход цитогенетических нарушений оценивали отдельно на стадиях метафазы и ана-телофазы клеточного цикла. Частоту aberrаций рассчитывали в %, как число клеток с нарушениями к общему числу делящихся клеток. В спектре

Таблица 1. Удельная активность радионуклидов (Бк/кг±sd) в верхнем слое донных отложений (ДО) и биомассе побегов элодеи из исследуемых районов р. Енисей

	Красноярск-1	Красноярск-2	Атаманово	Балчуг
	элодея ДО	элодея	элодея 2011/2012 г. ДО	элодея ДО
⁷ Be	$\frac{46\pm3}{4\pm1}$	67±10	$\frac{132\pm35}{<МДА}$ <МДА	$\frac{<МДА}{<МДА}$
⁴⁰ K	$\frac{611\pm29}{518\pm25}$	1416±73	$\frac{2000\pm110/1400\pm70}{602\pm34}$	$\frac{1030\pm60}{558\pm31}$
⁶⁰ Co	*–	–	$\frac{51\pm3/32\pm1}{199\pm5}$	$\frac{21\pm1}{91\pm2}$
¹³⁷ Cs	$\frac{0,4\pm0,2}{1,2\pm0,2}$	<МДА	$\frac{169\pm7/26\pm1}{748\pm32}$	$\frac{60\pm3}{282\pm12}$
¹⁵² Eu	–	–	$\frac{24\pm2/5\pm1}{432\pm7}$	$\frac{20\pm1}{128\pm3}$
¹⁵⁴ Eu	–	–	$\frac{8\pm1}{<МДА}$ 67±2	$\frac{<МДА}{17\pm1}$
²⁴¹ Am	–	–	$\frac{1,3\pm0,6}{<МДА}$ 11±1	$\frac{2,4\pm0,6}{2,1\pm0,6}$
Σγ-нуклидов	$\frac{657\pm32}{523\pm26}$	1483±83	$\frac{2397\pm162/1462\pm75}{2070\pm81}$	$\frac{1134\pm67}{1079\pm50}$
Σтехногенных нуклидов	$\frac{0,4\pm0,2}{1,2\pm0,2}$	<МДА	$\frac{265\pm14/63\pm3}{1467\pm47}$	$\frac{103\pm6}{521\pm19}$

Примечание: * – изотоп не зарегистрирован; <МДА – активность радионуклида ниже анализируемого предела

хромосомных aberrаций выделяли: мосты (одиночные и множественные), нарушения расхождения хромосом (выбросы за пределы веретена деления, забегание и преждевременное расхождение хромосом), аномалии митоза (многополюсный, ассиметричный), остаточное ядрышко и агглютинацию.

Результаты и обсуждение

Полученные данные по содержанию радионуклидов в биомассе элодеи и донных отложениях реки Енисей представлены в таблице 1. В районе г. Красноярска основной вклад в суммарную γ-активность проб элодеи и донных отложений дают естественные радионуклиды – ⁷Be и ⁴⁰K. Также в пробах из района Красноярск-1 зарегистрирован фоновый уровень ¹³⁷Cs. Донные отложения, собранные ниже по течению от ГХК, содержали до 7 техногенных радионуклидов, в том числе трансурановый ²⁴¹Am. Побеги элодеи из ближней зоны ГХК содержали долгоживущие радионуклиды – ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs и ¹⁵²Eu с активностями до 170 Бк/кг.

Следует отметить, что перечень техногенных радионуклидов в биомассе элодеи р.Енисей значительно снизился в 2011–12 гг. по сравнению с периодом до 2010 г. Это связано с остановкой ядерного реактора на ГХК и прекращением сброса активационных радионуклидов в реку Енисей в апреле 2010 г. В связи с этим, в исследуемых пробах элодеи короткоживущие реакторные радионуклиды не зарегистрированы, а активность долгоживущих радионуклидов (¹³⁷Cs, ⁶⁰Co) в биомассе снизилась в 4–10 раз, по сравнению с предыдущим периодом [4]. В настоящее время продолжает действовать радиохимический завод и другие производства ГХК. В донных отложениях реки Енисей

накоплена значительная активность долгоживущих радионуклидов, которые могут вызывать вторичное загрязнение водных растений.

Наряду с радионуклидами, в воду реки Енисей поступают тяжелые металлы и другие элементы, которые накапливаются в биомассе элодеи (табл. 2). Предполагая, что значительный вклад в загрязнение реки Енисей металлами вносят бытовые и промышленные сточные воды г. Крас-

Таблица 2. Содержание некоторых макро- и микроэлементов (мг/кг сухой массы) в биомассе элодеи из различных районов реки Енисей

Районы исследования	Красноярск-1/ Красноярск-2	Атаманово 2011/2012 гг.	Балчуг
K	23 000/*н.а.	37 000/н.а.	16 759
Na	11 246/5 429	8 160/8 867	8 414
Mg	2 743/н.а.	2 659/н.а.	3 084
Fe	5 873/1 473	8 551/11 697	4 318
Mn	273/н.а.	537/н.а.	662
Zn	70/95	32/46	61
Sr	110/129	132/167	97
Cr	16/2	3/7	6
Cu	15/н.а.	12/н.а.	11
Ni	8/н.а.	12/н.а.	14
Co	5/3	7/7	3
Pb	0,18/н.а.	0,54/н.а.	1,2
Cd	0,81/н.а.	0,47/н.а.	0,36

Примечание: *н.а. – содержание данного элемента в пробе не анализировалось

ноярска, можно было ожидать снижение их концентрации в биомассе элодеи по мере удаления от города. Такая тенденция отмечена только для Zn. Возможно, это связано со снижением содержания Zn в донных отложениях реки Енисей по мере удаления от Красноярска [4]. Для большинства исследованных металлов, максимальное содержание в биомассе элодеи отмечено вблизи сбросов ГХК – в районе Атаманово. Содержание большинства металлов в воде реки Енисей – не превышало рыбохозяйственные ПДК [6], за исключением Zn и Mn, повышенные концентрации которых в воде зарегистрированы в районе Атаманово. По-видимому, производства ГХК кроме сброса радионуклидов, производят сброс тяжелых металлов в реку Енисей.

Цитогенетический анализ корневых меристем элодеи, собранной в исследуемых районах р. Енисей, показал, что суммарная частота aberrаций варьировала от 11,6 до 23,5%, достигая максимума в пробах элодеи района с. Атаманово (рис. 1). Частота aberrаций на стадии метафазы достигала 12% в меристеме элодеи из района Атаманово в 2011 г. и 7% – в 2012 г. В пробах элодеи района г. Красноярска частота aberrаций в метафазе не превышала 9%. Частота aberrаций в ана-телофазных клетках достигала 16,7% в меристеме элодеи из района Атаманово 2012 г., что в 2–3 раза превышало частоту aberrаций проб элодеи из других районов (достоверно при $P=0,05$). Выявлена положительная зависимость частоты aberrантных ана-телофаз от активности техногенных γ -радионуклидов в донных отложениях исследованных районов р. Енисей ($r=0,765$, недостоверно при $P=0,05$). В дальнейшем следует подтвердить эту взаимосвязь на большем числе исследуемых проб.

Сравнение полученных данных с данными цитогенетического анализа элодеи в 2004 году [4] показало, что в 2012 г. частота aberrаций в ана-телофазе – снизилась (с 32,7 до 16,7% – для элодеи района с. Атаманово; с 25,0 до 6,2% – для элодеи района с. Балчуг). Очевидно это связано со снижением дозы облучения растений в связи с отсутствием короткоживущих активационных радионуклидов. Так, суммарная активность техногенных γ -радионуклидов в биомассе элодеи 2012 г. снизилась на порядок по сравнению с элодеей 2004 г. [4], а β -излучатель ^{32}P , активность которого в биомассе элодеи 2004 г. достигала 6,5 кБк/кг – к 2012 году полностью распался.

Из патологий митоза в клетках корневой меристемы элодеи на стадии метафазы чаще всего встречались: выброс одиночных хромосом (до 7,5%) и преждевременное расхождение хромосом к полюсам (до 4%). Реже встречались остаточные ядрышки (до 1,3%) и агглютинация хромосом (до 0,4%). На стадиях анафазы и телофазы наиболее распространенной патологией являлись мосты (до 7,1%) и отстающие хромосомы (до 5,6%); затем по ча-

стоте встречаемости следовал асимметричный митоз (до 2%). Редко встречались – многополюсный митоз (до 0,4%) и фрагментация (0,07%). Для дальнейшего анализа было выделено 5 основных типов aberrаций: нарушения расхождения хромосом, мосты, остаточные ядра, аномалии митоза и прочие aberrации (агглютинация, фрагментация хромосом и aberrации неизвестного вида) (рис. 2). Доля aberrаций каждого типа рассчитывалась в % к сумме клеток с aberrациями, частота встречаемости aberrаций – на общее число делящихся клеток.

В меристеме элодеи из района с. Атаманово мосты составляли более трети всех хромосомных нарушений в клетке. Часто они сопровождались отставаниями и выбросами хромосом, что является признаком недавней хромосомной перестройки. Были выявлены разные типы мостов: одиночные, парные, множественные и разорванные. Частота появления мостов в клетках элодеи из района с. Атаманово была в 2–3 раза выше, чем в клетках элодеи из района г. Красноярска-1. Была показана положительная корреляция частоты встречаемости мостов в клетках эло-

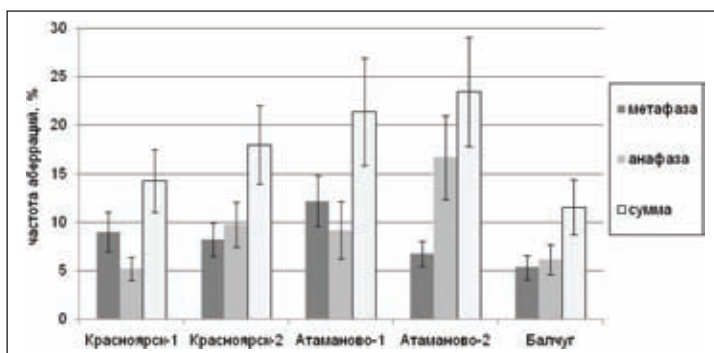


Рис. 1. Частота хромосомных aberrаций на стадиях метафазы и ана-телофазы, а также суммарная частота aberrаций в апикальной корневой меристеме элодеи, отобранной в разных районах реки Енисей (%), среднее значение $\pm$ довер. инт. 95%). Атаманово-1 и Атаманово-2 – пробы, отобранные в 2011 и 2012 г.

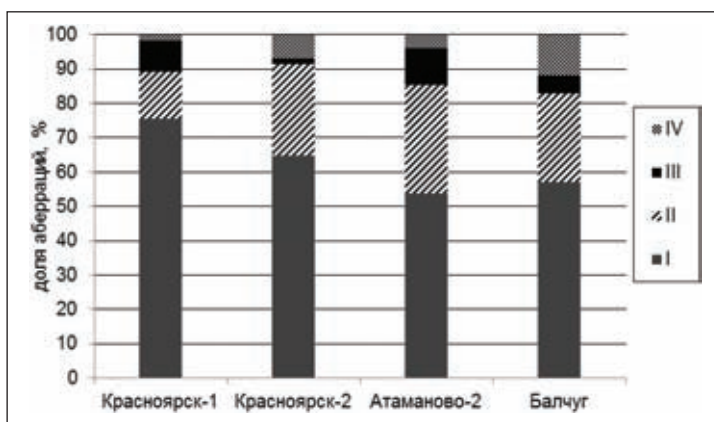


Рис. 2. Спектр нарушений митоза на стадиях мета- и ана-телофазы в апикальной корневой меристеме элодеи канадской из различных районов р. Енисей: I – неравномерное расхождение хромосом; II – мосты; III – аномалии митоза; IV – прочие aberrации (включая остаточное ядрышко, агглютинацию)

деи с содержанием ^{137}Cs в донных отложениях исследуемых районов ($r=0,952$, достоверно при $P=0,05$). Поскольку число исследуемых проб донных отложений было небольшим ($n=3$), полученный коэффициент корреляции следует уточнить на большей выборке.

В метафазных клетках элодеи из 3 исследованных районов были обнаружены остаточные ядрышки, максимальная их частота встречаемости отмечена в клетках элодеи из районов Атаманово и Балчуг (1,3 и 0,8 %, соответственно). Показана достоверная положительная корреляция между частотой остаточных ядрышек в клетках и суммарной активностью γ -радионуклидов в биомассе элодеи ($r=+0,896$, достоверно при $P=0,05$). По литературным данным, появление остаточных ядрышек в делящихся клетках растений связано с повышенной митотической активностью клеток, и возможно, имеет адаптивное значение [5]. К редким видам нарушений следует отнести агглютинацию, или слипание хромосом (до 2 % от всех аберраций). Агглютинация хромосом является признаком высокого токсического эффекта в клетке и обычно заканчивается гибелью клетки [9]. Набухая, хромосомы склеиваются поверхностями и не участвуют в расхождении к полюсам [1]. В клетках элодеи из района с. Атаманово агглютинация хромосом встречалась в 2 раза чаще, чем в клетках элодеи из других районов.

Литература

1. Алов И.А. Цитофизиология и патология митоза. – М.: «Медицина», 1972. – 264 с.
2. Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование /под ред. Мелеховой О.П., Егоровой Е.И. – М.: Издательский центр Академия, 2007. – 288 с.
3. Болсуновский А.Я., Медведева М.Ю., Александрова Ю.В. Интенсивность накопления радионуклидов в биомассе водных растений реки Енисей // Известия Самарского научного центра РАН. – Самара: 2011. – Т.13. – №1(4). – С.776–779.
4. Болсуновский А.Я., Муратова Е.Н., Суковатый А.Г., Пименов А.В. и др. Радиоэкологический мониторинг реки Енисей и цитогенетические характеристики водного растения *Elodea canadensis* // Радиационная биология. Радиоэкология. 2007. – Т.47. – №1. – С.63–73.
5. Калаев В. Н. Цитогенетические реакции листовых древесных растений на стрессовые условия и перспективы их

Кроме радионуклидов, была обнаружена корреляционная взаимосвязь между частотами отдельных типов аберраций и содержанием некоторых металлов в биомассе элодеи (Sr, K, Mn, Ni, Cu), однако необходимо исследование большего числа проб элодеи из различных районов для подтверждения полученных статистических данных.

Заключение

Цитогенетические исследования корневых меристем водного растения *Elodea canadensis* из различных районов реки Енисей показали, что частота встречаемости клеток с аберрациями возрастала в 1,5–2 раза в клетках элодеи, отобранной в реке в ближней зоне влияния ГХК (район с. Атаманово), по сравнению с пробами элодеи из других районов. Частота аберраций в ана-телофазных клетках элодеи из ближней зоны ГХК в 2012 г. снизилась по сравнению данными 2004 г., что связано со снижением суммарной активности техногенных радионуклидов в биомассе элодеи.

Авторы благодарят к.б.н. Квитко О.В., сотрудницу лаборатории лесной генетики и селекции Института леса им. В.Н. Сукачева СО РАН, за ценные консультации и методические рекомендации.

использования для оценки генотоксичности окружающей среды / автореф.докт.дисс. – Воронеж, 2009 г.

6. Перечень рыбохозяйственных нормативов: предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды и водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение. – М.: ВНИРО, 1999. – 304 с.
7. Bolsunovsky A. Artificial radionuclides in sediment of the Yenisei River // Chemistry and Ecology. 2010. – V.26. – №6. – P.401–409.
8. Samecka-Cymerman A.L., Kempers A.J. Biomonitoring of water pollution with *Elodea canadensis* // Water, Air and Soil Pollution. 2003. – V.145. – P.139–153.
9. Yildiz M., Cigerici I.H., Konuk M. et al. Determination of genotoxic effects of copper sulphate and cobalt chloride in *Allium cepa* root cells by chromosome aberration and comet assays // Chemosphere. 2009. – V.75. – P.934–938.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ВЕРХОВЫХ ТОРФАХ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

А.М. Межибор

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, amezhibor@gmail.com

RADIOACTIVE ELEMENTS IN UPLAND PEAT OF TOMSK REGION

A.M. Mezhibor

Tomsk Polytechnic University

Abstract. The article considers the levels of radioactive elements contents in the upland peat of Tomsk region. The mean contents of U and Th are 0,31 and 0,45 correspondently. U and Th tend to bound with organic matter of peat, thus they fixate well in the peat deposits. The artificial radionuclides ^{137}Cs and ^{239}Pu isotopes have been only studied in one bog located close to the nuclear facility of the Siberian Chemical Combine. As peat deposits can be used as archives of atmospheric depositions, the vertical distribution of radionuclides in a peat section of this bog allowed us to register the maximums of the radioactive cesium and plutonium fallouts.

Торфяные ресурсы представляют собой ценные запасы органического сырья, которое используется в различных сферах человеческой деятельности: в качестве топлива, в производстве удобрений и грунтов, в медицине и косметологии. Поэтому, очень важными являются знания о химическом составе торфов, и, тем более, немаловажно изучение содержаний радиоактивных элементов в торфяниках.

Торф является активной химической средой, в которой протекают реакции, приводящие к концентрированию металлов, в том числе радиоактивных [6]. Природные радиоактивные элементы Th и U в верховых торфяниках характеризуются различным характером накопления. Уран накапливается в торфах преимущественно аквагенным путем (в торфе уран сорбируется из растворов на гумусе и его производных в форме U^{6+} и U^{4+} [7]). Торий же поступает с минеральными частицами из атмосферы. Растения легко поглощают растворимые соединения тория [4], в торфе торий связывается в органические комплексы [11].

Для изучения содержаний радиоактивных элементов в торфах были использованы инструментальный нейтронно-активационный анализ (определение урана и тория) (Ядерно-геохимическая лаборатория кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехнического университета, аналитик А.Ф. Судыко), методы гамма- (определение радиоцезия и ^{210}Pb) и альфа- (определение изотопов плутония и америция) спектрометрии (Институт Поля Ширера, Швейцария).

Средние содержания урана в изученных верховых торфяниках Томской области (745 проб) колеблются от 0,08 до 0,47 мг/кг, тория – от 0,15 до 0,47 мг/кг.

Как видно из таблицы 1, оценки средних содержаний природных радиоактивных элементов на территории Западной Сибири, выполненные разными авторами, несколько варьируют.

Среди верховых болот Томской области наибольшими содержаниями урана характеризуются торфы болот, расположенных в южной ее части. Причем, отмечаются аномалии, имеющие как природное [9], рис. 1а, так и техногенное происхождение. В торфянике, расположенном в зоне

Таблица 1. Средние содержания урана и тория в верховых торфяниках Западной Сибири

Регион исследований	U, мг/кг	Th, мг/кг
Томская область	0,31	0,45
Южно-таежная подзона Западной Сибири [5]	0,07	0,14
Центральная Сибирь [1]	0,31	0,45

воздействия предприятия ядерно-топливного цикла (ЯТЦ) Сибирского химического комбината (СХК) в верхней его части определены повышенные содержания урана и тория (рис. 1б, в).

Торф хорошо накапливает не только природные радиоактивные элементы, но и радионуклиды антропогенного происхождения, поступление которых в верховой торф происходит преимущественно из атмосферы. На территории Западной Сибири торфяники являются одной из основных депонирующих радионуклиды сред. Из-за медленного нарастания и отмирания биомассы, большой сорбционной емкости и прочности фиксации высокодисперсных частиц, выпадающих из атмосферы, мхи накапливают значительные количества радионуклидов [10].

Источниками техногенных радионуклидов в торфах на территории Томской области являются Сибирский химический комбинат, а также тепловые электростанции, работающие на угле. Деятельность предприятий ЯТЦ всегда является потенциально опасной для окружающей среды, даже при работе в штатных режимах, поскольку существуют некоторые трудности в улавливании специфических радионуклидов, не говоря уже об аварийных ситуациях. Аномальные концентрации некоторых радионуклидов в почвах фиксируются даже на удалении около 80 км от СХК [8]. ТЭС загрязняют окружающую среду радионуклидами в 12 раз больше, чем атомные электростанции (без учета аварий) [6]. Концентрации урана и тория в золе-уносе обычно увеличиваются в 3–4 раза по отношению к исходному топливу, а в некоторых случаях наблюдается и 10-кратное увеличение [2]. Учитывая тот факт, что при сжигании углей

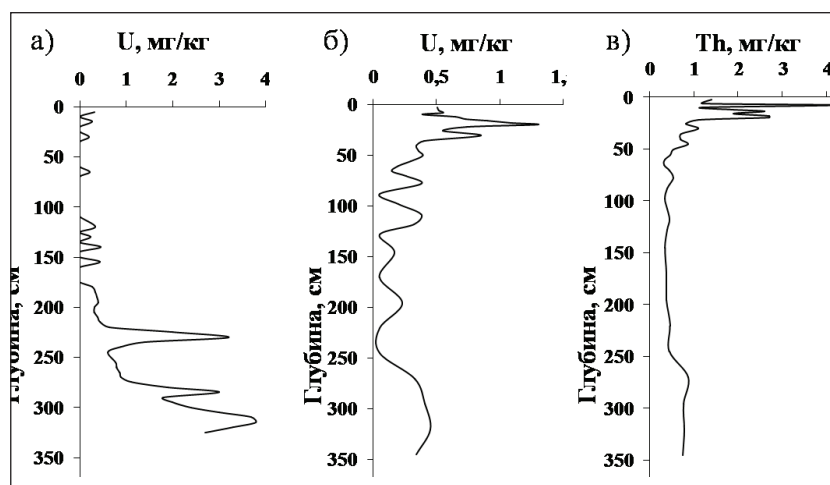


Рис. 1. Распределение U и Th в вертикальном профиле торфяников: а) болото Бакчарское (юг Томской области), б, в) Петропавловский Рям (юго-восток Томской области)

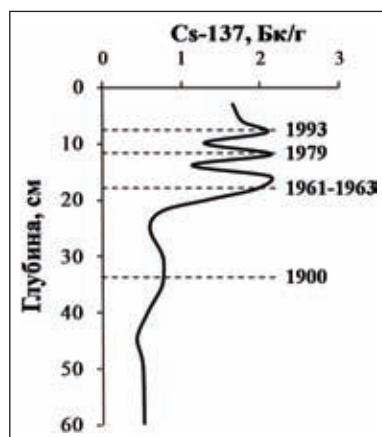


Рис. 2. Вертикальное распределение радиоцезия в профиле торфяника Петропавловский Рям

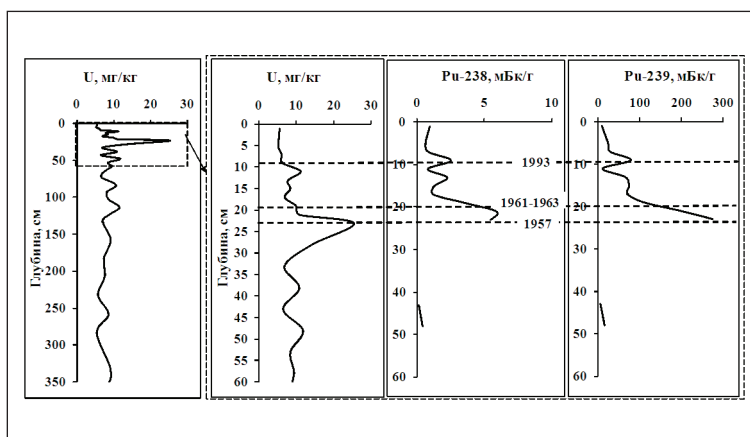


Рис. 3. Распределение изотопов плутония в вертикальном профиле торфяника Петропавловский Рям

происходит концентрирование многих химических компонентов в золе и шлаках, то одна средней мощности тепловая станция в год будет выбрасывать в природную среду, при существующих сегодня средствах пылеулавливания, около 3–4 т урана, вовлекая его в кругооборот, приводя к накоплению в растениях, живых организмах и т.д. [8].

Торфяники аккумулируют в себе, в том числе, и глобальные выпадения радионуклидов из атмосферы, а ретроспективная оценка накопления радионуклидов в торфяниках позволяет выявить периоды поступления радиоактивных элементов от испытаний ядерного оружия, проводимых в середине XX-го века. На примере вертикального разреза верхового торфяника Петропавловский Рям, расположенного в 10 км к северу от СХК можно проследить динамику накопления выпавших из атмосферы радиоактивных элементов, как от испытаний ядерного оружия, так и от выбросов СХК (рис. 2, 3). Так, высокие значения активности ^{137}Cs в верхних интервалах торфяника Петропавловский Рям свидетельствуют о периоде интенсивных ядерных испытаний в атмосфере в начале 60-х гг., и о наличии техногенного воздействия от СХК в последующие годы. Определение возрастных интервалов осуществлялось методом CRS по изотопу ^{210}Pb . В болоте Кирсановское [3], расположенном вне зоны воздействия СХК, также был выявлен интервал, соответствующий периоду интенсивных ядерных испытаний.

Испытания ядерного оружия явились основным источником плутония в атмосфере, достигнув максимума в 1962–1963 гг. Поступление плутония от производств по переработке ядерного топлива обусловлено несовершен-

ством технологии ядерной энергетики и аварийными ситуациями. Изотопный состав таких выбросов отличается от такового при испытаниях ядерного оружия, следовательно, представляется возможным определить источник радионуклидов. В выбросах заводов по переработке ядерного топлива содержание ^{238}Pu в 3–9 раз выше, чем в глобальных выпадениях [4].

В распределении плутония и америция в торфянике Петропавловский Рям отчетливо выделяются два основных периода радиоактивного загрязнения территории вблизи г. Томска: 1961–1963 гг. – период интенсивных ядерных испытаний и 1993 г. – крупная авария на СХК (рис. 3), что подтверждает отношение $^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$, равное 0,03.

Распределение плутония в торфянике Петропавловский Рям хорошо коррелирует с распределением урана (рис. 3), что говорит о единых источниках данных элементов.

Таким образом, верховые торфяники являются хорошими аккумуляторами радиоактивных элементов, а также служат природным планшетом для поступающих из атмосферы техногенных радионуклидов. На территории Томской области зафиксированы высокие содержания урана, имеющие как природное, так и техногенное происхождение. Техногенное происхождение высоких содержания урана в торфянике Петропавловский Рям подтверждается корреляцией в распределении плутония. Плутоний и радиоактивный цезий, обнаруженные в верхнем интервале торфяника Петропавловский Рям, позволяют определить временные интервалы радиоактивного загрязнения окружающей среды.

Литература

1. Арбузов С.И., Архипов В.С., Бернатонис В.К., Бобров В.А., Маслов С.Г., Межибор А.М., Прейс Ю.И., Рихванов Л.П., Судько А.Ф., Сысо А.И. Среднее содержание некоторых элементов-примесей в торфах юго-восточной части Западно-Сибирской плиты // Известия Томского политехнического университета. Науки о Земле, 2009. – Т.315. – №1. – С.44–48.
2. Арбузов С.И., Волостнов А.В., Машенькин В.С. Радиогеохи-

мическая характеристика углей северной Азии // Энергетик, 2010. – №3. – С.2–8.

3. Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Будашкина В.В., Мельгунов М.С., Бобров В.А. Свидетельства фракционирования химических элементов в атмосфере Западной Сибири по данным исследования верхового торфяника // Геохимия, 2003. – №12. – С.1337–1344.
4. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов: справоч-

- ник. В 6 кн. Кн. 6: Редкие f-элементы / под ред. В.К. Буренкова. – М.: Экология, 1997. – 607 с.
5. Инишева Л.И., Содержание химических элементов в торфах верхового типа / Л.И. Инишева, Е.Э. Езупенок // Современные проблемы загрязнения почв: материалы международной конференции. – М, 2007. – С.63–67.
 6. Кизильштейн Л.Я. Уголь и радиоактивность // Химия и жизнь, 2006. – №2. – С.24–29.
 7. Манская С.М., Дроздова Т.В. Геохимия органического вещества. – М.: Наука, 1964. – 315 с.
 8. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиэкологии. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 383 с.
 9. Росляков Н.А., Бобров В.А., Беянин Д.К. К вопросу об источниках радионуклидов в торфяниках юга Западной Сибири // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Материалы V международной научно-практической конференции, 15–18 октября 2008 г. – Семей, 2008. – С.346–348.
 10. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И., Щербов Б.Л., Мельгунов М.С., Страховенко В.Д., Цибульчик В.М. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сибирский экологический журнал, 2000. – №1. – С.31–38.
 11. Arbuzov S.I., Volostnov A.V., Rikvanov L.P., Mezhibor A.M., Il'enok S.S. Geochemistry of radioactive elements (U, Th) in coal and peat of northern Asia (Siberia, Russian Far East, Kazakhstan, and Mongolia) // International journal of coal geology, 2011. – V.86(4). – 318–328.

АНАЛИТИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ЕСТЕСТВЕННЫХ РАДИОАКТИВНЫХ ЭЛЕМЕНТОВ В РЕДКОМЕТАЛЛЬНЫХ РУДАХ (НА ПРИМЕРЕ МЕСТОРОЖДЕНИЯ ТОМТОР)

М.С. Мельгунов, Б.Л. Щербов, Е.В. Лазарева, С.М. Жмодик

Институт геологии и минералогии СО РАН им. В.С. Соболева, Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru

ANALYTICAL PECULIARITIES OF NATURAL RADIOACTIVE ELEMENTS DETERMINATION IN RARE-METAL ORES (BY THE EXAMPLE OF TOMTOR DEPOSIT)

M.S. Melgunov, B.L. Sherbov, E.V. Lazareva, S.M. Zhmodik

Sobolev institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, mike@igm.nsc.ru

Abstract. The adaptation of the existent gamma-spectrometric procedure for the determination of the ^{238}U , ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{232}Th , ^{228}Ac and ^{212}Pb concentration was carried out for the samples with a high content of Thorium and rare-earth elements. It was shown that in six parallel probes of the rare-metal ores of Tomtor deposit of uranium and thorium concentrations are varied within the ranges from 36 to 67 and 1510 to 1990 ppm correspondingly.

Введение

Месторождение редких элементов Томтор расположено на севере Республики Саха (Якутия). Томторский массив ультраосновных щелочных пород и карбонатитов принадлежит к Уджинской щелочной провинции и занимает площадь 300 км², является одним из крупнейших в мире карбонатитовых комплексов и характеризуется наличием мощной площадной коры выветривания [1–3, 5, 8, 9, 12–14 и др.].

Руды месторождения содержат ниобий, иттрий, скандий и большую группу редкоземельных элементов (La, Ce, Nd и др.). Наиболее богатые руды, являются природным ниобиевым и редкоземельным концентратом (участок Буранный) [14]. Содержание Nb₂O₅ в рудах участка Буранный в 3 раза превышает содержание в самом богатом месторождении мира Араша (Бразилия) [17]. Суммарное содержание редких земель (La, Ce, Nd и др.) в некоторых горизонтах превышают 10%. Руды представлены пластовой залежью, определяющей до настоящего времени, главным образом, как переотложенная эпигенетически измененная кора выветривания [4, 7, 10]. «Осадочные» руды залегают на коре выветривания сформированной по карбонатитам, с более бедной минерализацией. Тонкослоистые скрытозернистые богатые руды участка Буранный представлены пироклор-монацит-крандаллитовыми ру-

дами [11] с высокими концентрациями тория, содержание которого по результатам предыдущих исследований составляет до 1 200 и более г/т [5]. Достоверное определение содержания радиоактивных изотопов в рудах Томторского месторождения актуально и с точки зрения геохимических исследований, и с точки зрения технологии извлечения полезных компонентов.

Метод высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии является в настоящее время одним из самых востребованных при определении концентраций гамма-излучающих радионуклидов, включая и некоторые изотопы, входящие в природные радиоактивные ряды ^{238}U и ^{232}Th , в различных компонентах окружающей среды. Ежегодно в мире публикуются сотни научных статей, в основу которых положены аналитические данные, полученные именно этим методом. Несмотря на прекрасное методическое и метрологическое обоснование этот метод в плане определения ЕРЭ, имеет некоторые особенности и ограничения, которые в определенных условиях необходимо учитывать. Источником информации о наличии и массовом содержании (удельной активности) определяемых радионуклидов в исследуемом веществе является гамма-спектр, получаемый с помощью ППД. Правильность и надежность аналитических данных во многом зависит, с одной стороны, от качества зарегистрированного гамма-спектра, на

которое, в первую очередь, влияют разрешение детектора и время набора спектра. С другой стороны, качество аналитических данных зависит от способов расшифровки гамма-спектров, которые должны как можно более полно учитывать вклад ряда мешающих факторов, включая возможное влияние каскадных эффектов, геометрии измерения, наложения аналитических пиков, матричных эффектов, в том числе поглощение аналитических гамма-квантов в материале анализируемых образцов и др. Наиболее сильно указанные мешающие факторы проявляются в сложных условиях измерения, а именно: при использовании высокоэффективной колодезной геометрии, наличии в составе анализируемого материала большого количества элементов с высоким атомным номером ($A > 18$). Для ЕРЭ отдельно необходимо выделить случаи, когда определение элементов одного радиоактивного ряда проводится на фоне высоких содержаний элементов другого ряда. Так в работе [18] рассматриваются особенности определения ^{226}Ra и ^{238}U в обогащенных торием материалах. Показано, что прямое определение урана (по изотопу ^{234}Th) с использованием низкоэнергетических гамма-линий 63,3 и 92,6 кэВ при высоких содержаниях тория в образцах зачастую невозможно даже при относительно высоких содержаниях урана. Связано это, прежде всего, с наложением мешающих линий ^{232}Th на аналитические линии ^{234}Th и со значительным поглощением низкоэнергетических гамма-линий в образце.

Особенностями образцов руд Томторского месторождения, исследованных в настоящей работе, являются: 1) высокие содержания тория и значительно более низкие содержания урана, 2) очень высокие (процентные) содержания редкоземельных элементов, что неизбежно приводит к значительному «утяжелению» вмещающей матрицы и, как следствие, к существенному усилению поглощения гамма-квантов, особенно низко-энергетического диапазона, этим материалом.

В настоящей работе представлены результаты определения содержаний естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ): ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{228}Ac , ^{212}Pb , ^{238}U , ^{232}Th , – полученные методом высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe ППД, в параллельных пробах из переконцентрированной коры выветривания Томторского месторождения (участок Бурянный).

Методы определения

Определение содержаний ЕРЭ в образцах руд Томторского месторождения проводилось в лаборатории «Геохимии благородных и редких элементов и экогеохимии» ИГМ СО РАН методом высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe детектора с низкофоновым криостатом EGPC 192-P21/SHF 00-30A-CLF-FA фирмы EURISYS MEASURES (Франция) [6, 16]. Активный объем детектора составлял 200 см³, размеры колодца – 21×60 мм, абсолютная эффективность регистрации – 15 %, разрешение по линиям 122 и 1332 кэВ – 1,4 и 2,1 кэВ соответственно. Благодаря

большому рабочему объему и наличию колодца внутри активной области, позволяющему проводить измерения в геометрии близкой к 4π, детектор характеризуется высокой эффективностью регистрации гамма-квантов в широком энергетическом диапазоне от 20 до 2000 кэВ. Методика была разработана для определения ^{210}Pb , ^{238}U (^{234}Th), ^{226}Ra , ^{214}Bi и ^{214}Pb (урановый ряд) ^{228}Ac , ^{212}Pb и ^{208}Tl (ториевый ряд) в образцах малого объема (1–10 см³), имеющих алюмосиликатные матрицы, типичные для рядовых почв, донных осадков, горных пород, а также зол и растительности. Диапазон надежно определяемых удельных активностей указанных радионуклидов составляет от 2 до 3000 Бк/кг. Аналитическими линиями, по которым определяются ^{210}Pb и ^{234}Th , являются линии низкоэнергетического гамма-излучения 46,5 и 63,3 кэВ соответственно. ^{226}Ra определяется по линии 186,1 кэВ с учетом наложения линии 185,7 кэВ от ^{235}U . Величина вклада ^{235}U в суммарный пик ^{226}Ra + ^{235}U (186 кэВ) рассчитывается через линию 63,3 кэВ ^{234}Th , полагая, что между ^{234}Th и ^{238}U установлено радиоактивное равновесие, и последний находится в природном соотношении с ^{235}U . Аналитическими линиями для ^{214}Pb являются линии 295,2 и 351,9 кэВ, для ^{214}Bi – 609,3 и 1764 кэВ, для ^{228}Ac – 338,3, 911,2 и 969,0 кэВ, ^{212}Pb – 238,6 кэВ и ^{208}Tl – 583,2 кэВ. Методика изначально учитывает ряд мешающих факторов, влияющих на качество первичной спектрометрической информации, а именно: влияние геометрии измерения, плотности анализируемого образца, наложения мешающих пиков и каскадного эффекта. Нижний предел обнаружения активностей указанных радионуклидов составляет 0,02 Бк при массе навески 10 гр. и времени измерения 12 часов. Аналитическая ошибка единичного измерения при тех же начальных условиях зависит от абсолютной величины удельных активностей (Ауд, Бк/кг) определяемых радионуклидов и составляет по критерию 2 сигма $\pm 10\%$ для Ауд > 100 Бк/кг, $\pm 15\%$ при 40 < Ауд < 100 Бк/кг, $\pm 20\%$ при 10 < Ауд < 40 Бк/кг, $\pm 30\%$ при 2 < Ауд < 10 Бк/кг.

Результаты исследований и их обсуждение

Для адаптации методики гамма-спектрометрического определения ЕРЭ в колодезной геометрии к условиям вмещающих матриц, характерных для исследуемых образцов, было проведено четыре цикла измерений. Первые два проводились в июне и декабре 2012 года. Измерялись разные навески параллельных проб (10м–60м) в стандартной для исходной методики геометрии без их предварительной герметизации. Массы навесок составляли 12–15 гр., объемы – 9–10 см³. Для надежного выделения аналитических линий гамма-излучающих радионуклидов уранового ряда на фоне высоких содержаний тория в пробах время измерения каждого изучаемого образца составляло 12 часов. Первичный анализ полученных аналитических данных показал, что прямое определение ^{210}Pb и ^{234}Th , аналитические линии которых расположены в низкоэнергетическом диапазоне гамма-спектра, невозможно. Связано это, прежде всего, со следующими причинами: 1) сильным, неподдающимся количественному учету поглощением аналитических линий ^{210}Pb и ^{234}Th в материале исследуемых

Таблица 1. Удельные активности некоторых ЕРЭ и содержания ^{238}U и ^{232}Th в образцах руд месторождения Томтор

Проба	Удельная активность, Бк/кг						Содержание, г/т*)				
	Урановый ряд				Ториевый ряд		Уран			Торий	
	^{234}Th	^{226}Ra	^{214}Pb	^{214}Bi	^{228}Ac	^{212}Pb	^{234}Th	^{226}Ra	$^{222}\text{Rn}^{**})$	^{228}Ac	^{212}Pb
Замер март 2013 года, торцевая геометрия											
1ом		760	574	558	6470	5440		61	46	1595	1341
2ом		558	483	484	6820	5806		45	39	1682	1432
3ом		778	574	633	6466	5589		63	49	1594	1378
4ом		772	713	687	6551	5621		62	56	1615	1386
5ом		500	451	482	6704	5731		40	37	1653	1413
6ом		608	543	494	7065	6058		49	42	1742	1494
Замер июнь 2012 года, колодезная геометрия											
1ом	717	675	504	508	7037	6185	58	54	41	1735	1525
2ом	571	515	417	438	6872	5792	46	41	34	1694	1428
3ом	745	710	519	545	6273	5592	60	57	43	1547	1379
4ом	869	828	617	622	6944	5999	70	67	50	1712	1479
5ом	534	480	390	396	7004	6238	43	39	32	1727	1538
6ом	681	641	472	477	7334	6632	55	52	38	1808	1635
Замер декабрь 2012 года, колодезная геометрия											
1ом	715	650	503	503	6564	5959	57	52	40	1618	1469
2ом	601	553	461	443	7137	6869	48	44	36	1760	1694
3ом	682	637	574	557	6668	6154	55	51	45	1644	1517
4ом	848	786	641	650	6799	6281	68	63	52	1676	1549
5ом	556	514	424	428	7312	6663	45	41	34	1803	1643
6ом	681	619	513	491	7121	6648	55	50	40	1756	1639
Герметизированные образцы, замер январь 2013 года											
1ом	628	628	597	652	6659	6603	51	50	50	1642	1628
2ом	524	521	525	517	6993	7019	42	42	42	1724	1730
3ом	654	663	642	657	6637	6645	53	53	52	1636	1638
4ом	766	778	730	737	6845	6761	62	63	59	1688	1667
5ом	509	509	485	494	7089	7176	41	41	39	1748	1769
6ом	629	637	617	650	7364	7386	51	51	51	1816	1821

Примечание: *) – содержания ^{238}U и ^{232}Th рассчитаны через активности указанных радиоизотопов при условии их нахождения в состоянии векового равновесия с родоначальниками радиоактивных рядов; **) – средняя величина, рассчитанная через продукты распада ^{222}Rn (^{214}Pb и ^{214}Bi).

образцов, которое является следствием значительных концентраций редкоземельных элементов и тория; 2) высоким фоном рассеянного излучения в области гамма-спектра, где расположены аналитические пики ^{210}Pb и ^{234}Th ; 3) наложением собственной гамма-линии ^{232}Th (63,8 кэВ) на линию 63,3 кэВ ^{234}Th . Несмотря на маленький выход линии 63,8 кэВ, составляющий 0,267 %, её вклад в суммарный регистрируемый пик становится сравним с вкладом линии 63,3 кэВ ввиду больших содержаний тория в образцах. Проблемы, связанные с невозможностью точного определения интенсивности линии 63,3 кэВ и с наличием повышенного уровня поглощения низкоэнергетических квантов в исследуемом материале, не позволили провести прямое определение ^{226}Ra в образцах по линии 185,7 кэВ. Расчет активностей ^{228}Ac в каждом, конкретном образце показал, что

значения, рассчитанные по площадям пиков линий 911,2 и 969,0 кэВ, близки между собой, но значительно превышают величину, полученную для линии 338,3 кэВ. Аналогичная картина занижения результатов в области низких энергий наблюдалась и при расчете активностей ^{214}Pb и ^{214}Bi , находящихся в равновесии.

Чтобы установить причину такого эффекта был проведен третий цикл измерений. Для снижения влияния каскадных переходов и процессов поглощения гамма-излучения материалом пробы измерения проводились в торцевой геометрии. Масса исследуемого образца составляла 7–8 грамм, диаметр – 70 мм, толщина не более 2–3 мм. Анализ полученных на данном этапе результатов показал, что занижение величин активностей при расчете по линиям с более низкой энергией связано именно со второй причиной.

Таблица 2. Средние удельные активности ЕРЭ и содержания ^{238}U и ^{232}Th в образцах руд месторождения Томтор

Проба	Удельная активность, Бк/кг					Содержание, г/т*	
	^{226}Ra	^{214}Pb	^{214}Bi	^{228}Ac	^{212}Pb	^{238}U	^{232}Th
1ом	650±70	600±60	650±70	6 760±680	6 600±660	51±5	1 650±160
2ом	530±60	530±60	520±60	7 000±700	7 020±700	42±4	1 730±170
3ом	670±70	640±70	660±70	6 530±660	6 650±670	53±5	1 630±160
4ом	800±80	730±80	740±80	6 860±690	6 760±680	61±6	1 680±170
5ом	500±50	490±50	490±50	7 140±710	7 180±720	40±4	1 770±180
6ом	630±70	620±70	650±70	7 270±730	7 390±740	51±5	1 810±180

Примечание: *) – средние величины, рассчитанные через активности указанных радиоизотопов при условии их нахождения в состоянии векового равновесия с родоначальниками радиоактивных рядов.

Четвертый цикл измерений был направлен, с одной стороны, на определение эманационных характеристик изучаемых образцов, с другой стороны, на выявление характера равновесия в ряду $^{226}\text{Ra} - ^{228}\text{Ac} - ^{228}\text{Th} - \dots - ^{212}\text{Pb} - ^{208}\text{Tl}$. Навески проб массой 4–5 грамм упаковывались в кюветы, предназначенные для использования в колодезной геометрии, герметизировались и выдерживались в течение месяца для достижения радиоактивного равновесия между ^{226}Ra и ^{222}Rn . Затем все образцы измерялись, а полученные спектрометрические данные обрабатывались по методике, использованной в первых двух циклах измерения. Полученные результаты показали наличие радиоактивного равновесия в ториевом ряду, что позволило рассчитать поправки на поглощение материалом исследуемых образцов гамма-линий в диапазоне энергий от 186 до 338 кэВ, которые составили 14 % для гамма-квантов с энергией 186 кэВ, 10 % для 238,6 кэВ и 6 % для 338,3 кэВ. Для гамма-квантов с энергией 583,2 кэВ и выше поглощение уже практически не сказывается.

Введение поправок на поглощение позволило рассчитать активности ^{226}Ra , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{228}Ac , ^{212}Pb в исследуемых образцах. Полученные результаты приведены в таблице 1, где даны расчетные значения без указания погрешности измерения и соответствующего округления до первых значащих цифр. В этой же таблице приведены расчетные содержания ^{238}U и ^{232}Th , рассчитанные через активности продуктов их распада, предполагая наличие радиоактивного равновесия в соответствующих рядах распада. Приведенные данные показывают более чем хорошую сходимость результатов, полученных при прямом определении ^{226}Ra и ^{228}Ac во всех четырех циклах измерения. Для герметизированных образцов фиксируется полное равнове-

сие между ^{226}Ra и продуктами его распада (^{214}Pb и ^{214}Bi), а так же между ^{228}Ra (^{228}Ac) и ^{228}Th (^{212}Pb). Отсутствие равновесия в тех же цепочках в негерметизированных образцах говорит о эманировании ^{222}Rn и ^{220}Rn из рыхлого материала изучаемых проб в достаточно больших объемах, что следует учитывать при работе с большими количествами подобного материала. Соответственно, уже на этапе разработки технологий добычи, хранения, транспортировки и переработки таких руд, необходимо принимать меры для минимизации воздействия изотопов радона на окружающую среду и человека.

Правильность предложенного подхода иллюстрируют так же данные по активности ^{234}Th , полученные обратным пересчетом через аналитическую линию 185,7 кэВ ^{226}Ra , при условии наличия в измеряемых образцах природного соотношения ^{238}U и ^{235}U . Приведенные величины близки к равновесным с ^{226}Ra и продуктами его распада.

В таблице 2 представлены усредненные значения содержаний ЕРЭ в изученных образцах. Удельные активности ^{226}Ra и ^{228}Ac лежат в весьма узких диапазонах, составляющих с учетом погрешности измерения для первого от 450 до 880 Бк/кг и 5 870–8 130 Бк/кг для второго. Диапазоны содержаний ^{238}U и ^{232}Th , рассчитанных через активности ^{226}Ra и ^{228}Ac , соответственно, при условии наличия радиоактивного равновесия, составляют с учетом погрешности определения: 36–67 и 1 510–1 990 г/т.

Благодарности

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке междисциплинарного интеграционного проекта СО РАН №40.

Литература

1. Багдасаров Ю.А. Геохимические особенности карбонатов и сопровождающих их силикатных пород щелочно-карбонатитового массива Томтор (Восточная Якутия) // Геохимия, 1997. – №9. – С.62–68.
2. Багдасаров Ю.А. Петрогеохимические критерии лампроитового семейства магматических пород и особенности формирования массива Томтор (Северо-Западная Якутия) // Геология и геофизика, 2009. – Т.50(10). – С.1178–1185.
3. Добрецов Н.Л., Похиленко Н.П. Минеральные ресурсы Российской Арктики и проблемы их освоения в современных условиях // Геология и геофизика, 2010. – Т.51. – №1. –

С.126–141.

4. Коноплёв А.Д., Толстов А.В., Васильев А.Т., Нечелюстов Г.Н. и др. Особенности локализации редкометального оруднения на месторождении Томтор // Редкометально-урановое рудообразование в осадочных породах: Сб. науч. тр. – М.: Наука, 1995. – С.223–241.
5. Кравченко С.М., Беляков А.Ю., Покровский Б.Г. Геохимия и генезис массива Томтор (Север Сибирской платформы) // Геохимия, 1992. – №3. – С.1094–1110.
6. Мельгунов М.С., Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Калугин И.А., Бобров В.А., J. Klerkx. Аномалии радиоактивности на

- южном побережье озера Иссык-Куль (Кыргызстан). Химия в интересах устойчивого развития, 2003. – Т.11. – №6. – С.869–880.
7. Минералогия кор выветривания карбонатитов: Метод. руководство. – М.: ГЕОКАРТ:ГЕОС, 2011. – 308 с.
 8. Парфенов Л.М., Кузьмин М.М. Тектоника, геодинамика и металлогения территории Республики Саха (Якутия). М., Наука, 2001. – 571 с.
 9. Поршнев Г.И., Степанов П.П. Геологическое строение и фосфатность массива Томтор // Щелочной магматизм и апатитность севера Сибири. Л., НИИГА, 1980. – С.84–100.
 10. Толстов А.В. Главные рудные формации Севера Сибирской платформы. М.: ИМГРЭ, 2006. – 212 с.
 11. Толстов А.В., Коноплев А.Д., Кузьмин В.И. Особенности формирования уникального редкометалльного месторождения Томтор и оценка перспектив его освоения // Разведка и охрана недр, 2011. – №6. – С.20–26.
 12. Толстов А.В., Тянь О.А. Геология и рудоносность массива Томтор. Якутск, Изд-во ЯНЦ СО РАН, 1999. – 164 с.
 13. Энтин А.Р., Зайцев А.И., Ненашев Н.И., Василенко В.Б., Орлов А.Н., Тянь О.А., Ольховик Ю.А., Ольштынский С.П., Толстов А.В. О последовательности геологических событий, связанных с внедрением Томторского массива ультраосновных щелочных пород и карбонатитов (Северо-Западная Якутия) // Геология и геофизика, 1990. – Т.12. – С.42–50.
 14. Эпштейн Е.М., Данильченко Н.А., Постников С.А. Геология Томторского уникального редкометалльного месторождения // Геология рудных месторождений, 1994. – Т.36. – №2. – С.83–110.
 15. Эрлих Э.Н. Найти месторождение // Звезда, 2004. – №10. – С.181–201.
 16. V.M. Gavshin, M.S. Melgunov, F.V. Sukhorukov, V.A. Bobrov, I.A. Kalugin and J. Klerkx. Disequilibrium between uranium and its progeny in the Lake Issyk-Kul system (Kyrgyzstan) under a combined effect of natural and manmade processes. // Journal of Environmental Radioactivity. 2005. – V.83. – №1. – P.61–74.
 17. P.F. de Oliveira Cordeiro, J.A. Brod, M. Palmieri, C.G. de Oliveira, E.S.R. Barbosa, R.V. Santos, J.C. Gaspar, L.C. Assis. The Catão I niobium deposit, central Brazil: Resources, geology and pyrochlore chemistry // Ore Geology Reviews 41, 2011. – P.112–121.
 18. Yucel Y., Solmaz A.N., Kose E., Bor D. Spectral interference corrections for the measurement of ^{238}U in materials rich in thorium by a high resolution gamma-ray spectrometry. Applied Radiation and Isotopes, 2009. – V.67. – №11. – P.2049–2056.

РАДИАЦИОННО-ГИГИЕНИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ДОЗ ОБЛУЧЕНИЯ НАСЕЛЕНИЯ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ ПРИ РАЗЛИЧНЫХ ПУТЯХ ПОСТУПЛЕНИЯ ^{137}Cs В ОРГАНИЗМ

Н.А. Мешков

ФГБУ «НИИ Экологии человека и гигиены окружающей среды им. А.Н. Сысина»
Минздрава России, Москва, Россия, professor121@rambler.ru

RADIATION AND HEALTH EFFECTS ANALYSIS OF RADIATION EXPOSURE OF PEOPLE LIVING IN THE ALTAI REPUBLIC AFTER ^{137}Cs ENTERED THEIR BODY IN DIFFERENT WAYS

N.A. Meshkov

Federal State Budgetary Institution "A.N. Sysin Research Institute of Human Ecology and Environmental Health" of the Ministry of Healthcare of the Russian Federation, Moscow, Russia, professor121@rambler.ru

Abstract. The study has performed a radiation and health effects analysis of how much ^{137}Cs contributes to the radiation exposure on people who live in the Altai Republic after the air, swallowed soil and locally-produced food enters their body. The study has revealed that the radionuclide contribution after entering the body with air reaches 99,1 %. It has also showed that the influence of the internal radiation on long-term effects on people living in the Altai Republic does not exceed 0,1 %.

После завершения атмосферных ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне внешнее облучение на территориях, подвергшихся загрязнению продуктами ядерного деления, практически отсутствовало, и дозы формировались за счет поступления ^{137}Cs в организм с продуктами питания местного производства, вдыхаемым воздухом, содержащим взвешенные частицы пыли, и при проглатывании почвы, количество которой у взрослых может составлять 60 мг в сутки.

Распределение населения Республики Алтай, подвергшегося радиационному воздействию вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне, по содержанию ^{137}Cs в организме сравнивалось с аналогичным распределением населения Семипалатинской области, рассчитанного по данным [2], и представлено на рис. 1.

На рис. 1 показано, что в Республике Алтай преоблада-

Таблица 1. Дозы внутреннего облучения при поступлении ^{137}Cs в организм жителей Республики Алтай с вдыхаемой пылью и проглатываемой почвой

Путь поступления в организм жителей Республики Алтай	Средние дозы внутреннего облучения при поступлении ^{137}Cs , мЗв/год (95 % доверительный интервал)
С вдыхаемой пылью	0,071 (0,065–0,078)
С проглатываемой почвой	0,0027 (0,0024–0,0029)
Суммарно	0,074 (0,067–0,081)

дает население с содержанием ^{137}Cs до 20 нКи ($p < 0,01$), а на территории Семипалатинской области с содержанием до 30 и > 30 нКи ($p > 0,05$).

Вклад в дозу облучения населения основного дозообразующего радионуклида ^{137}Cs вследствие испытаний ядерного оружия за счет внешнего излучения, ингаляционного и перорального поступления составляет соответственно 99 %; 0,07 % и $4,6 \times 10^{-5}$ % [1]. Таким образом, вклад в дозу ингалированного ^{137}Cs достигает 0,07 %.

За период с 1970 по 1993 гг. содержание ^{137}Cs в приземном слое атмосферного воздуха на территории Республики Алтай (РА) снизилось в 25,5 раз.

Для оценки значимости разных путей воздействия ^{137}Cs на организм жителей Республики Алтай рассчитывались дозы внутреннего облучения при его поступлении из почвы ингаляционным и пероральными путями, а также с основными продуктами рациона питания.

Результаты оценки доз внутреннего облучения при поступлении в организм ^{137}Cs с вдыхаемой пылью и проглатываемой почвой представлены в табл. 1.

Как видно из табл. 1, из этих путей поступления преобладающим является ингаляционный, на долю которого приходится 96,3 %.

Дозы внутреннего облучения при поступлении в организм ^{137}Cs с основными продуктами рациона питания населения Республики Алтай представлены на рис. 2.

На рис. 2 показано, что наибольший вклад в формирование дозы из основных продуктов питания вносит молоко (43 %), на 2-м месте – мясо (32 %).

Прогноз отдаленных последствий радиационного воздействия на население Республики Алтай в результате испытаний ядерных устройств на Семипалатинском полигоне представлен в табл. 2.

Сравнение показывает, что наиболее высокий вклад в формирование отдаленных последствий вносит внешнее облучение, имевшее место в период прохождения радиоактивных облаков ядерных взрывов над территорией Республики Алтай.

Таким образом, установлено, что влияние внутреннего облучения населения Республики Алтай на формирование отдаленных последствий за счет поступления в организм ^{137}Cs с вдыхаемой пылью, проглатываемой почвой и основными продуктами рациона питания невелико и составляет всего лишь 0,1 %.

Следует отметить, что влияние радиационного воздействия в период ядерных испытаний подтверждено результатами эпидемиологических исследований. Выявлена

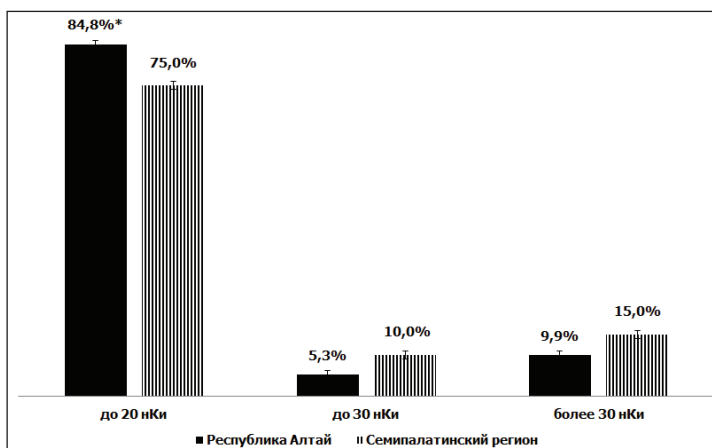


Рис. 1. Распределение обследованного населения Республики Алтай и Семипалатинской области по содержанию ^{137}Cs в организме, %

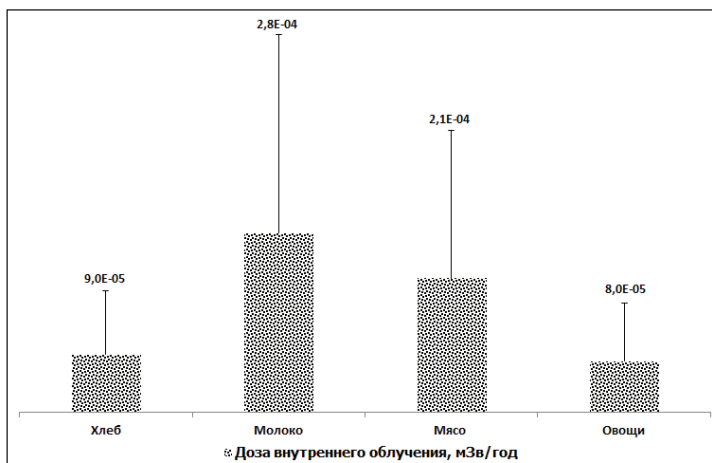


Рис. 2. Дозы внутреннего облучения населения Республики Алтай при поступлении ^{137}Cs с рационом питания, мЗв/год

Таблица 2. Прогноз отдаленных последствий облучения населения Республики Алтай вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне [4]

Отдаленные последствия	Облучение			
	Внешнее		Внутреннее	
	Вся популяция	Взрослые	Вся популяция	Взрослые
Смертельные раки	1013	755	0,7	0,5
Наследственная патология	37	18	0,1	0,09
Всего	1050	774	0,8	0,6

повышенная смертность мужского и женского населения Республики Алтай, проживавшего на ее территории в период 1949–1962 гг., от новообразований – соответственно $OP=5,6$ ($p=0,001$) и $OP=1,4$ ($p=0,1$), и болезней системы кровообращения – $OP=4,9$ ($p=0,001$) и $OP=10,7$ ($p=0,001$) [1].

Литература

1. Мешков Н.А. Прогноз отдаленных последствий облучения. Гигиенические нормативы. Физические факторы окружающей и производственной среды: Коллективная монография / Под ред. О.П. Ломова. 2-е изд., перераб. – СПб.: НПО «Профессионал», 2013. – 222–228 с.
2. Моисеев А.А., Иванов В.И. Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене. – 4-е изд., перераб. и доп. – М.: Энергоатомиздат, 1990. – 252 с.
3. Рахмиев Е.К. Исследование содержания ^{137}Cs у жителей Семипалатинского региона: Тез. докл. на 4 Междунар. конгр. «Иммунореабилитация и реабилитация в медицине», Сочи, 5–9 июля, 1998 // *Int. J. Immunorehabil*, 1998. – №8. – С. 181.
4. ICRP Publication 103: Recommendations of the ICRP.

ТИПЫ УРАНОВЫХ МЕСТОРОЖДЕНИЙ АЛЬПИЙСКО-ГИМАЛАЙСКОГО ПОЯСА

Ю.Б. Миронов

Всероссийский научно-исследовательский геологический институт им. А.П. Карпинского
(ФГУП «ВСЕГЕИ»), Санкт-Петербург, Россия, ogumr@vsegei.ru

URANIUM DEPOSITS OF THE ALPINE-HIMALAYAN BELT

Yu.B. Mironov

A.P. Karpinsky Russian Geological Research Institute (FGUP VSEGEI) St. Petersburg, Russia, ogumr@vsegei.ru

Abstract. *The results of studying distribution patterns and localization conditions of the uranium mineralization of the Alpine-Himalayan belt deposits can be used for forecasting and exploration in similar geological and structural environments in the underexplored areas.*

Альпийско-Гималайский складчатый пояс вытянут в широтном направлении и охватывает южную часть Европы, север Африки и районы Центральной Азии. Северной границей пояса на западе являются палеозойские структуры Европы, юг Восточно-Европейской платформы, Туранской плиты, Тянь-Шаня и Южно-Китайской платформы на востоке. На юге пояс ограничен Афро-Аравийской и Индийской платформами, а также узкой зоной Атласских герцинид на западе (рис.). Альпийско-Гималайский пояс имеет сложное геологическое строение. Докембрийский и палеозойский интрузивно-метаморфический комплекс образует крупные блоки (срединные массивы), вытянутые цепочкой в центральной части пояса и несогласно перекрытые пермскими песчаниками поздних стадий развития. Основные складчатые структуры сложены преимущественно осадочными комплексами. Во внешних частях – это узкие антиклинории с относительно слабым проявлением вулканизма. Для центральных частей характерны широкие синклинали с многочисленными излияниями вулканических лав различного возраста [4, 7].

Орогенный неоген-четвертичный вулканический комплекс состоит из пород морских и континентальных фаций, выполняющих межгорные бассейны и несогласно залегающих на кристаллических породах срединных массивов и в передовых прогибах. Межгорные бассейны представлены обширными впадинами, линейными структурами и грабенами, часто ограничены разломами, контролирующими вулканическую деятельность [9].

Длительная и разнообразная по своим проявлениям история геологического развития способствовала формированию месторождений различных полезных ископаемых, в том числе и урана. В пределах Альпийско-Гималайского пояса известно более 80 месторождений, часть из которых отработана, и тысячи в различной степени изученных про-

явлений урановой минерализации [1, 6].

Первые сведения (1982) по ураноносности Альпийско-Гималайского (Средиземноморского) пояса принадлежат Ю.А. Арапову [1], ряд вопросов освещен А.В. Тархановым (ВНИИХТ) в специальном обзоре (2002 г.), дополнительная информация приведена в работах НИИ и других организаций [2, 5]. При подготовке публикации использован несистемный материал Н.П. Лаверова, Е.К. Мельникова, О.Л. Смилькстын, В.Е. Хаина, Тварчелидзе Г.А., М.В. Шумилина и сотрудников ВСЕГЕИ, много лет изучавших урановые объекты этого региона.

Большая часть урановых объектов Альпийско-Гималайского пояса сформировалась на заключительных этапах главных тектонических событий в несколько урановорудных эпох. Панафриканской эпохе (> 500 Ma) отводится роль рудоподготовительной, с поздневарисийской (240–180 Ma) связаны экзогенные и гидротермальные объекты. В киммерийскую (120–80 Ma) происходило накопление урана в битуминозных породах. Раннеальпийская (60–20 Ma) рассматривается как урановорудная, а позднеальпийская (5–0 Ma) имеет ведущее значение.

По совокупности признаков на основе классификационной системы МАГАТЭ (2013 г.) в пределах Альпийско-Гималайского пояса выделяется ряд основных типов месторождений урана.

Метасоматический тип. Известно одно месторождение этого типа – Сагханд (Иран), локализующееся в блоке докембрийских пород, прорванных гранитами. Вдоль тектонических нарушений развит щелочно-магнезиальный метасоматоз, внутри продуктов которого локализуются урановые тела. Возраст уранинита 516 Ma (Тарханов А.В., 1998). На флангах встречаются более поздние жилы, уранинит которых содержит в изобилии (6–8 %) иттрий. По запасам месторождение мелкое. Урановые месторождения

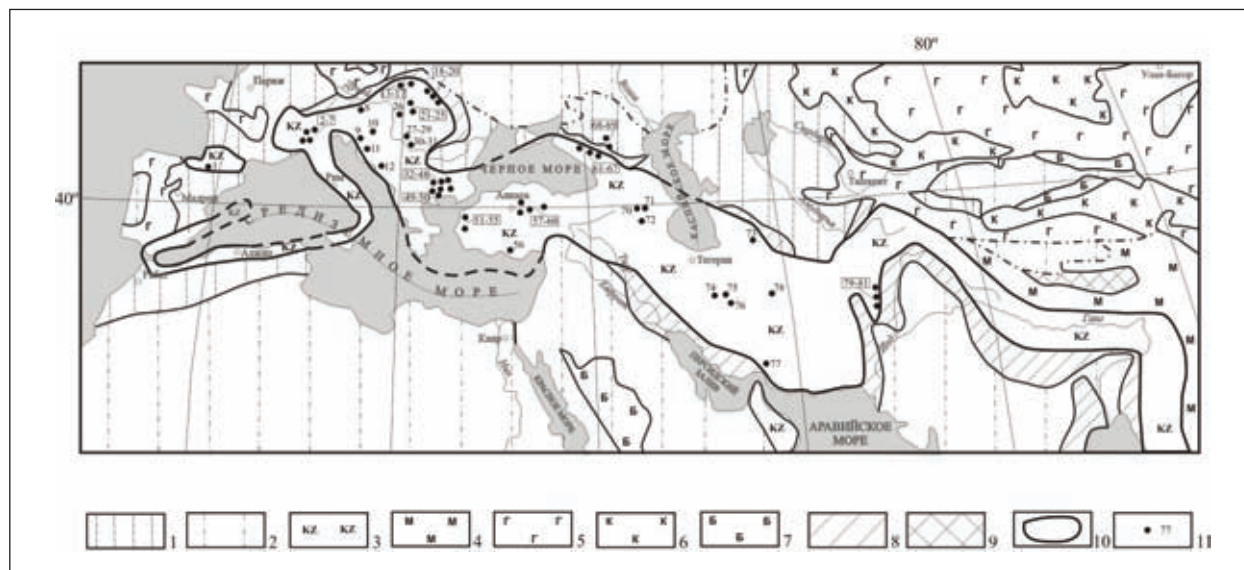
этого типа возможно сохранились в блоках докембрийских пород в центральной части Альпийско-Гималайского пояса (Турция, Иран, Афганистан и др.).

Жильный тип. Жильно-штокверковые гидротермальные месторождения урана в зонах дробления метаморфических и интрузивных пород в структурах пояса сформировались в различные эпохи. Месторождения варисцийского периода расположены в срединных массивах, трансформированных в результате орогенной деятельности (Лос-Ротонес, Андужар, Гуарда – Пиренеи), либо в древних ядрах альпийских мегаантиклинорий (Стара Планица, Нововазза, Бухово, Сливен и др. – Центральные Альпы; Пскент, Даховское – Кавказ). Рудные объекты контролируются узлами пересечения крупных разломов в арочных поднятиях с развитием позднепалеозойских интрузивов и более молодых вулканических комплексов. Жильные месторождения киммерийского возраста (Авраам Янку, Илишево) также связаны с активизацией жестких блоков докембрийских пород с проявлениями гранитоидного магматизма (банотитовый комплекс). К мелким интрузиям гранитоидов пространственно тяготеют месторождения урана в Турции (Эргани, Кабик). Позднепалеозойские жильные месторождения имеют полихронное происхождение. Ору-

денение формировалось в течение нескольких эпох (220–200, 190–180 Ma) и часто носит следы регенерации [5].

Районы с месторождениями альпийской орогении в большинстве связаны со срединными массивами, активизированными в мезозойско-кайнозойское время с проявлением кислого магматизма, формированием вулканогенно-купольных структур или вулканогенно-осадочных впадин (Доспот, Златовска река). Месторождения *вулканического типа* (Смолян, Лесное, Пхрут) за пределами срединных массивов имеют второстепенное значение.

Жильные месторождения позднеальпийской эпохи развиты в Кавказском блоке в связи с субвулканическими интрузиями (Бык, Бештау). Такие объекты локализуются, чаще всего, в зонах краевых прогибов на пересечении разрывных структур в связи со штоками и локалитами кислых пород миоцена. Мелкие проявления браннерит-коффинит-настурановой (с сульфидами) минерализации известны на месторождении Азегур и в районе Бу-Азер-Эль-Граара в Атласских горах Марокко. По составу руд жильные месторождения Альпийско-Гималайского пояса можно разделить на следующие типы: кварц-настурановый с примесью сульфидов (Лос Ротонес, Андужар) и с флюоритом (Стара Планица, Эргани); сульфидно-настурановый (с коффини-



1 – чехлы молодых платформ. 2 – чехлы древних плит и выступы кристаллического фундамента на платформах. 3–7. Области складчатости: 3 – кайнозойской, 4 – мезозойской, 5 – герцинской, 6 – каледонской, 7 – байкальской. 8 – кайнозойские краевые прогибы. 9 – мезозойские краевые прогибы. 10 – границы Альпийско-Гималайского пояса. 11 – месторождения и рудопроявления урана и их номера.

Список месторождений и некоторых рудопроявлений урана: 1 – Эурака, 2 – Кунео, 3 – Прейт, 4 – Р. Фредда, 5 – Новацца, 6 – Валь-Рендена, 7 – В. Доане, 8 – Форштау, 9 – Жировски-Врх, 10 – Мечек, 11 – Стара-Планица, 12 – Златовска Река, 13 – Кальница, 14 – Селец, 15 – Краваны, 16 – Гута-Мурань, 17 – Куришкова, 18 – Круча, 19 – Присекань, 20 – Пинтек и др., 21 – Бихор и др., 22 – Ариешень, 23 – Аврам-Янку, 24 – Петроса, 25 – Пояна, 26 – Паюшень, 27 – Чудановица, 28 – Добрей, 29 – Натра, 30 – Илишова, 31 – Дунайское, 32 – Бухово, 33 – Курило, 34 – Елешница, 35 – Б. Искыр, 36 – Селиште, 37 – Костенец, 38 – Момино, 39 – Хасково, 40 – Орлов Дол, 41 – Припечене, 42 – Мельник, 43 – Сборище, 44 – Сливен, 45 – Сырница, 46 – Планинец, 47 – Доспат, 48 – Смолян, 49 – Серес, 50 – Драма, 51 – Айваджик, 52 – Ташарман, 53 – Каср, 54 – Эгейский район, 55 – Савдар, 56 – Факили, 57 – Йозгат, 58 – Егрибел, 59 – Ергани, 60 – Кабик, 61 – Даховское, 62 – Бамбакское, 63 – Пскентское, 64 – Аксаутское, 65 – Гидамское, 66 – Эшаконское, 67 – Гизельдонское, 68 – Бык, 69 – Бештау, 70 – Иланское, 71 – Пхрут, Лернадзор, 72 – Байче-Бах, 73 – Шесмех-Гол, 74 – Анарек, 75 – Саганд, 76 – Бафк, 77 – Гачин, 78 – Ханнешин, 79 – Багхал-Чар, 80 – Рекху-Чар, 81 – Каха-Нала.

Рис. 1. Расположение месторождений и некоторых рудопроявлений урана в Альпийско-Гималайском поясе

том), часто образующий уран-полиметаллические руды (Сливен, Розен, Авраам-Янку); арсенид-настурановый (Талмези, Мескани, пятиэлементная формация), иногда с ураноносными битумами (Даховское); карбонатит-настурановый (Ханнешин) с высокими концентрациями ниобия, тория и редких земель (Тарханов, 2002).

Самыми распространенными являются кварц-настурановый и сульфидно-настурановый минеральные типы.

Песчаниковый тип. Месторождения песчаникового типа наиболее распространены в Альпийско-Гималайском поясе. Они локализуются в структурах варисцийской и альпийской орогении. Главными типами рудоконтролирующих структур для этих месторождений являются передовые прогибы и краевые бассейны, активизированные в палеозойскую и альпийскую стадии развития региона. Они включают герцинский передовой прогиб, протягивающийся на западе вдоль южного склона Центрально-Альпийского мегаантиклинория и Альпийский краевой бассейн, расположенный на востоке пояса вдоль подножия Гималаев и Сулеймановых гор (Багхал-Шар, Каха-Нана и др.) и в Сивалинских горах Индии (Джамид, Чхаттисгарх).

Это крупные и узкие линейные структуры длиной 1000–2500 км и сотни км шириной. Они имеют относительно стабильную обстановку и благоприятные характеристики (литологические, гидрогеологические и геохимические) рудовмещающих пород. В их пределах расположен ряд крупных месторождений урана песчаникового типа, аналогичных Жировски Вхр и Фористау на Балканах и Баграл-Шар в Пакистане. В варисцийских прогибах (Венгерский и Трансильванский бассейны) локализуются месторождения урана Бихор и Мечек [2].

В некоторых бассейнах южных склонов Альпийского мегаантиклинория песчаниковые месторождения получили широкое развитие. Наиболее крупные из них – Преит, Рио-Фреда, Валь-Ренден, Валь-Паскаре, Валь-Даоне – локализуются в нижней метаморфизованной части вулканогенно-осадочной толщи перми.

Иная взаимосвязь терригенных и вулканических пород наблюдается на малых месторождениях урана в Низких Татрах (Викартовиде, Кривана) и Спишиско-Германского антиклинория (Новеска-Гута, Мурань, Гнильчик), где рудные объекты урана локализуются в межгорных троговых бассейнах. Рудные тела в виде пластов и линз тяготеют к горизонтам, обогащенным органикой как в аллювиальных и дельтовых образованиях, так и в туфах и туфопесчаниках иногда с фосфором. Помимо стратиформных рудных тел на месторождении Новеска-Гута и других также установлены крутопадающие ураноносные зоны. О полигенном и полихронном происхождении оруденения свидетельствует возраст урановых минералов: 240 и 130–100 Ма [8].

В пермской пестроцветной молассе передового прогиба Кавказского антиклинория известна группа мелких месторождений стратиформного (условно песчаникового) типа. К ним относится Челепсинское, локализованное между сероцветными и красноцветными образованиями с настуран-сульфидным оруденением и Гадамское месторождения, где ураноносные фосфориты в сероцветах на-

ходятся в красноцветной молассе.

Месторождения Эшакон и Галиат с эпигенетическим оруденением сажистого настурана и урановыми слюдками локализуется в нижнеюрской терригенно-вулканогенной формации в ассоциации и битумом и пиритом в зонах окисления проницаемых пород.

Месторождения урана в кайнозойских молассах предгорных впадин и речных долин известны в Турции (Каср, Ташириан, Факили, Эгрибель), в Закавказье (Иланское) и в пределах Родопского массива (Элешница, Мельник, Тибана). Рудные объекты неоген-четвертичного возраста (Монино, Орлов Дол, Мудрец) установлены в Верхней Фракии.

В пределах Иранского срединного массива известен ряд крупных межгорных бассейнов. Они состоят из молассоидных образований кайнозоя, но промышленное урановое оруденение в их пределах пока не установлено.

Грабенообразные линейные трог ограничены региональными разломами. Месторождения урана локализуются в краевых частях линейных трогов и на их высоких склонах, где расположены благоприятные источники урана. Примером таких месторождений являются Элешница, Мельник (Болгария), Каер (Турция) и другие.

Основными урановыми восстановителями являются углеродистое вещество, сероводород и фосфаты. Оруденение залегает в сероцветных озерных, аллювиальных и прибрежных морских фациях (Факили, Турция) вблизи с красноцветами [5]. На ряде объектов определен близкий возраст кислых магматических и вулканических пород и руд. Эти факты подтверждают как сингенетическое, так и эпигенетическое происхождение урановой минерализации. Переотложение урана не оказало существенного влияния на масштаб первичных концентраций, а отразилось лишь на качестве руд.

В пределах Родопского массива известны урановые месторождения в зонах дробления высокорадиоактивных гранитов в связи с цеолитами (Белый Искыр, Партизанская поляна и др.). Значение их не велико.

Ураново-угольные месторождения связаны с угленосными или лигнитовыми отложениями (бассейн Эро, Испания). На востоке Верхне-Фракийского межгорного бассейна выявлено мелкое ураново-угольное месторождение Гранатовое неогенового возраста. В отдельных стратифицированных угленосных отложениях впадин, связанных преимущественно с сапропелевыми углями в разных частях пояса, установлены непромышленные концентрации урана.

Промышленными аналогами уран-угольных месторождений являются объекты, расположенные по северному обрамлению пояса на эпиварисцийской платформе. К ним относится ураново-угольное месторождение Фрейнтал (Чешский срединный массив), связанное с ураноносными сапропелевыми сланцами пермского возраста. Типичным примером экзогенного эпигенетического уранового оруденения в углях являются месторождения Кольджат, Нижне-Илийское и другие. Их формирование происходило в результате развития зон грунтового и пластового окисления. Они расположены в эпигерцинском чехле Туранской плиты и локализованы в нижне-среднеюрских молассовых угле-

носных комплексах межгорных бассейнов.

Уран-битумные месторождения. Эта группа включает в себя объекты, связанные с битуминозными породами. Промышленные месторождения известны в Панонском срединном массиве в Румынии, в Южных Карпатах (Натра, Чудановица, Добрей), а также в Марморощском антиклинории (Пинтек, Присекан, Примотару, Круча). Небольшие урановые месторождения локализованы в антиклинории Восточный Банат [3]. Уран-битумные жильные месторождения Восточных Карпат залегают в сланцах и гнейсах. Рудные тела жильные и штокерковые тесно связаны с тектоническими нарушениями и трещинами. Основной минерал – настуран, связанный с актротолитами. Возраст уран-битумных месторождений – около 180 Ма [2].

Ураноносные битумы установлены в виде единичных проявлений в настуран-сульфидных рудах некоторых месторождений Кавказа (Даховское, Пскентское). Уран-битумный тип широко распространен в пределах Русской и эпипалеозойской платформ (Адамовское и другие месторождения Днепровско-Донецкого бассейна), жильные месторождения на западе Туранского массива (Китай) и другие.

Уран-фосфорные месторождения. Промышленных объектов этого типа в пределах пояса не установлено. Однако в Предкавказье и на полуострове Мангышлак широко развиты верхнеолигоценные битуминозные сланцы с фрагментами окаменелых рыб. Они также развиты в межгорных бассейнах ряда срединных массивов (Трансильванский бассейн Панонского массива) и на эпигерцинской

платформе.

Примером рудных объектов этого типа является месторождение Меловое, расположенное в пределах Туранской плиты вблизи северной границы пояса в пределах Закарпатского урановорудного района [1].

Мелкие урановые объекты других типов не имеют практического значения.

Таким образом, в современных границах пояса урановое оруденение, как эндогенное, так и экзогенное, развито довольно широко. Наибольшее количество известных месторождений расположено на территории Словакии (Западные Карпаты), Румынии (Восточные Карпаты), Болгарии (Родопский массив). Вторым по рудонасыщенности является Кавказский блок. Заметное число малых месторождений установлено в Итальянских Альпах.

Все известные объекты по геологическим признакам принадлежат к 6 ведущим типам (МАГАТЭ). Эндогенные месторождения сформировались, в основном, в ларамийскую и раннеальпийскую эпохи, экзогенные – преимущественно в киммерийскую и позднеальпийскую эпохи. В пределах пояса наблюдается омоложение возраста оруденения с запада на восток.

На основании металлогенического анализа по совокупности металлотектов в Альпийско-Гималайском поясе выделено десять урановорудных районов, имеющих различное практическое значение. Мало исследованные территории Альпийско-Гималайского пояса представляют резерв будущих открытий.

Литература

1. Арапов Ю.А. Урановорудные месторождения альпийской части Средиземноморского подвижного пояса // Сб. КНТС по урану, 79. – М.: 1982. – С.3–46.
2. Афанасьев А.М. Урановые месторождения Карпатской дуги // Сб. КНТС по урану, 153. – М.: 2009. – С.50–59.
3. Афанасьев Г.В. Урановые месторождения Юго-Восточного Баната. Специальные вопросы атомной науки и техники. Серия: геология атомной промышленности. №3(3). Организация п/я 1997. – М.: 1972. – С.57–75.
4. Геологическая карта Мира 1 : 15 000 000. / Ред. Б.Я. Яцкевич, ВСЕГЕИ, 2000.
5. Данчев В.И., Стрелянов Н.П. Экзогенные месторождения урана. – М., Атомиздат, 1979. – 243 с.
6. Твалчрелидзе Г.А. Рудные провинции мира (Средиземноморский пояс). – М.: Недра, 1972. – 343 с.
7. Тектоническая карта Европы и смежных областей 1 : 10 000 000. Ред. Хаин В.Е. М., 1979.
8. Урановые месторождения Чехословакии. – М.: Недра, 1984. – 445 с.
9. Хаин В.Е. Региональная геотектоника. Альпийский средиземноморский пояс. – М.: Недра, 1984. – 344 с.

ВКЛАД АВАРИЙНЫХ ВЫПАДЕНИЙ АЭС «ФУКУСИМА» В ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОГО ПОКРОВА ПРИМОРСКОГО КРАЯ И УРАЛЬСКОГО РЕГИОНА

И.В. Молчанова¹, Л.Н. Михайловская¹, В.Н. Позолотина¹, Ю.Н. Журавлев²,
Я.О. Тимофеева², М.Л. Бурдуковский²

¹Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, *Molchanova_i_v@mail.ru*

²Биолого-почвенный Институт ДВО РАН, Владивосток, Россия, *timofeeva@biosoil.ru*

ACCIDENTAL FALLOUT CONTRIBUTIONS OF "FUKUSHIMA-1" NUCLEAR POWER PLANT INTO CONTAMINATION OF THE SOIL-PLANT COVER OF THE PRIMORSKY KRAI AND URAL REGION

I.V. Molchanova¹, L.N. Mikhailovskaya¹, V.N. Pozolotina¹, Y.N. Zhuravlev², Y.O. Timofeeva², M.L. Burdukovsky²

¹Institute of Plant and Animal Ecology, Ural Branch of Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia

²Institute of Biology and Soil Science, Far Eastern Branch Russian Academy of Science, Vladivostok, Russia

Abstract. *The radionuclide contamination of the soil-plant cover of two regions of the Russia was characterized. The accidental fallout contributions of "Fukushima-1" consist of 30–300 Bq/m² for Primorsky region. It is 10 times lower for the Ural one.*

Штатная работа и аварийные ситуации на атомно-энергетических объектах могут приводить к масштабному комплексному загрязнению окружающей среды. В связи с этим выявление закономерностей миграции радионуклидов в природно-территориальных комплексах, испытывающих воздействие таких предприятий или примыкающих к аварийным зонам, стали важной составляющей научных исследований ведущих мировых стран. Поскольку, такие комплексы уникальны по количеству поступивших поллютантов, климатическим условиям и структуре экосистем, исследование каждой загрязненной территории представляет самостоятельный интерес.

Авария на АЭС в Фукусиме 11 марта 2011 г. обусловила долговременное поступление в водную и воздушную среду продуктов ядерного деления. В этот период ветры направляли основную массу радиоактивных облаков в сторону океана. Однако масштаб катастрофы был настолько велик, что обеспечил поступление выпадений во всем Северном полушарии. В научной литературе появились данные о распространении аварийных выбросов на территории США, Европейских стран [10] и РФ [6, 8]. В этом плане несомненный интерес представляет Дальневосточный регион, оказавшийся в непосредственной близости от эпицентра аварии. Данные, характеризующие радиационную нагрузку на естественные экосистемы, для этого региона малочисленны, в то время как потребность в подобных материалах значительна. Она обусловлена потенциальной опасностью, которая проявилась в период аварии на АЭС в Японии и в связи с испытаниями ядерного оружия, проведенными КНДР в феврале 2013 г.

Учитывая глобальный масштаб аварии на АЭС «Фукусима», важно оценить вклад аварийных выпадений в загрязнение компонентов экосистем Уральского региона. В этом регионе в Челябинской области в 1957 г. произошла радиационная (Кыштымская) авария на производственном объединении «Маяк», которая обусловила формирование загрязненной территории, получившей название Восточно-Уральский радиоактивный след (ВУРС). Наряду с этим, в Свердловской области с 1964 г. в штатном режиме эксплу-

атируется Белоярская АЭС. Нами проводится многолетний мониторинг состояния наземных и водных экосистем, испытывающих воздействие предприятий ядерного топливного цикла [7]. В 2011 г. на Урале зафиксирован вклад свежих радиоактивных выпадений.

Цель данного исследования – сравнительная характеристика содержания ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs и ¹³⁴Cs в компонентах почвенно-растительного покрова на территории Приморья и в Уральском регионе, а также оценка вклада аварийных выпадений АЭС «Фукусима» в интегральное загрязнение.

Материал и методы исследования

Радиоэкологические исследования проводили в 2012 г на территории береговой зоны полуострова Муравьева Амурского. Реперные площадки размером 100 × 100 м закладывали, на удалении 1,5 км от уреза воды, в районе расположения объектов атомного флота – бухты Чажма (уч. 1, 2) и Павловского (уч. 3); в местах строительства объектов Саммита АТЭС – Патрокл (уч. 4) и Горностай (уч. 6), а также в районе бухт Лазурная (уч. 7), Муравьиная (уч. 8) и на территории Покровского парка (уч. 5) (рис. 1). Преобладающая форма рельефа обследованной территории – мелкосопочник с останцовыми возвышенностями, у подножий которых, как правило, формируются делювиальные шельфы. Растительность представлена широколиственными лесами. Климат в Приморье – муссонный, с мало-снежной зимой и влажно-тропической погодой летом, что способствует активному разложению поступающих в почву растительных остатков. В почвенном покрове преобладают буроземы типичные, формирующиеся на коре выветривания кислых кристаллических пород и делювиальных отложениях [2].

При проведении многолетних исследований в Уральском регионе пробные площадки закладывали в пределах 30-км зоны БАЭС (уч. 1); на территории ВУРСа (уч. 2), располагая их на разном удалении от источника загрязнения; и на фоновых территориях (уч. 3) (Рис.2). Территория расположена в лесостепной зоне, рельеф – холмисто-увалистый с общим понижением с запада на восток. В регионе



Рис. 1. Карта-схема района исследований (Дальневосточный регион); • – обследованные участки



Рис. 2. Карта-схема района исследований (Уральский регион); • – обследованные территории: 1 – 30-км зона БАЭС; 2 – территория Восточно-Уральского радиоактивного следа; 3 – контрольные участки

преобладают ветры западного направления. Наземные экосистемы представлены в основном вторичными березовыми и смешанными лесами, частично суходольными лугами и залежами. В почвенном покрове широко представлены разновидности серых лесных почв, черноземы различной мощности, а также луговые почвы [5].

В пределах выделенных реперных участков в каждом регионе закладывали почвенные разрезы для отбора проб. Пробы отбирали слоями мощностью 5–10 см до глубины 20 см. Общее содержание радионуклидов в почвенном слое, нормированное на площадь, назвали запасом. В непосредственной близости от разрезов отбирали образцы растительного опада, лесных подстилок, лишайников и мхов.

Содержание ^{90}Sr в подготовленных почвенных и растительных образцах определяли радиохимическим способом. Нижний предел обнаружения радионуклидов составлял 0,2 Бк. Для определения содержания ^{137}Cs и ^{134}Cs использовали многоканальный γ -анализатор с германиевым полупроводниковым детектором фирмы "ORTEC" (США) и нижним пределом обнаружения – 0,1 Бк. Погрешность методов определения не превышала 20 %. Более подробно методика проведения исследований и определения содержания радионуклидов приведена в работе [3].

Результаты и обсуждение

Исследования, проведенные в Дальневосточном регионе показали, что величина удельной активности (Бк/кг сухого вещества) листового опада убывает в ряду $^{90}\text{Sr} > ^{137}\text{Cs} > ^{134}\text{Cs}$. При этом удельная активность ^{90}Sr варьирует в пределах 10–40, ^{137}Cs – 2–10 и ^{134}Cs – 0,2–1 Бк/кг. В лесной подстилке радионуклиды располагаются в такой же последовательности, однако абсолютное содержание в ней ^{137}Cs несколько выше (15–20 Бк/кг). Исключением являются образцы растительного опада, собранные на участке 8, в районе бухты Муравьиная. Содержание в них ^{137}Cs и ^{134}Cs удерживается на уровне 150 и 12 Бк/кг соответственно.

Запас ^{90}Sr в органогенных горизонтах почв (растительный опад + лесная подстилка) не превышает 24 Бк/м², ^{137}Cs 140 Бк/м², а ^{134}Cs 6 Бк/м² что составляет 4 %, 11 % и 15 % соответственно от их общего запаса в 0–20 см слое почв (табл. 1). В почвах обследованных участков он варьирует в пределах 270–1 330 Бк/м², а ^{137}Cs от 430 до 3 040 Бк/м². Минимальное содержание радионуклидов отмечено в почвах Покровского парка (уч. 5), испытывающего антропогенный прессинг, а более высокое – в районе бухты Чажма (уч. 1, 2), где в 1986 г. произошла авария ядерно-энергетической установки на атомной подводной лодке, и в районе бухты

Таблица 1. Запас радионуклидов в органогенных образованиях (лесные подстилки, листовый опад) и почвах на территории юга Приморского Края, Бк/м²

№ участка	Органогенные образования			Почвы			$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{134}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{134}Cs	
1; 2	23	10	0,4	1 330	2 190	184	1,6
3	3	2	0,2	520	1 530	11	3,0
4	10	6	0,05	610	800	28	1,3
5	2	3	0,4	270	430	10	1,6
6	17	11	1	610	1 200	15	1,9
7	18	1	0,1	940	3 040	30	3,2
8	24	140	6	600	1 140	33	2,1

Лазурная (уч. 7).

В целом содержание этих радионуклидов в почвах Приморского края не отличается от современного фоновое уровня, который в поясе между 50–60° с.ш. равен 1,3 кБк/м² для ⁹⁰Sr и 2,2 кБк/м² для ¹³⁷Cs, т.е. отношение ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr составляет 1,7 [1]. В среднем, на обследованной нами территории, отношение ¹³⁷Cs/⁹⁰Sr равно 2,1. Повышенное содержание ¹³⁷Cs относительно ⁹⁰Sr может быть связано с аварийными выбросами с АЭС «Фукусима». На это указывает и присутствие в исследуемых образцах ¹³⁴Cs. Через год после аварии запас этого изотопа в почвенном слое составлял 10–184 Бк/м², что в среднем в 10–100 ниже такового для ¹³⁷Cs. Учитывая, что на момент аварии в газозольных выбросах отношение ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs было близко к 1 [6, 9], рассчитали количество ¹³⁷Cs, поступившего в окружающую среду, в пост аварийный период. Плотность загрязнения разных участков обследованной территории Приморья ¹³⁷Cs аварийных выпадений составила 30–300 Бк/м². Отметим, что уровни загрязнения почв в зоне аварии в Японии несопоставимо выше, от 600 до 3 000 кБк/м² [11].

Результаты многолетнего радиоэкологического обследования территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (зона влияния ПО «Маяк») показали что, в пределах центральной оси ВУРСа изменение запасов радионуклидов с увеличением расстояния от эпицентра аварии хорошо описывает экспоненциальная функция вида $y = ae^{-bx}$. максимальный запас основного загрязнителя ⁹⁰Sr в головной части следа составлял 95×10^3 кБк/м², а ¹³⁷Cs – $2,5 \times 10^3$ кБк/м². Оценка радиоэкологической обстановки в 30-км зоне наблюдения Белоярской АЭС не выявила сколько-нибудь ощутимого вклада в загрязнение наземных экосистем искусственными радионуклидами. Запасы ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в почвенно-растительном покрове зоны не зависят от местоположения обследованных участков. В лесных и луговых экосистемах запас ⁹⁰Sr варьирует от 0,5 до 1,5 кБк/м², а запас ¹³⁷Cs, как правило, колеблется около 3–4 кБк/м². Таким

образом, запасы радионуклидов в почвенно-растительном покрове зоны влияния Белоярской АЭС находятся в пределах фона, сформированного на Среднем Урале (для ⁹⁰Sr – 1,5–2,0, для ¹³⁷Cs – 5,0 кБк/м²) [7].

Исследования, проведенные в 2011 на Урале, показали, что содержание ¹³⁴Cs даже в 0–5 см слое почв в большинстве случаев было ниже пределов обнаружения. В 2012 г. в отдельных образцах были обнаружены следовые количества этого изотопа в 0–5 см почвенном слое. Поэтому далее приведены данные по удельной активности только для мхов и лесных подстилок (Табл. 2 и 3).

Как видно из приведенных данных максимальный уровень радионуклидного загрязнения изученных компонентов отмечен в зоне влияния ПО «Маяк». Удельная активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs на 2–3, а ¹³⁴Cs на 1–2 порядка величин превышает таковую на других обследованных участках. Повышенное содержание ¹³⁴Cs в моховой растительности и лесных подстилках может быть связано, наряду с аварийными выбросами японской АЭС, с дополнительным поступлением его в составе штатных выбросов ПО «Маяк». Как и следовало ожидать, различия приведенных показателей в зоне наблюдения БАЭС и на контрольных участках статистически не достоверны. Удельная активность ⁹⁰Sr и ¹³⁷Cs в изученных компонентах этих экосистем приблизительно одинаковы и составляют, как правило, десятки Бк/кг.

В 2012 г. исследования на ранее выбранных участках в пределах 30-км зоны БАЭС показали (Рис. 3), что содержание изотопов цезия аварийных выпадений Фукусимы в пробах растительного опада с течением времени снизилось на порядок величин ($t_{\text{эсп.}} 2,79\text{--}2,97$ при $t_{\text{теор.}} 2,45$, при $p=0,05$), а в лесных подстилках удерживается на одном уровне. Следовательно, основное количество аварийных выпадений поступило на поверхность почвенно-растительного покрова в первые поставарийные месяцы. В дальнейшем имело место снижение уровня аварийных выпадений, о чем свидетельствует низкое загрязнение растительного

Таблица 2. Радионуклиды в моховом покрове лесных экосистем Уральского региона

Источник загрязнения	Расстояние, км	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs	
		Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²
ПО «Маяк»	13	87 800±34 000	26,3	1 580±570	0,47	62±15	0,013
	18	67 000±20 000	20,0	660±140	0,20	20±7	0,004
БАЭС	3	Н.о.	–	24±7	0,01	0,3±0,1	0,0001
	5	28±9	0,011	140±6	0,06	0,9±0,3	0,0003
Контроль		13,6±6	0,005	50±22	0,02	0,6±0,2	0,0002

Таблица 3. Радионуклиды в лесных подстилках экосистем Уральского региона

Источник загрязнения	Расстояние, км	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs	
		Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²	Бк/кг	кБк/м ²
ПО «Маяк»	18	17 740±132	4,4	207±6	0,05	4,6±1,2	0,001
	30	74±15	0,06	15,0±2,5	0,01	0,7±0,2	0,001
БАЭС	1	27±12	0,09	27±8	0,08	0,6±0,4	0,001
	3	25±10	0,02	16±2	0,01	0,9±0,3	0,001
	5	47±10	0,01	9±2	0,002	0,9±0,3	<0,001
Контроль		43±1,0	0,07	13±3	0,025	1,2±0,2	0,002

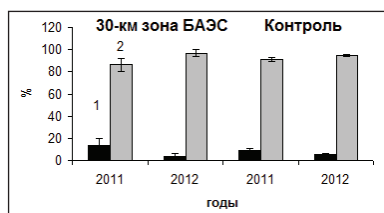


Рис. 3. Распределение изотопов цезия аварийных выпадений Фукусимы в растительном опаде (1) и лесной подстилке (2) 30-км зоны Белоярской АЭС

опада 2012 г. В почвенном покрове обследованных участков Уральского региона вклад аварийных выпадений ^{137}Cs не превышал 30 Бк/м².

Таким образом, представленные результаты характеризуют уровни содержания и особенности распределения радионуклидов в почвенно-растительном покрове лесных экосистем 2-х регионов страны. В лесных экосистемах Дальнего Востока доминируют широколиственные леса, в которых формируется маломощная, легкоразлагающаяся лесная подстилка. В среднем запас лесной подстилки на

опытных площадках Приморского края составляет 300–350 г/м² и фактически в условиях муссонного климата за один вегетационный сезон происходит полное ее разложение. В обследованных смешанных хвойно-лиственных лесах Урала лесные подстилки представляют, как правило, многолетнее образование (запас 500–1 200 г/м²) депонирующее поллютанты и замедляющее их переход в почву. В результате, спустя год после аварийных выбросов АЭС «Фукусима», ^{134}Cs регистрировался в почвах Дальневосточного региона на глубине превышающей 5 см, тогда, как в изученных экосистемах Урала он удерживался в лесных подстилках. Использование изотопных отношений для оценки вкладов радионуклидов различного генезиса в загрязнение компонентов окружающей среды, позволили оценить масштаб дополнительного поступления ^{137}Cs в депонирующие компоненты экосистем Уральского и Приморского регионов в ходе аварии на Фукусима-1. Для Приморского он составлял 30–300 Бк/м², а для Уральского – на один порядок ниже.

Работа выполнена при финансовой поддержке программы интеграционных исследований между институтами УрО РАН и ДВО РАН (проект №12-С-4-1001).

Литература

1. Атлас геоэкологических карт на территории зоны наблюдения ФГУП «ПО «Маяк», Москва-Озерск: ЗАО «Геоэкология», 2007. – С. 106.
2. Иванов Г.И. Почвообразование на юге Дальнего Востока. – М.: Наука, 1976. – 200 с.
3. Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н. Радиоэкологические исследования почвенно-растительного покрова. – Екатеринбург, 2006. – 88 с.
4. Молчанова И.В., Михайловская Л.Н., Позолотина В.Н., Антонова Е.В., Модоров М. Изотопы цезия аварийных выпадений АЭС «Фукусима-1» в компонентах наземных экосистем на Урале // Семипалатинский испытательный полигон. Радиационное наследие и перспективы развития. Тезисы докладов V международной научно-практической конференции. Институт ядерной безопасности и экологии НЯЦ РК. – Курчатов, 2012. – С. 89-90.
5. Позолотина В.Н., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Михайловская Л.Н., Антонова Е.В. Современное состояние наземных экосистем Восточно-Уральского радиоактивного следа: уровни загрязнения, биологические эффекты. – Екатеринбург, 2008. – 203 с.
6. Романович И.К., Балонов М.И., Барковский А.Н. Никитин А.И. Авария на Фукусима-1: организация профилактических мероприятий, направленных на сохранение здоровья населения Российской Федерации / Ред. Акад. РАМН Г.Г. Онищенко. – Санкт-Петербург, 2012. – 336 с.
7. Трапезников А.В., Молчанова И.В., Караваева Е.Н., Трапезникова В.Н. Миграция радионуклидов в пресноводных и наземных экосистемах. 2007. – Т.1. – 479 с. – Т.2. – 399 с.
8. Bolsunovsky A., Dementyev D. Evidence of the radioactive fallout in the center of Asia (Russia) following the Fukushima accident // J. Environ. Radioactivity, 2011. – Vol. 102. – №11. – P.1062–1064. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2011.06.007.
9. Kirchner G., Bossew P., De Cort M. Radioactivity from Fukushima Dai-ichi in air over Europe; part 2: what can it tell us about the accident? // J. Environ. Radioactivity, 2012. – Vol. 114. – P.35–40. DOI: 10.1016/j.jenvrad.2011.12.016.
10. Masson O., Baeza A., Bieringer J. et al. Tracking of airborne radionuclides from the damaged Fukushima Daiichi nuclear reactors by European Networks // Environ. Sci. Technol., 2011. – Vol. 45. – №18. – P.7670-7677. DOI: 10.1021/es2017158.
11. Yoshida N., Kanda J. Tracking the Fukushima Radionuclides // Science, 2012. – Vol. 336. – P.1115–1116. DOI: 10.1126/science.1219493.

АВТОТРОФНАЯ ЭТИКА И ПРОБЛЕМЫ БЕЗОПАСНОСТИ АТОМНО-ТЕХНОЛОГИЧЕСКОГО КОМПЛЕКСА

А.Д. Московченко

Томский государственный университет систем управления и
радиоэлектроники, Томск, Россия, maled@sibmail.com

AUTOTROPHITY ETHICS AND PROBLEMS OF NUCLEAR TECHNOLOGY COMPLEX SECURITY

A.D. Moskovchenko

Tomsk State University of Control Systems and Radioelectronics, Tomsk, Russia, maled@sibmail.com

Abstract. *The article states that moral basic points embodied in autotrophity ethics play the main role within the nuclear-technology complexes security.*

Биоэтика рассматривает круг нравственных проблем в медицине и биологии в целом связанных с потенциальной опасностью для выживания человечества в современном мире. Нам представляется, что сложившееся в 60-е годы прошлого столетия биоэтическое направление требует методологического и культурологического переосмысления с учетом автотрофных идей русского космического движения, особенно связанных с работами В.И. Вернадского и реалий XXI века. Это не только биосфера и социосфера, но и техносфера во всем многообразии связей с ближним и дальним Космосом. В этом случае мы вынуждены привлекать широчайший комплекс человеческих знаний, направленных на выживание в экстремальных природных и социальных условиях. Тогда необычайно возрастает актуальность этики применительно к биоавтотрофнокосмологическим системам, особенно связанных с атомно-технологическими системами. Биоэтическое направление в науке трансформируется в биоавтотрофнокосмологическое направление [1–3].

Нам удалось выявить и сформулировать онтогносеологические качества биоавтотрофнокосмологических систем: 1) автономность существования (независимость от живого существа); 2) оптимальность функционирования (развитые обратные связи, цикличность); 3) гармоничность существования с окружающей средой. Названные качества имеют прямое отношение к безопасности атомно-технологических комплексов.

Попробуем посмотреть на атомно-технологические комплексы с точки зрения автотрофности. Выявляются весьма нетривиальные аспекты. Современная атомная технология в определенной мере отвечает двум важнейшим требованиям автотрофности (автономности и оптимальности):

- 1) автономность существования и функционирования атомно-энергетических установок связан с высокой степенью компактности атомного топлива, позволяющей без значительных энергетических затрат поставлять данное топливо в любую точку земного шара (в настоящее время уже проектируются атомные энергетические установки на космических комплексах);
- 2) высочайшая эффективность атомного топлива, что дает возможность отказаться от потребления орга-

нического топлива (живого вещества).

Вместе с тем совершенно не выполняется третье условие автотрофности: гармоничность взаимоотношений с природными и социальными технологиями. Это связано, прежде всего, с проблемой захоронения радиоактивных отходов, которая до сих пор технологически не решена и навряд ли когда-нибудь будет разрешена. Решение вопроса специалисты ищут в другой плоскости: необходимы такие типы реакторов, которые связаны с естественной безопасностью. Проектные и конструкторские работы такого плана ведутся уже давно [4, с. 506–512]. Будем надеяться, что будущие атомно-технологические комплексы разрешат проблему безопасности, тогда атомное технологическое производство станет действительно автотрофным. Но безопасность – это проблема, прежде всего, этическая, связанная с гармоническим самочувствием человека, где бы он не находился.

Хорошо известно, что аварийные процессы на АЭС чаще всего связаны с четырьмя факторами: неуправляемым ростом мощности активной зоны (критическим изменением реактивности), уменьшением расхода теплоносителя через активную зону, потерей теплоносителя первого контура, ростом давления в первом контуре реактора. Чтобы избежать этих негативных явлений, действующим лицам необходимо обладать огромным объемом знаний и умением проводить широкий спектр профилактических работ [5].

Более двух веков назад И. Кант поставил перед собой вопросы, которые имеет смысл поставить перед инженерно-атомной общественностью XXI века: 1) что я должен знать; 2) что должен делать; 3) на что я могу надеяться? Третий вопрос этически мотивирован и пронизывает первые два вопроса, поскольку этика учит нас как правильно жить, т.е. как правильно работать. Применительно к безопасности АЭС это означает:

- 1) инженер-атомщик должен обладать огромным объемом знаний не только инженерно-технического, но и гуманитарно-культурологического профиля. Роль гуманитарно-культурологических знаний возросла в XXI веке неимоверно, поскольку в экстремальных ситуациях необходимо осуществлять не только техническую экспертизу, но и экспертизу этико-социальную, связанную с поведением и отношениями

между людьми;

- 2) инженер-атомщик должен уметь проводить широкий спектр профилактических работ. Любому работнику АЭС приходится выполнять разнообразные операции. Если работник не мотивирован этическими принципами (система моральных правил, осуществляющих контроль и коррекцию поведения людей), то он, как правило, перестает быть в должной степени бдительным и ответственным за свои поступки. Выходит этическое начало играет первостепенную роль в профессионально-атомных разработках и эксплуатации;
- 3) на что надеяться атомщику в экстремальных ситуациях? В данном случае на первый этап выходит этика биоавтотрофнокосмологического плана. В экстремальных ситуациях необходимо жестко согласовывать интересы не только различных групп, задействованных на АЭС, но и интересы государства в целом, с учетом планетарно-космологических факторов.

Вместе с тем согласование возможно только в том случае, если сформулированы цели атомной энергетики. Чернобыльская, а затем Фукусимская катастрофы показали отсутствие единой цели и единой стратегии не только в рамках отдельных стран, но и всего атомного мира. Неясно будущее атомной энергетики. Даже высказывается мнение о бесперспективности строительства и закрытия уже действующих атомных станций [6].

Главная проблема состоит в том, каким образом связать воедино управление жизненным циклом безопасности и внедрение этически мотивированной модели подготовки кадров для обеспечения безопасности атомно-технологических комплексов. Проблема управления отработана в течении последних десятилетий, проблема же подготовки кадров в гуманитарно-культурологическом плане остается открытой.

Возвращаясь снова к кантовским вопросам (знать – делать – надеяться), выскажем свою позицию по поводу подготовки кадров в области атомной промышленности. Атомная инженерия должна уметь смотреть на свою де-

ятельность как бы со стороны, с более высокой планетарно-космической точки зрения. Способен ли на это современный инженер-атомщик? Другими словами, способен ли инженер трансформироваться в глобального культуролога и космиста? Чтобы такая трансформация произошла необходимо коренным образом реформировать существующие учебные планы и программы инженерно-технического атомного образования. Необходимо переучивать и преподавателей инженерно-атомного профиля. Именно на это обращал внимание академик Валерий Алексеевич Легасов, который полагал, что Чернобыльская катастрофа не случилась, если бы атомщики, обслуживающие станцию, пережили творческие достижения великих гуманистов А. Пушкина, Л. Толстого, Ф. Достоевского, А. Чехова... [7, с. 226–227].

Методологическая и методическая трансформация учебного процесса заключается в том, чтобы органически соединить технико-технологические атомные знания с этическим знанием великих художников всех времен и народов. Особенную ценность представляет творчество русских мыслителей-космистов [8], которые подчеркивали доминирующую роль биоавтотрофнокосмологического начала в человеческой деятельности. В современных условиях актуальность этики, пронизанной автотрофным началом неизмеримо возрастает, поскольку возрастает сложность отношения человека к природе через опосредующую техносферу, особенно атомную техносферу.

Таким образом, автотрофная этика значительно расширяет область применимости традиционной этики, в том числе и биоэтики. Автотрофная этика применительно к безопасности атомно-технологических комплексов будет обладать следующими качествами:

- 1) автономностью, поскольку «атомная» этика имеет свою специфику и свою логику проявления;
- 2) оптимальна, т.е. кантовский «категорический императив» распространяется не только на биологические и социотехнические комплексы, но и на природу в целом;
- 3) гармонична, так как нравственная воля атомщиков должна стать всеобщим законом дальнего и ближнего Космоса.

Литература

1. Московченко А.Д. *Русский космизм, автотрофность, человек будущего*. – Томск: Знамя Мира, 1996. – 73 с.
2. Московченко А.Д. *Проблема интеграции фундаментального и технологического знания*. – Томск: ТУСУР, 2001. – 192 с.
3. Московченко А.Д. *Русский космизм. Глобальные проблемы XXI века* // Вестник Российского философского общества, 2009. – №4. – С.133–139.
4. 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: материалы II Международной конференции. – Томск: Изд-во «Тандем-Арт». – 772 с.

5. Острейковский В.А. *Эксплуатация атомных станций*. – М.: Энергоатомиздат, 1999. – 928 с.
6. Сливяк В.В. *Мифы атомной промышленности* // Философские науки, 2012. – №3. – С.109–118.
7. Московченко А.Д. *Философия для технических вузов*. – М.: Нобель Пресс, 2012. – 244 с.
8. Усольцев В.А. *Русский космизм и современность*. – Екатеринбург, 2010. – 570 с.

АВТОМАТИЗИРОВАННАЯ СИСТЕМА ПЕРСОНИФИЦИРОВАННОГО УЧЕТА ЛИЦ, ПОСТРАДАВШИХ ВСЛЕДСТВИЕ ЯДЕРНЫХ ИСПЫТАНИЙ НА СЕМИПАЛАТИНСКОМ ПОЛИГОНЕ, И ИХ ПОТОМКОВ

Т.Ж. Мулдагалиев, К.Н. Апсаликов, А.В. Липихина, Т.И. Белихина,
З.С. Зингатинова, Ш.Б. Жакупова, Р.Т. Булеуханова

Научно-исследовательский институт радиационной медицины и экологии,
Семей, Республика Казахстан, *nii-rm@yandex.ru*

AUTOMATED SYSTEM FOR PERSONIFIED ACCOUNTING OF THE SUFFERER PERSONS AND THEIR DESCENDANTS DUE TO NUCLEAR TESTS A SEMIPALATINSK NUCLEAR TEST SITE

T.Zh. Muldagaliyev, K.N. Apsalikov, A.V. Lipikhina, T.I. Belihina, Z.S. Zingatinova, Sh.B. Zhakupova, R.T. Buleuhanova
Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology, Semey, Kazakhstan, *nii-rm@yandex.ru*

Abstract. *The modern tool for carrying out along-term monitoring of the population health state, early identification and correction of the pathological conditions is the State scientific automated medical register database. This register was created at the Scientific Research Institute for Radiation Medicine and Ecology. At present the register has the personal passport-registration, medical and dosimetry data on 204 238 people who have been exposed to radiation as a result of the nuclear tests on Semipalatinsk nuclear test site. The register can be a basis for carrying out basic and applied radiation and epidemiological researches of any orientation, including developing medico-radioecological monitoring in the field of a peaceful atomic energy use.*

Весомый вклад в формирование здоровья населения, проживающего на территориях, прилегающих к бывшему Семипалатинскому полигону, вносит длительное воздействие ионизирующих излучений. Проблема комплексной оценки медицинских последствий для населения Казахстана при испытании ядерного оружия, их прогнозирование и определение причинной связи различных патологических состояний с радиационным воздействием является актуальной в связи с необходимостью проведения эффективных государственных реабилитационно-профилактических мер по уменьшению потерь здоровья населения, обусловленных облучением [3].

Для этого, в первую очередь, необходимо определение численного и возрастно-полового состава пострадавших, оценка состояния здоровья лиц, подвергавшихся прямому облучению, и их потомков, выявление патологических процессов, имеющих достоверную связь с воздействием радиационного фактора риска. От эффективной и успешной работы по этим направлениям зависят все последующие медицинские и социальные мероприятия [1].

Со времени создания Научно-исследовательского института радиационной медицины и экологии (НИИ РМиЭ) в 1991 году перед научными кадрами института стояли задачи – формирование численного и возрастно-полового состава населения, подвергавшегося воздействию облучения, оценка состояния здоровья, выявление и ранжирование патологических состояний на основе радиационно-гигиенического мониторинга. Проблема оценки опасности длительного облучения в малых дозах достаточно сложная, и для статистически значимого установления зависимости возникновения отдаленных эффектов требуются эпидемиологические исследования на больших популяциях [2], которые возможно проводить при наличии достаточной базы данных, какой может стать база данных регистра пострадавших при испытаниях ядерного оружия.

Современным инструментом для проведения длительного мониторинга состояния здоровья населения, раннего выявления и коррекции патологических состояний является база данных Государственного научного автоматизированного медицинского регистра (ГНАМР).

Основанием к созданию Государственного научного автоматизированного медицинского регистра является Закон Республики Казахстан (РК) от 18 декабря 1992 г. №1787 – №XII «О социальной защите граждан, пострадавших вследствие ядерных испытаний на Семипалатинском испытательном полигоне», с изменениями от 16.11.1999 г., статьи 4, 5, 17.

Постановлением Правительства РК от 17.03.1997 г. №336 утверждена Программа медицинской реабилитации населения, пострадавшего вследствие ядерных испытаний на бывшем Семипалатинском испытательном ядерном полигоне в 1949–1990 годах. В Программе определяются основные мероприятия по регистрации пострадавших, оценке медико-демографических последствий, развитию лечебной и материально-технической базы (создание межрегионального медицинского реабилитационного центра в г. Семей, Государственного регистра населения, пострадавшего вследствие испытаний ядерного оружия).

11 марта 1998 г. Приказом №127 Комитета здравоохранения РК определены полномочия и ответственность НИИ радиационной медицины и экологии по выполнению радиационно-гигиенических и эпидемиологических исследований, включающих в себя реконструкцию радиационных ситуаций и эффективных доз облучения, оценке медико-социальных последствий, разработке и внедрению долгосрочных программ реабилитации населения.

В 2003 г. Министерством здравоохранения РК была утверждена научно-техническая программа НИИ РМиЭ по созданию Государственного научного автоматизированного медицинского регистра населения Казахстана,

подвергавшегося воздействию ионизирующей радиации «Разработка и внедрение новых технологий регистрации, анализа и преодоления медико-социальных последствий облучения населения Казахстана в результате испытаний ядерного оружия и действия объемных техногенных источников ионизирующего излучения».

В связи с этим, в 2003 г. в НИИ радиационной медицины и экологии г. Семей при участии специалистов Института по изучению радиационных эффектов (Radiation Effects Research Foundation, г. Хиросима, Япония) были начаты работы по организации Государственного научного автоматизированного медицинского регистра. Специалистами RERF было проведено обучение программистов НИИ РМиЭ языку программирования для создания и функционирования регистра, конвертированию данных из других баз, проведению соответствующих проверок.

Приступая к формированию базы данных, учитывалась необходимость выполнения плановой научно-практической работы института, которая должна была строиться на объективных медико-демографических данных при эпидемиологических и клинических исследованиях по оценке последствий испытаний ядерного оружия для экспонированного населения.

Основное положение, которое было реализовано при разработке программы – две базы данных. Первая база данных предназначена для ввода данных операторами новой информации, вторая – для хранения информации. Передача из первой базы данных во вторую происходит через процедуру проверки и фиксации информации.

Сбор информации для пополнения базы данных ГНАМР сотрудниками института происходит по схеме, изображенной на рисунке 1.

Используемые методы и формы научно-практической работы:

- Изучение и выкопировка регистрационной, дозиметрической и медицинской информации из специализированных бумажных первичных документов.
- Скрининговые исследования (в целях получения недостающих данных по заболеваемости и смертности в исследуемых населенных пунктах ВКО).
- Метод опроса населения путем заполнения разработанных скрининг карт (в целях получения более достоверных социально-экономических данных).

Созданная база данных ГНАМР содержит информацию на каждого ее члена: паспортные данные, национальность, радиационный маршрут, жизненный статус, образование, профессию, наличие и номера официальных документов, медицинскую информацию по результатам медицинских обследований, проведенных сотрудниками института, дозиметрическую информацию. Также регистр содержит информацию о потомках лиц, подвергавшихся прямому облучению – их детях, внуках и правнуках. Каждому лицу, включенному в базу данных регистра, присвоен персональный номер, который позволяет получить доступ ко всей информации, имеющейся на данное лицо.

На сегодняшний день регистр располагает персональными паспортно-регистрационными, медицинскими и дозиметрическими данными на 204 238 человек, подвергшихся радиационному воздействию в результате испытаний ядерного оружия, которые представлены:

- подрегистр лиц, проживающих в настоящее время на радиационно-загрязненных территориях – 104 352 человек,
- подрегистр лиц, проживающих в настоящее время на других территориях Казахстана, либо выехавших за пределы Казахстана – 3410 человек,
- подрегистр смертности – 95 315 человек,
- подрегистр потомков лиц, подвергшихся облучению – 11 616 человек.

Необходимо отметить, что работа по формированию

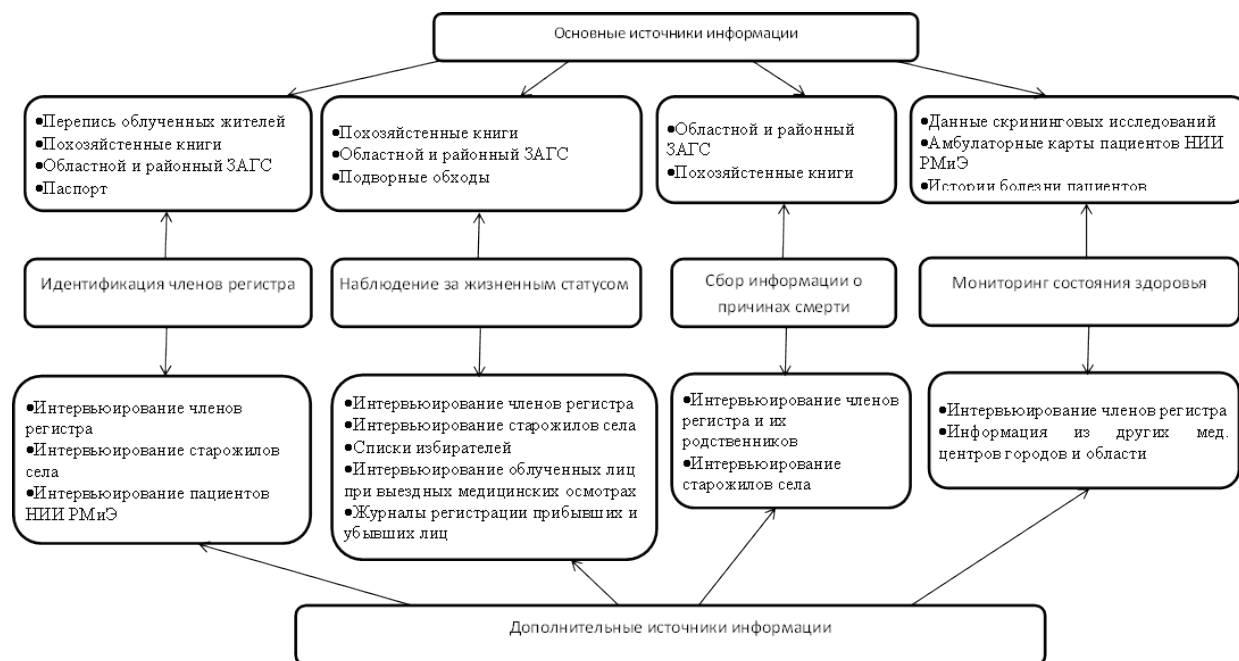


Рис. 1. Структурная схема алгоритма сбора информации для пополнения базы данных ГНАМР

базы данных регистра далека от завершения. Это обусловлено тем, что практически до настоящего времени подобные мероприятия проводились, в основном, на территориях зон чрезвычайного, максимального и, частично, повышенного радиационного риска. Включение в регистр населения зоны минимального радиационного риска началось в 2006 г., населения, выехавшего за пределы территорий, относящихся к категории пострадавших от ядерных испытаний, а также потомков пострадавших лиц – в 2012 году.

Для проведения целенаправленной и эффективной медицинской реабилитации населения республики, подвергнувшегося ионизирующему облучению, и их потомков, а также для решения проблемы контроля за численностью и возрастно-половым составом групп радиационного риска, лабораторной и инструментальной индикации радиационных повреждений необходимо продолжение формирования и постоянное пополнение базы данных ГНАМР по обеспечению вышеуказанных направлений.

В результате совершенствования, продолжения формирования, эксплуатации Государственного научного автоматизированного медицинского регистра населения Казахстана, подвергнувшегося воздействию ионизирующего излучения и их потомков, проживающих на территории РК, будет продолжена работа по объективной оценке неблагоприятных медицинских последствий и выработке на этой основе для органов практического здравоохранения конкретных рекомендаций по оказанию современной эффективной и адресной помощи.

Внесение информации о заболеваемости и смертности, создание в структуре регистра «тематических» регистров дают возможность объективно оценить спектр соматико-стохастических эффектов и риски радиационного воздействия как у лиц, подвергнувшихся прямому облучению, так и у их потомков. ГНАМР является основой для проведения исследований любой направленности, независимо от используемых методов и моделей исследования.

Благодаря учету и мониторингу, проводимому на основе функционирования ГНАМР, население, пострадавшее вследствие деятельности СИАП, находится под постоянным медицинским контролем, имеет возможность пройти углубленное медицинское обследование и реабилитационное лечение в НИИ РМИЭ.

Дальнейшее совершенствование регистра как системы долговременного персонального учета пострадавших, проживающих на территориях, прилегающих к СИАП, позволит осуществлять многолетний мониторинг за состоянием здоровья резидентов регистра; оценку медико-

психологической, радиационно-эпидемиологической и социальной ситуации; выявление причинно-следственных связей между показателями здоровья и факторами риска; информационную поддержку специальных научных исследований фундаментального и прикладного характера (медико-биологических, гигиенических, клинических, эпидемиологических, социологических); разработку на основе данных Регистра мероприятий, направленных на снижение негативных последствий испытаний для здоровья пострадавшего населения.

Результаты научных исследований, проводимых с использованием ГНАМР:

- могут быть использованы для оценки и прогноза рисков возникновения радиационно индуцированных заболеваний, в частности, онкологических заболеваний (лейкозы, солидные раки) у персонала или населения попадающего под радиационное воздействие;
- могут быть востребованы мировым научным сообществом в свете последних событий произошедших в Фукусиме;
- могут представлять интерес при разработке медико-радио-экологического мониторинга в области мирного использования атомной энергии (функционирующие и проектирующиеся атомные электростанции);
- могут помочь решить проблему малых доз радиации, стоящую во всем мире.

Таким образом, ГНАМР, которым располагает НИИ РМИЭ, – это уникальная база данных, включающая информацию обо всех поколениях облучавшегося населения и позволяющая проводить научные и клинические исследования с применением современных технологий для долговременного наблюдения за лицами, подвергшимися радиационному воздействию. Наличие базы данных регистра позволяет проводить фундаментальные и прикладные радиационно-эпидемиологические исследования на основе долговременного автоматизированного персонального учета лиц, подвергнувшихся воздействию радиации, для динамического наблюдения за состоянием их здоровья, их детей и последующих поколений, а также для прогнозирования уровня здоровья пострадавшего населения.

Прикладное значение регистра дает возможность формирования групп риска развития конкретных заболеваний, осуществлять мониторинг демографической ситуации, тенденций заболеваемости и смертности с целью определения основных закономерностей развития ситуации, характеризующей уровень общественного здоровья, для разработки современной лечебно-профилактической стратегии, направленной на снижение показателей заболеваемости и смертности от индуцированных радиацией заболеваний.

Литература

1. Киселев А.В., Фридман К.Б. Подходы к использованию в медико-экологических исследованиях и практике управления качеством окружающей среды. – Санкт-Петербург. 1997.
2. Майстренко В.Н., Хамитов Р.З., Будников Г.К. Экологиче-

ский мониторинг суперэкоотоксикантов. – М.: Химия. 1996. – 320 с.

3. Семипалатинский полигон: Обеспечение общей и радиационной безопасности ядерных испытаний / под ред. Проф. В.А. Логачева. – Москва. 1997.

РАДОН В ЖИЛЫХ ЗДАНИЯХ СЕВЕРНОГО ТАДЖИКИСТАНА

Х. Муртазаев¹, М. Юнусов², Б. Рахматулов¹, Н. Бозорова¹

¹Худжандский Госуниверситет, Худжанд, Таджикистан, khatam.murtazaev@mail.ru

²Горно-металлургический институт Таджикистана, Чкаловск, Таджикистан

RADON IN RESIDENTIAL CONSTRUCTION OF NORTHERN TAJIKISTAN

Kh. Murtazaev¹, M. Yunusov², B. Rakhmatuloev¹, N. Bozorova¹

¹Khujand State University, Khujand, Tajikistan, khatam.murtazaev@mail.ru

²Mountain-metallurgical institute of Tajikistan, Chkalovsk, Tajikistan

Abstract. The article presents the data trace amounts of radon gas in residential buildings in Northern Tajikistan. There is a high level of accumulation of Rn in stone houses. Excessive concentrations of radon are found in homes built in the radioactive ore-bearing areas. The exhalation radon radioactive tailings "Digmay" reaches tens of thousands of Bq/m³, which is a very dangerous health category of "People".

По радону написаны тысячи статей, и он считается одним из самых изученных радиоактивных элементов. Концентрацию радонного газа в различных объектах изучают в научно-исследовательских учреждениях многих стран, а санитарно-допустимая доза Rn в жилых зданиях различается по регионам. Имеются рекомендации по концентрации Rn в жилых помещениях со стороны МАГАТЭ, ВОЗ, НКДАР [2] и других международных организаций. Биологическая эффективность радона в 10–20 раз выше β и γ -излучений, а плотность ионизации α на два и три порядка больше плотности ионизации β и γ -лучей. В Таджикистане, в соответствии с законом «О радиационной безопасности» [1],

предельно допустимая концентрация Rn в жилых помещениях принята равной 200 Бк/м³ [6]. С целью определения накопления радонного газа в жилых зданиях в различных частях Северного Таджикистана, мы в течение несколько лет измеряли его концентрацию.

Радон – это самый редкий, самый рассеянный, самый тяжелый, самый подвижный, самый дорогой, самый токсичный элемент, созданный природой [7, 9]. В настоящее время известно 19 изотопов радона с атомным номером 86 и массовыми числами от 204 до 224. В почве радон хорошо адсорбируется, поэтому в ней обычно концентрация радона в тысячу раз превышает его содержания в припочвен-

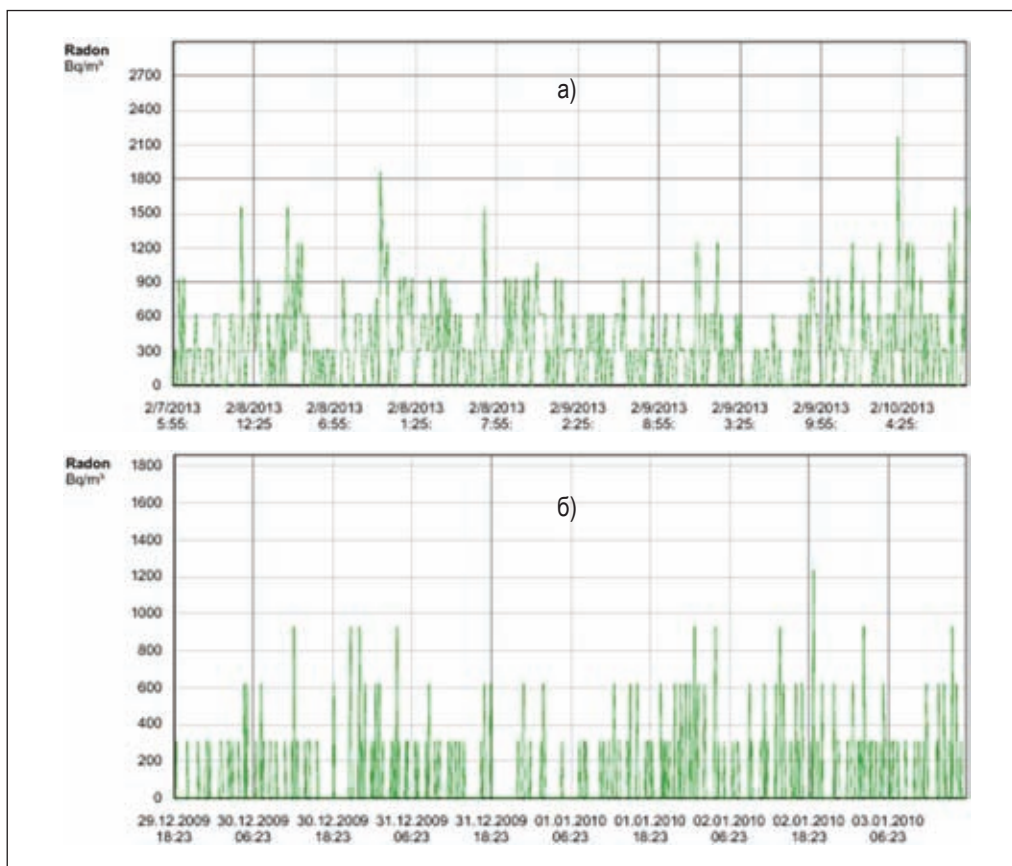


Рис. 1. Графики интенсивности радонного газа в зависимости от времени суток для Адрасмана (а) и Худжанда (б)

Таблица 1. Результаты измерений концентрации радона в жилых зданиях Северного Таджикистана

№	Место измерения и характеристика зданий	Координаты	Продолжительность Измерений, час	Среднее значение радона, Бк/м ³	Максимальное значение радона, Бк/м ³
1	Кайраккум, бетонное здание	N 40° 15' 32,6" E 69° 47' 13,4"	75,3	40*	755*
2	Худжанд, центр, здание кирпичное	N 40° 16' 37,1" E 69° 37' 57,7"	120	89	1 200
3	Дж, Расуловский р-н, Янгикиш-лок, каменно-глинное здание	N 40° 08' 33,3" E 69° 29' 43,9"	70,2	432*	2 150*
4	Истаравшан, здание каменное	N 39° 51' 51,6" E 69° 00' 32,3"	70	351*	2 183*
5	Дж, Расуловский р-н, Гулякандоз, здание кирпичное	N 40° 08' 40,2" E 69° 28' 23,7"	72,2	160	
6	Адрасман, здание каменное	N 40° 38' 54,9" E 69° 54' 07,0"	63,8	368	2 170*
7	Самгар, здание каменное (спальня)	N 40° 20' 50,1" E 69° 51' 40,4"	101	282*	1 707*
8	Самгар, здание каменное (кухня)	N 40° 20' 50,1" E 69° 51' 40,4"	86,8	481*	2 336*
9	Табошар, Токмак, здание каменное	N 40° 33' 10,8" E 69° 36' 25,0"	71,1	360*	2 380*
10	Табошар, здание бетонное	N 40° 34' 33,4" E 69° 38' 48,0"	81	148	1 240*
11	Худжанд, 20 мкр., здание бетонное	N 40° 18' 05,0" E 69° 37' 06,6"	70,8	50	580
12	Худжанд, 34 мкр., здание бетонное	N 40° 18' 15,5" E 69° 39' 08,9"	45,2	42	445
13	Худжанд, 27 мкр., здание бетонное	N 40° 18' 27,1" E 69° 37' 42,2"	120	52	930
14	Дегмай, радиоактивное хвостохранилище	N 40° 13' 45,8" E 69° 37' 48,3"	15 мин.	3 988	9 300
15	Дегмай, радиоактивное хвостохранилище	N 40° 13' 40,9" E 69° 33' 40,9"	15 мин.	7 605	15 500

Примечание: * – Среднеарифметическое значение по нескольким измерениям.

ном слое атмосферы. При изменении динамики в верхних слоях земли концентрация радона изменяется, поэтому по ним прогнозируют, например, землетрясение.

Для измерения наличия радона в жилых помещениях, мы использовали прибор DOSEmap (производство Германии), работающий по принципу накопления продуктов распада Rn на поверхности полупроводникового детектора и спектроскопический анализ его короткоживущих продуктов. Прибор очень чувствителен и измеряет радон в пределах 0–4 МБк/м³. Он имеет программное обеспечение Radon Vision для управления и считывания информации.

Для определения микроколичества радонного газа мы выбрали различные помещения в географии исследования в бассейне реки Сырдарья, в пределах Северного Таджикистана. Выбранные нами постройки были каменные, глиняные, кирпичные и бетонные. Изученные места с координатами приведены в таблице 1. Для надежности результатов измерение проводили в одном месте более трех суток, а для некоторых «аномальных» точек многократно, усреднив полученные значения(*).

Данные пунктов 1–5 таблицы 1 относятся к построй-

кам левобережной части реки Сырдарья, а пункты 6–13 к правобережной её части. Как видно из таблицы 1, превышение от ПДК по радону наблюдается в двух (№3 и 4) позициях, где при строительстве домов были использованы привозные камни. Кроме того, измерения проведены в основном в зимний период, где из-за отсутствия центрального теплоснабжения, население плотно закрывает окна и двери жилищ для сохранения тепла, тем самым обусловив накопление радонного газа. Для домов пунктов 6–9 использованы местные строительные материалы. Известно, что в районах Адрасман и Табошар имеются высокорadioактивные участки [5, 8] и там размещены огромные, некондиционные каменнообломочные отвалы. Возможно, население использовало их для возведения домов. В результате распада U, Ra, и Th и их дочерних продуктов, вклад радона в таких жилищах мог увеличиваться [3, 4].

Что касается пунктов 14 и 15, то по своей природе эксгаляция радонного газа на Дигмае даже при 15 минутной эманации достигает величины 4–7,5 тыс. Бк/м³. При длительном (до 4–5 часов) накоплении радона от эксгаляции на Дигмае, его величина достигает десятков тысяч

Бк/м³, что считается опасным для категории «Населения».

На рисунке 1а, б приведены два графика измерений концентрации радона из Адрасмана (6-ой пункт Табл. 1) и Худжанда (2-ой пункт Табл. 1). Как видно из графика 1а абсолютное количество радонного газа лежит в пределах 300–600 Бк/м³, а иногда наблюдаются всплески, например, 8 и 10 февраля 2013 г. в дневное время оно достигло 2000 Бк/м³. Что касается второго графика 1б, то основные дозовые пределы лежат между 200 и 300 Бк/м³, хотя также наблюдаются всплески, достигающие до 1200 Бк/м³.

Литература

1. Закон РТ «О радиационной безопасности». – Душанбе, Дониш, 2004. – С.98–121.
2. Международные основные нормы безопасности для защиты от ионизирующих излучений и безопасного обращения с источниками излучения. – Вена, Австрия, МАГАТЭ, 1999. – С.217.
3. Murtazaev Kh., Abdullaev I.C., Abdivaliev A. Determination of the Quantity of Radon Gas in the Radioactive Deposits of Areas // Radiat. Meas., 1997. – V28. – №1–6. – P.717–719.
4. Муртазаев Х., Рахматуллоев Б., Сотиболдиев Ф., Муртазаев А. Радон в жилых зданиях города Худжанда и вокруг него // Материалы Республиканской конференции «Актуальные проблемы преподавания естественных наук». – Худжанд,

На основе полученных результатов можно сделать следующие выводы:

1. Микроколичество радонного газа больше в каменных помещениях по сравнению с кирпичными.
2. Количество радона превышает ПДК в строениях территорий с радиоактивно-рудноносными породами.
3. Экскаляция радона на радиоактивном хвостохранилище «Дигмай» достигает величины десятков тысяч Бк/м³, что очень опасно для категории «Населения».

5-6.06.2010. – С.156–158.

5. Наследов Б.Н. Кара-Мазар. Минеральные богатства Средней Азии. – Л.: 1935. – С.65.
6. Нормы радиационной безопасности (НРБ-2006) СП 2.6.1.001.06. – Душанбе, Дониш. – 172 с.
7. Радиация. Дозы, эффекты, риск. Перевод с англ. Ю.А. Банниковой. – М.: Мир, 1988. – 20 с.
8. Разыков З.А., Гусаков Э.Г., Марущенко А.А., Ботов А.Ю., Юнусов М. Урановые месторождения Таджикистана. – Худжанд: Хуросон, 2001. – С.15–25.
9. Финкельштейн Д.Н. Инертные газы. – М.: Наука, 1979. – С.184–199.

РАДИОАКТИВНОСТЬ ОТРАБОТАВШЕГО ЯДЕРНОГО ТОПЛИВА СУДОВЫХ РЕАКТОРНЫХ УСТАНОВОК, ХРАНЯЩЕГОСЯ НА КОЛЬСКОМ ПОЛУОСТРОВЕ

В.А. Наумов, С.А. Гусак, Е.В. Караваева

Горный институт Кольского научного центра РАН, Россия, gusnat52@mail.ru

RADIOACTIVITY OF SPENT NUCLEAR FUEL OF SHIP NUCLEAR POWER UNITS, STORED IN THE KOLA PENINSULA

V.A. Naumov, S.A. Gusak, E.V. Karavaeva

Mining Institute of the Kola Science Centre RAS

Abstract. The paper deals with a methodology and assessments of the spent nuclear fuel isotopic composition of the ship nuclear power units of various types (OK-900, KLT-40, OK-550), stored in the Kola Peninsula.

Развитие атомной энергетики на Кольском полуострове берет свое начало с конца 1950-х годов, когда появилась первая атомная подводная лодка (АПЛ) в составе Северного флота и первое в мире надводное судно с ядерной энергетической установкой (ЯЭУ) – атомный ледокол «Ленин».

С тех пор в эксплуатацию были введены более 300 ядерных реакторов, которыми оснащались атомные объекты военного и гражданского флотов и энергоблоки Кольской АЭС. Эксплуатация объектов атомной энергетики неизбежно сопровождалась образованием и накоплением отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) и радиоактивных отходов, обращение с которыми определяет необходимость решения задачи обеспечения радиационной безопасности в регионе.

Особое место в контексте этой задачи занимает про-

блема обращения с ОЯТ судовых ЯЭУ. В концептуальном отношении решение проблемы обращения с таким ОЯТ базируется на государственной стратегии использования замкнутого топливного цикла, согласно которой облученное топливо должно направляться на радиохимическую переработку на производственном объединении «Маяк». Однако в отдельные периоды времени данная стратегия для Кольского полуострова не могла быть выполнена в полной мере, в результате чего в 1980-х годах сформировался устойчивый дисбаланс между поступлением ОЯТ, выгружаемого из реакторов, и его вывозом на переработку. Следствием этого явилась необходимость длительного хранения ОЯТ на объектах военного и гражданского флотов.

До недавнего времени основное количество такого топлива было размещено в хранилищах плавучих техниче-

ских баз (ПТБ) «Лепсе» и «Лотта», а также в хранилищах, расположенных на бывших береговых технических базах (БТБ) Северного флота в губе Андреева и пос. Гремихе. В последние годы усилиями Росатом при финансовой и технической помощи зарубежных стран значительная часть ОЯТ выгружена из хранилищ и вывезена из региона. Вместе с тем, существующие ограничения инфраструктуры обращения с ОЯТ обуславливают объективную необходимость пролонгированного хранения топлива, которое в настоящее время не принимается на переработку.

К этому виду ОЯТ относится уран-циркониевое топливо атомных ледоколов, основная часть которого хранилась на ПТБ «Лотта» и «Лепсе». Топливо, находящееся на ПТБ «Лотта», перемещено в береговое хранилище контейнерного типа на ФГУП «Атомфлот» в Мурманске. Здесь ОЯТ планируется хранить в течение длительного срока (до 50 лет), по истечении которого должно быть принято решение о переработке или захоронении топлива. Уран-циркониевое топливо с ПТБ «Лепсе» и незначительное количество такого ОЯТ, размещенное в настоящее время в губе Андреева, также будет направлено на длительное хранение в это хранилище [6].

На бывшей БТБ в Гремихе находится уран-бериллиевое ОЯТ, выгруженное из реакторов АПЛ с жидкометаллическим теплоносителем (ЖМТ). До недавнего времени это топливо выпадало из технологий переработки ОЯТ, реализованных на ПО «Маяк», что обуславливало необходимость длительного хранения облученного топлива в составе отработанных выемных частей (ОВЧ). Современная схема обращения с уран-бериллиевым топливом предполагает извлечение после 2016 г. кассет ОЯТ из ОВЧ и отправку их на переработку на ПО «Маяк» [1].

Радиологическая опасность, обусловленная высокой активностью облученного топлива и содержанием в нем долгоживущих продуктов деления и актиноидов, определяет потенциальный риск радиационного воздействия на окружающую среду на различных этапах обращения с ОЯТ.

Главная цель доклада – рассмотрение особенностей образования долгоживущих радионуклидов (актиноидов и продуктов деления) в отработавшем ядерном топливе судовых реакторных установок (РУ) гражданских атомных ледоколов. Интерес к этой теме объясняется тем, что значительная часть ОЯТ реакторов атомных ледоколов, содержащего топливную композицию на основе уран-циркониевого топлива, остается на длительное (~ 50 лет) хранение в регионе. Поэтому разрешение вопросов безопасности этого хранилища, находящегося в окрестностях г. Мурманска, в частности радиационной безопасности, потребует знания радионуклидного состава ОЯТ и, особенно, содержания в нем таких радиотоксичных изотопов как ^{238}Pu , ^{241}Am , а также $^{239,240}\text{Pu}$ в период 50–100 лет после его выгрузки из реакторов. Дополнительно нами рассмотрено образование долгоживущих радионуклидов в ОЯТ с топливной композицией на основе интерметаллида UBe_{13} , распределенного в бериллиевой матрице. Это исследование, выполненное для реактора с жидкометаллическим теплоносителем АПЛ проекта 705К (заводской номер 910), позволяет сопоста-

вить составы ОЯТ реакторов атомных ледоколов и АПЛ типа «Альфа». Общим свойством топлива реакторов ледоколов и АПЛ с ЖМТ является высокое содержание в нем ^{235}U .

Предмет и методика исследования

Изучение образования радиоактивных ядер в реакторе предполагает математическое моделирование топливного цикла его активной зоны, в котором рассчитывается выгорание стартовых изотопов (^{235}U , ^{238}U) и образование из них ^{236}U , ^{237}Np , ^{238}Pu , $^{239,240,241,242}\text{Pu}$, ^{241}Am и др. актиноидов, а также радиоактивных продуктов деления, главными дозообразующими из которых являются радионуклиды ^{90}Sr и ^{137}Cs и продукты их распада ^{90}Y и $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Эти процессы происходят при эксплуатационной мощности и прекращаются при исчерпании энергоресурса активной зоны.

Нами были разработаны робастные (упрощенные) математические модели активных зон реакторов установок ОК-150, ОК-900, ОК-900А, КЛТ-40 атомных ледоколов и РУ ОК-550 АПЛ «Альфа» проекта 705К с описанием нейтронно-физических процессов с помощью математической программы КРАТЕР [5]. Программа КРАТЕР имеет алгоритм численного решения уравнения баланса нейтронов в ядерном реакторе (в многогрупповом диффузионном приближении) и уравнений кинетики выгорания стартовых элементов топлива (^{235}U и ^{238}U) и накопления актиноидов, а также стабильных и долгоживущих продуктов реакции деления. Эти уравнения совместно решаются численно для последовательности временных шагов выгорания топлива, на которое разбивается кампания реактора. Таким образом осуществляется моделирование топливного цикла ядерного реактора и определяется массовый состав радионуклидов в ОЯТ. КРАТЕР требует задания эксплуатационной мощности, времени работы реактора, а также геометрии и материального состава активной зоны и отражателей. Периодическая структура активной зоны (АЗ), состоящая из определенного количества одинаковых твэл или тепловыделяющих сборок, учитывается с помощью модели элементарной гетерогенной ячейки.

Для демонстрации идеи доклада, связанной с изучением особенностей выгорания топлива и образования актиноидов и продуктов реакции деления, выбраны типы ОЯТ, характерного для реакторных судовых установок 1, 2-го и 3 поколения. Было изучено ОЯТ в РУ 1-го поколения ОК-150 ледокола «Ленин» с конструкционными материалами из цирконий-ниобиевого сплава и из нержавеющей стали, отличающихся обогащением топлива 5 и 6,5 %, загрузкой ^{235}U в реактор и энерговыработкой активных зон 21,3 и 34 ГВт·сут [2].

Рассмотрены РУ ОК-900А и ОК-550, для которых характерны высокое выгорание ядерного топлива до 100 и более ГВт·сут/т U.

По этим РУ имеется опубликованная в открытой печати информация, которая может быть применена в качестве исходных данных при математическом моделировании топливного цикла и образования радиоактивных продуктов деления и актиноидов. К ним относятся загрузка и обога-

Таблица 1. Массовый изотопный состав ОЯТ судовых реакторных установок на момент окончания эксплуатации в сравнении с данными по реактору ВВЭР-440 (программа КРАТЕР)

Параметр	Тип реакторной установки					
	ВВЭР-440 [3]	ОК-150 ледокол «Ленин»	ОК-900 ледокол «Ленин»	ОК-900А ледокол «Сибирь»	КЛТ-40 лихтеровоз «Севморпуть»	ОК-550 АПЛ проекта 705К
Масса урана в АЗ (^{235}U), кг	42 200 (1 520)	1 985 (129)	333,4 (120)	510 (207)	167,4 (150,7)	182 (162)
Обогащение топлива по ^{235}U , %	3,6	6,5	36	40,6	90	89,4
Энерговыработка АЗ, ГВт•сут/т U	19,82	17,2	135,6	165	466,6	110
Выгорание ^{235}U , кг/т U	17,5	19,3	170,1	210	590,7	158
Масса ^{236}U , кг/т U	3,3	3,46	28,8	37,6	99,4	43,9
Выгорание ^{238}U , кг/т U	14,0	7,50	18,1	28,2	9,4	7,45
Масса ^{239}Pu , кг/т U	4,69	3,95	6,68	7,92	2,03	6,07
Масса ^{240}Pu , кг/т U	1,34	0,682	1,89	2,11	0,808	0,34
Масса ^{241}Pu , кг/т U	0,764	0,268	1,06	1,76	0,563	0,174
Масса ^{242}Pu , кг/т U	0,137	0,0267	0,23	0,37	0,272	0,048
Масса ^{237}Np , кг/т U	-	0,109	1,21	2,2	5,51	3,26
Масса ^{238}Pu , кг/т U	0,026	0,011	0,116	0,36	0,886	0,41
Масса ^{241}Am , кг/т U	0,0345	0,0122	0,0284	0,093	0,0235	0,0171
Масса ^{85}Kr , кг/т U	0,0214	0,0164	0,132	0,158	0,444	0,097
Масса ^{90}Sr , кг/т U	0,364	0,365	2,96	3,57	10,30	2,34
Масса ^{99}Tc , кг/т U	0,50	0,452	3,42	4,03	11,30	2,72
Масса ^{137}Cs , кг/т U	0,721	0,653	5,025	6,12	16,97	3,84
Масса ^{151}Sm , кг/т U	0,0115	0,0120	0,0420	0,0524	0,0586	0,208

чение урана в реакторе, конструкции топливных сборок, материалы, мощность и энергозапас активных зон [4, 5].

Все реакторы атомных ледоколов в моделях представлялись одномерными цилиндрами, включающими активную зону и боковые отражатели. Эффект торцевых отражателей учитывался эффективными добавками к высоте активной зоны (15–20 см).

Модель реакторов типа ОК-150 ледокола «Ленин»

Активная зона состоит из 219 технологических каналов (ТК), каждый из которых представляет трубу из Zr-Nb сплава $\varnothing 54 \times 1$ мм. Внутри трубы размещается пучок из 36 твэл в трубках из Zr-Nb сплава $\varnothing 6,1$ мм и толщиной 0,75 мм. В качестве топлива применена двуокись урана в форме таблеток диаметром 4,5 мм. ТК размещены в АЗ по регулярной треугольной решетке с шагом 64 мм. В такой конструкции теплоноситель – вода с температурой $\sim 300^\circ\text{C}$ и давлением 19 МПа отделена от межканальной воды, имеющей температуру $\sim 280^\circ\text{C}$. В 16 ТК их центральные части использованы для размещения стержней системы управления и защиты реактора, перемещающихся в стальной трубке $\varnothing 20$ мм. Полное число твэл в АЗ – 7 704 штук с массой урана 1 520 кг. Проектная энерговыработка 22,9 ГВт•сут. Для компенсации реактивности в процессе выгорания применены выгорающий поглотитель ^{10}B и компен-

сирующая решетка из стальных элементов.

В одной из 6 отработанных активных зон реактора типа ОК-150 применены твэлы, имеющие стальные оболочки. Загрузка урана в этом реакторе составила $\sim 2 000$ кг, а обогащение по ^{235}U – 6,5 %.

Модель реакторов типа ОК-900, ОК-900А и КЛТ-40. Конструкция ТК и АЗ приняты как в реакторе КЛТ-40 лихтеровоза «Севморпуть» [7]. Гетерогенная АЗ состоит из 241 ТК кластерного типа. Каждый ТК вмещает пучок из 54 стержневых твэл диаметром 5,8 мм. В этой модели предполагается, что оболочка твэл толщиной 0,6 мм выполнена из Zr-Nb сплава Н-1. В качестве топлива рассматриваются уран-циркониевый сплав или интерметаллид UAl_3 в алюминиевой матрице. Топливо имеет обогащение по ^{235}U 36 или 45 % для РУ ОК-900 и ОК-900А и 96 % для КЛТ-40. При шаге размещения ТК равном 72 мм и высоте топливного слоя 1 м активная зона имеет диаметр $\sim 1,2$ м. В качестве теплоносителя и замедлителя нейтронов используется вода под давлением 13,2 МПа при средней температуре 298°C .

Реактор имеет систему компенсации реактивности, выполненную из поглощающих стержней, которые перемещаются внутри направляющих труб, размещаемых в межканальном пространстве. Для компенсации запаса реактивности на кампанию реактора применяются выгорающие поглотители – естественная смесь изотопов Gd и ^{10}B .

Для реактора КЛТ-40 известна загрузка ^{235}U – 150,7 кг. Загрузка урана в реакторах ОК-900 и ОК-900А определялась из условий обеспечения заданной энергосыработки АЗ и профилирования энергосыделения по программе КРАТЕР.

Модель реактора типа ОК-550

Модель разработана на основе опубликованных специалистами Физико-энергетического института данных, которые приведены в аналитическом обзоре [8].

Активная зона формируется твэлами стержневого типа. Общее число твэл – 4200 штук. Твэл диаметром 11 мм имеет сердечник диаметром 9,8 мм из композиции дисперсионного типа (UBe_{13} , распределенной в бериллиевой матрице) и стальную оболочку толщиной 0,5 мм. Между сердечником и оболочкой имеется контактный слой из Mg. Твэлы размещаются в АЗ по периодической треугольной решетке с шагом 13 мм. Теплоноситель – эвтектика Pb-Bi – занимает 35 % объема АЗ. При таких параметрах АЗ имеет диаметр 0,885 м и высоту 0,928 м. Отражателями нейтронов являются слои теплоносителя (10 мм), стальной конструкции АЗ (10 мм), бериллия (100 мм) и конструкции корпуса и биологической защиты (100 мм). Загрузка урана в АЗ 182 кг при обогащении по ^{235}U 89,2 %. Энергозапас активной зоны 25 ГВт·сут. Эксплуатационная мощность принята равной 35 % от номинальной, равной 155 МВт.

Результаты исследования

По описанной методологии были выполнены расчеты радионуклидного состава ОЯТ РУ типа ОК-150, ОК-900, ОК-900А, КЛТ-40 и ОК-550. Результаты в форме масс изо-

топов, отнесенных к тонне урана начальной загрузки, представлены в табл. 1. Анализ результатов показывает широкий интервал изменения характеристик массового состава ОЯТ в зависимости от удельной энергосыработки РУ. Данные табл. 1 позволяют оценить активность радионуклидов в ОЯТ из РУ различного типа. В отношении радиационной характеристики ОЯТ можно выделить 2 группы радионуклидов. Первая – осколки деления, основными из которых по вкладу в β - и γ -активность топлива являются ^{90}Sr и ^{137}Cs . Вторая – актиноиды, определяющие α -активность топлива. Главными вкладчиками здесь являются ^{238}Pu , ^{241}Am и $^{239,240}\text{Pu}$.

Из таблицы видно, что максимальное накопление ^{90}Sr , ^{137}Cs наблюдается в ОЯТ РУ КЛТ-40, ОК-900А, ОК-900. Оценки показывают, что полная удельная активность ^{90}Sr , ^{137}Cs и продуктов их распада ^{90}Y и $^{137\text{m}}\text{Ba}$ составляет для этих РУ 21,2, 7,3 и 6,2 ПБк/т У. Эти значения примерно на порядок величины превышают удельную активность ОЯТ реакторов ВВЭР-440 (см. 2-ю колонку табл. 1).

Во второй группе радионуклидов – α -излучателей долгоживущую α -активность ОЯТ определяет ^{238}Pu . Определяющим этот факт является глубокое выгорание ^{235}U в топливе судовых РУ, которое объясняет большое накопление ^{236}U , из которого образуются ^{237}Np и ^{238}Pu . Оценки активности ^{238}Pu показывают значения 560, 230 и 260 ТБк для РУ КЛТ-40, ОК-900А и ОК-550, соответственно. Отметим, что активность ^{239}Pu составляет для ОЯТ этого типа всего 3–5 % от активности ^{238}Pu .

Важной особенностью ОЯТ, хранящегося на Кольском полуострове, является значительное время хранения 20–50 лет. При столь длительном хранении ^{241}Pu с пери-

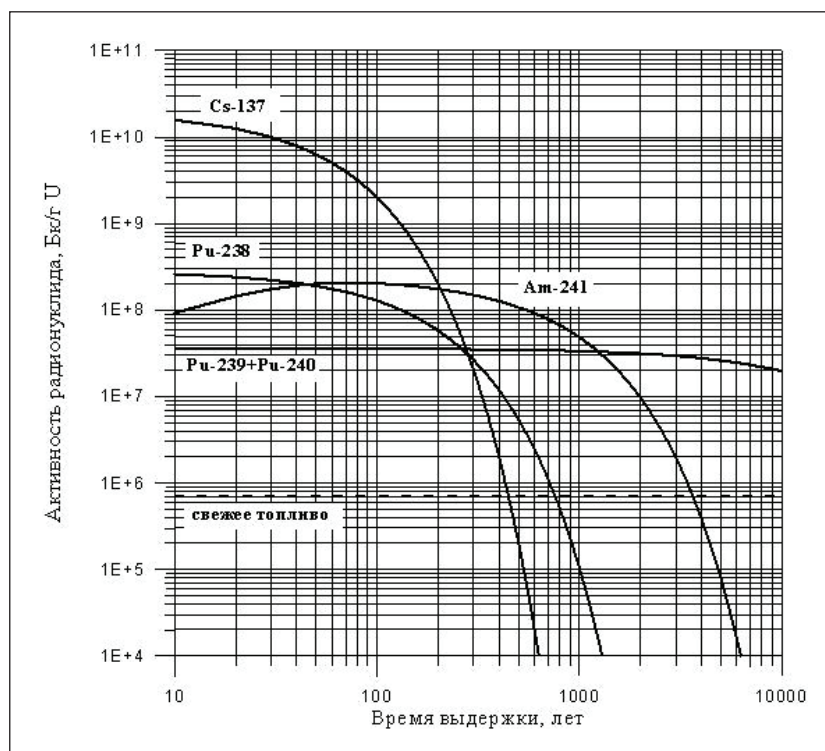


Рис. 1. Удельная активность радионуклидов в составе ОЯТ из реактора ледокола «Сибирь» (энергосыработка 84 ГВт сут) в зависимости от времени выдержки

одом полураспада $T_{1/2} = 14,4$ года распадается до $\frac{1}{2}$ своей начальной величины или полностью. Образующийся ^{241}Am с $T_{1/2} = 432$ года, столь же радиотоксичен как и ^{238}Pu , но его активность, например, для ОЯТ ОК-900 или ОК-900А может составлять величину 100–200 ТБк, то есть быть сопоставимой или превышать активность ^{238}Pu в зависимости от времени хранения. Эту особенность иллюстрирует рис. 1, где представлена в зависимости от времени выдержки удельная активность отдельных радионуклидов в составе ОЯТ активной зоны типа ОК-900А ледокола «Сибирь» для энерговыработки 84 ГВт•сут. Интервал времени выдержки начинается с 10 лет и ограничивается 10 000 лет. Из рисунка видно, что α -активность до 30 лет хранения определяется ^{238}Pu , но при времени выдержки ~ 100 лет активность ^{241}Am почти в 2 раза превышает активность ^{238}Pu . Преобладание α -активности ^{241}Am над суммарной активностью ^{238}Pu и ^{240}Pu отмечается до 1 000 лет.

В заключение отметим, что представленные в докладе данные по радионуклидному составу ОЯТ судовых РУ, хранящегося на Кольском полуострове, могут найти применение при планировании работ по обращению с ОЯТ на

основе U-Zr сплава и интерметаллида UBe_{13} .

Выводы

1. Изучены массовые изотопные составы перерабатываемых в настоящее время типов отработавшего ядерного топлива на основе U-Zr сплава и интерметаллида UBe_{13} , наработанных в судовых реакторных установках атомных ледоколов и АПЛ (ОК-900 и ОК-550) и хранящихся продолжительное время (до 40 лет) на Кольском полуострове.
2. Выполнены оценки активности отработавшего ядерного топлива судовых реакторных установок типа ОК-900, ОК-900А и КЛТ-40 атомных ледоколов и ОК-550 АПЛ с ЖМТ и определено как наиболее радиационно-опасное в обращении топливо, выгруженное из реакторов РУ типа ОК-900А.
3. Установлена доминирующая роль ^{238}Pu и ^{241}Am , образующегося при радиоактивном распаде ^{241}Pu при длительном хранении, в определении α -активности отработавшего ядерного топлива на основе U-Zr сплава.

Литература

1. Абрамов А.Н., Еременко В.В., Степеннов Б.С., Павлов Б.А. Варианты обращения и консервации ОВЧ с выгруженным ОЯТ в отделении Гремеха СЗЦ «СевРАО» – филиал ФГУП «РосРАО»: Доклад на 26 пленарном заседании Контактной экспертной группы МАГАТЭ. 18-19 октября 2012 г., Париж (Франция). – www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/Technical_Areas/WTS/CEG/documents/26th-IAEA-CEG-Plenary-Meeting/Paris_RUS_PDF/5.2.2_Reactor_Cores_Rus.pdf.
2. Атомной энергетике XX лет. ОК-900 – новая ППУ ледокола «Ленин». – М.: Атомиздат, 1974. – 215 с.
3. Колобашкин В.М., Рубцов П.М., Ружанский П.А., Сидоренко В.Д. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива: Справочник. – М.: Энергоатомиздат, 1983. – 382 с.
4. Макаров В.И., Пологих Б.Г., Хлопкин Н.С. и др. Опыт создания и эксплуатации реакторных установок гражданских судов // Атомная энергия, 2000. – Т.89, Вып.3. – С.179–189.
5. Мельников Н.Н., Конухин В.П., Наумов В.А., Амосов П.В., Гу-

сак С.А., Наумов А.В., Катков Ю.Р. Отработавшее ядерное топливо судовых энергетических установок на европейском севере России. Часть I. – Анатиты: КНЦ РАН, 2003. – 166 с.

6. Саркисов А.А. Представление основных результатов Стратегического Мастер-плана утилизации выведенного из эксплуатации атомного флота и реабилитации радиационно-опасных объектов обслуживающей инфраструктуры на Северо-западе России: Доклад на 21 совещании Контактной экспертной группы МАГАТЭ. 5–7 сентября 2007 г., Брюгге (Бельгия). – www.iaea.org/OurWork/ST/NE/NEFW/CEG/documents/plenary21_15R.pdf.
7. Diakov A.C., Dmitriev A.V., Kang J. et al. Feasibility of Converting Russian Icebreaker Reactors from HEU to LEU fuel // Science and Global Security, 2006. – Vol.14. – P. 33–48.
8. Reistad Ole, Ølgaard Pol L.. Russian Nuclear Power Plants for Marine Application. – www.nks.org/download/pdf/NKS-Pub/NKS-138.pdf.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЙ АСПЕКТ ПРИРОДНОЙ И ТЕХНОГЕННОЙ РАДИОАКТИВНОСТИ В БАШКОРТОСТАНЕ

В.Н. Никонов¹, Л.Н. Белан², И.Х. Исмагилов³

¹ГУП НИИ безопасность жизнедеятельности Республики Башкортостан, г. Уфа, Россия, nikon-ufa@mail.ru

²ГУП НИИ безопасность жизнедеятельности Республики Башкортостан, г. Уфа, Россия, belan77767@mail.ru

³Министерство природопользования и экологии Республики Башкортостан, г. Уфа, Россия, ismagilov.i@bashkortostan.ru

THE ECOLOGICAL ASPECT OF THE NATURAL AND TECHNOLOGICAL RADIOACTIVITY IN BASHKORTOSTAN

V.N. Nikonov¹, L.N. Belan², I.H. Ismagilov³

¹State unitary enterprise scientific research Institute of safety of vital functions of the Republic of Bashkortostan, Ufa, Russia, nikon-ufa@mail.ru

²State unitary enterprise scientific research Institute of safety of vital functions of the Republic of Bashkortostan, Ufa, Russia, belan77767@mail.ru

³The Ministry of nature management and ecology of the Republic of Bashkortostan, Ufa, Russia, ismagilov.i@bashkortostan.ru

Abstract. Along with the role of uranium mineralization, as a strategic mineral raw material, it is an important environmental side. First of all it is caused by radon emanations, related to the concentrations of uranium. The sources of ionizing radiation are subdivided into natural and anthropogenic. The natural sources include components of ecosystems, containing radionuclides in their original form. This cosmic radiation and nuclides, as well as radionuclides can be found in rocks, soils, hydrosphere and atmosphere. The man-made sources are connected with various types of economic activity. In this paper, we consider the waste from oil producing and mining enterprises that are the sources of emissions of radionuclides. The interest to the radiological impact of radon on the population appeared in the early 1980s, and the first study showed that the concentration of radon in the air of dwelling houses, especially single-stored, often exceeds the level of maximum permissible concentrations established for the employees of the uranium mines, where the security service traditionally fights for the reduction of the accumulation of the radiation-hazardous concentrations of radon.

The technogenic radioactivity in our region is connected with a number of events. Well-known accident at the Mayak plant in the Chelyabinsk region, apparently, has no direct effect on the environmental situation in the Republic of Bashkortostan, since the disaster area is located in the catchment area of RB. Tobol on the other side of the Ural mountains, rivers draining the area, the territory of the Republic of Bashkortostan do not cross, and its distance from the borders of the Republic of Bashkortostan weakens the air transport of radionuclides in the Republic even having an unfavourable rose of the winds.

The question of radioecological safety is a burning issue for the Republic of Bashkortostan.

Наряду с ролью уранового оруднения, как стратегического минерального сырья, важна его экологическая сторона [4, 7, 10]. В первую очередь это обусловлено эманациями радона, связанными с концентрациями урана.

Источники ионизирующих излучений подразделяются на естественные и техногенные. К естественным источникам относятся компоненты экосистем, содержащие радионуклиды в их первозданном виде. Это космическое излучение и космогенные нуклиды, а также радионуклиды, содержащиеся в горных породах, почвах, гидросфере и атмосфере. К техногенным относятся источники, образовавшиеся в связи с различными видами хозяйственной деятельности. В данной работе мы рассматриваем отходы нефтедобывающих и горнорудных предприятий, являющиеся источниками эмиссии радионуклидов.

Интерес к радиологическому воздействию радона на население возник в начале 1980-х годов, и первые же работы показали, что концентрация радона в воздухе жилых домов, особенно одноэтажных, часто превышает уровень предельно допустимых концентраций, установленных для работников урановых рудников, где служба безопасности традиционно борется за снижение накопления радиологически опасных концентраций радона. Согласно расчетам

Британского Бюро защиты от радиации, в Великобритании ежегодно погибают 2500 человек от рака легких, вызванного радоном. По данным Агентства окружающей среды в США ежегодно около 20 тысяч онкологических заболеваний инициируется радоном и продуктами его распада. Также остра проблема радиологического воздействия радона на население в Швейцарии, Швеции, Финляндии, Австрии [9, 11].

Влияние радона на человеческий организм было замечено еще в XVI веке, когда таинственная «горная болезнь» шахтеров, работающих на серебряных рудниках Саксонии и Южной Моравии (рудный район Erzgebirge), длительное время привлекала внимание медиков: смертность от рака легких среди рудокопов была в 50 раз выше, чем среди прочего населения. Значительно позже выяснилось, что месторождения серебра в Рудных Горах относятся к пьитметалльной рудной формации, содержащей уран – висмут – серебро – никель – кобальт. Анализ причин смерти работников шахт на серебро-урановых рудниках Европы в Германии и Чехии показал, что до 50 % горняков, работающих в урановых шахтах, умирает от рака легких. После выявления данного факта работы по изучению радиационного воздействия радона стали интенсивно развиваться.

Радон попадает в атмосферу помещений различными путями: а) проникает из недр Земли; б) выделяется из строительных материалов (цемент, щебень, кирпич, керамзит, и т.д.), из которых построено здание; в) привносится с водопроводной водой, бытовым газом и другими продуктами жизнеобеспечения.

Радон хорошо растворяется в воде, поэтому содержится во всех природных водах, причем в глубинных грунтовых водах его, как правило, заметно больше, чем в поверхностных водотоках и водоемах. В подземных водах его концентрация может изменяться от 4–5 Бк/л до 3–4 МБк/л, то есть в миллион раз. В то же время, в водах озер и рек концентрация радона редко превышает 0,5 Бк/л, а в водах морей и океанов – не более 0,05 Бк/л. Радон попадает из вод в атмосферу зданий при использовании заметных масс воды за счет процессов эксгаляции – дегазации с выносом радона из воздушных пузырьков, содержащихся в воде, в атмосферу. Наиболее интенсивно этот процесс происходит при разбрызгивании и испарении воды.

Основные пути попадания радона в здание: 1) по трещинам и щелям пола подвала; 2) по трещинам стен, расположенных ниже уровня земли; 3) по щелям в месте соединения конструкций пола и стен; в местах подводящих труб водопровода, газа, канализации; выделение радона из стен и конструкций здания (из материала стен, перекрытий, крыши и т.п.). Наиболее значимый путь накопления радона в помещениях связан с выделением радона из грунтов, на которых построено здание или сооружение [7, 10, 11].

Таким образом, непосредственно связанные с земными недрами источники поступления радона в помещения можно разделить на две группы:

1. Источниками являются сами горные породы, и радон поступает в дома за счет местного геохимического фона радона в породах. Площади развития пород с повышенным (в 3–5 и более раз) фоном радона однозначно связаны с геологическими образованиями (углеродистыми сланцами, гранитами, сиенитами, фосфатизированными фациями и т.п.). Этот повышенный местный геохимический фон (например, при концентрации радона в грунтах более 50–100 Бк/л), может создать значительные по площади радононосные участки, в пределах которых концентрация радона практически повсеместно может превышать ПДК в десятки раз (до 1 000 Бк/м³).
2. Источником являются радононосные тектонические зоны. Эти источники характеризуются резко аномальными (во много раз превышающими местный геохимический фон) концентрациями радона, четко выраженными линейными размерами (ширина зон составляет десятки, редко первые сотни метров при протяженности во многие сотни и тысячи метров). Концентрация радона в атмосфере домов, располагающихся над такими зонами, может достигать ураганных значений (до десятков тысяч Бк/м³). В любых условиях выявление таких домов является первоочередной задачей, поскольку проживание в них является крайне опасным.

Для Башкортостана вопрос радиоэкологической безопасности является злободневным.

В Предуральском краевом прогибе, особенно в зоне его сочленения со складчатым Уралом известны многочисленные источники радоновых вод, аномалии урановой природы, в которых концентрация радона в почвенном воздухе в десятки и сотни раз превышает фоновое содержание [6]. При этом ряд таких аномалий пространственно расположен вблизи селитебных зон (города Кумертау, Стерлитамак, курорты Янгантау, Красноуфимский).

Подобные аномалии известны также в Башкирском Зауралье, в частности, на восточной окраине г. Сибай [6]. Повышенные концентрации урана, а также радона в почвенном воздухе и подземных водах сопряжены с месторождениями бурых железняков в рифейских черносланцевых толщах Башкирского мегантиклинория и углей в миоценовых депрессиях Южно-Уральского буругольного бассейна.

Техногенная радиоактивность в нашем регионе связана с рядом событий. Общеизвестная авария на комбинате Маяк в Челябинской области, по-видимому, не оказывает прямого воздействия на экологическую обстановку в Башкортостане, поскольку район бедствия находится в бассейне водосбора р. Тобол по ту сторону Уральских гор, водотоки, дренирующие этот участок, территорию РБ не пересекают, а его удаленность от границ РБ ослабляет воздушный перенос радионуклидов в сторону республики даже при неблагоприятной розе ветров.

Более существенным фактором может являться хранилище монацита в верховьях р. Уфа. По сообщениям СМИ, на складах предприятия ГУП «Уралмонацит» в 12 км к северо-востоку от г. Красноуфимска (Свердловская область) уже более 40 лет хранится 82 тыс. т монацитового концентрата, в свое время свезенного сюда со всех предприятий СССР, где осуществлялась переработка радиоактивного монацитосодержащего сырья. Первоначально его предполагалось использовать для нужд атомной промышленности, но выбор уран-плутониевого цикла привел к утрате интереса к монацитам, как к источнику ториевого сырья.

В 2008 г. в ТВ-передаче о проблемах ГУП «Монацит» показаны разваливающиеся деревянные бараки, где лежат рассыпавшиеся мешки с черным монацитовым порошком, в том числе в зоне паводкового подтопления реки.

Крайне скудна информация об ядерных подземных взрывах, проведенных в Башкирии между городами Ишимбай и Салават. До сих пор нет открытой информации о точном расположении, глубине и мощности взрыва, типе ядерного заряда, в связи с чем трудно прогнозировать риск миграции радиоактивных продуктов взрыва в подземных водах, а также вероятность попадания радионуклидов в нефть, добываемую на близлежащих месторождениях и соответственно в продукты и отходы её переработки. Как известно, продуктами ядерных взрывов являются чрезвычайно опасные долгоживущие изотопы, в первую очередь – цезия и йода [10].

Известно [1], что западнее и южнее г. Стерлитамака проведено семь подземных «мирных» ядерных взрывов: два – «Кама-1» и «Кама-2» (1973, 1974 гг.) – для захоро-

нения стоков Салаватского завода «Салаватнефтеоргсинтез» и Стерлитамакского содово-цементного комбината, пять (1965–1980 годы) – для увеличения притока нефти к скважинам на Грачевском месторождении рифогенного типа (НГДУ «Ишимбайнефть»), вызвавших техногенные землетрясения.

Основной постулат этих взрывов заключался в том, что «рабочий» горизонт для закачки промстоков находится на глубине свыше 2 км в визейско-башкирском водоносном комплексе. Считалось, что этот водоносный комплекс наиболее полно отвечает требованиям, предъявляемым к водоносным горизонтам для закачки стоков, так как он сверху и снизу ограничен экраном.

Водовмещающими породами в зоне взрывов являются пористо-кавернозные и трещиноватые известняки с палеокарстовыми пустотами, полого погружающиеся на юго-запад (в сторону долины р. Белой). Предполагалось, что с учетом гидрогеологических параметров рабочего горизонта фронт продвижения промстоков за весь период эксплуатации полигона, рассчитанный на 20 лет, составит всего 1,7–2,0 км от центра нагнетательной скважины.

В ноябре 1974 г. во время бурения прокольной скважины на объекте «Кама-1» произошел аварийный выброс радиоактивной газовой смеси, загрязнивший значительные площади. Замеры радиационного фона в 1991 г. в районе скважины показали несколько тысяч мкР/ч, в закрытой зоне – 180–250 мкР/ч, в районе насосной станции – 55 мкР/ч [1]. В настоящее время максимальная мощность радиационного фона достигает 250 мкР/ч [3].

Закачка промышленных стоков неизбежно влечет за собой нарушение естественного гидродинамического режима недр. Она, как правило, сопровождается ростом пластовых давлений, изменением соотношения уровней водоносных горизонтов в разрезе, увеличением вертикальных градиентов фильтрации в водоупорах и пр., что может повлечь за собой формирование новых, не свойственных району очагов глубинной разгрузки [2].

Анализ гидрогеологических материалов по артезианским бассейнам, в том числе и по Волго-Камскому, свидетельствует о том, что областями дренажа глубоких водоносных горизонтов являются крупные речные долины, заложенные, как правило, вдоль линий тектонических нарушений [8]. Поэтому нетрудно предугадать эффект в случае, если глубинные рассолы вместе с нагнетаемыми

жидкими отходами промышленных предприятий или радиоактивного распада (или и те и другие) устремятся вверх под долиной р. Белой где расположены практически все крупные хозяйственно-питьевые водозаборы.

Опыт нагнетания больших объемов стоков (в случае «Камы-2» они относятся к большим – более 10 000 м³/сутки) в течение длительного времени (до 20 лет) в районах нефтяных месторождений Башкирского Предуралья свидетельствует о том, что в литологически выдержанных проницаемых пластах гидрогеодинамическое влияние распространяется на расстояние до 20 км.

На Шаповском месторождении нефти известны факты интенсивного отложения радиоактивных осадков на технологическом оборудовании товарных парков и на установках подготовки нефти. На площадях в десятки и сотни гектаров мощность дозы гамма-излучения составляет 100–1 000 мкР/час, достигая 3 000 мкР/час в местах очистки технологического оборудования. Дозиметрические измерения на базе капитального ремонта ППН НГДУ «Аксаковнефть» (пос. Сухоречка) показали фон 292 мкР/ч (при норме 30 мкР/ч), а о нефтяном амбаре – 655 мкР/ч в четвертом диэлектрике и свыше нескольких тыс. мкР/ч в третьем диэлектрике [5].

Радиоактивное загрязнение образуется также при многочисленных порывах нефтепроводов и водоводов. Прогнозируется, что при сохранении существующего положения районы нефтедобычи могут стать зонами экологического бедствия [5].

Таким образом, многочисленные пункты приема-сдачи нефтепродуктов на промыслах РБ, участки загрязнения почв, поверхностных и грунтовых вод пластовыми водами нефтяных залежей и высокоминерализованными водами глубоких горизонтов, используемыми для поддержания пластового давления при добыче нефти, отходы переработки нефти – также потенциальный источник радионуклидов.

Отмечаемая в республиканской периодической печати удручающая медицинская статистика по Уфе и другим промышленным центрам Башкирского Приуралья – двадцатикратный рост онкологических заболеваний за последние тридцать лет, обобщенно связываемая с ухудшением экологической обстановки, на наш взгляд, в значительной мере связана с неучтенным фактором радиоактивности, быстро усиливающейся в ходе техногенеза.

Литература

1. Абдрахманов Р.Ф. / Гидрогеоэкология Башкортостана: Информреклама, 2005. – 344 с.
2. Абдрахманов Р.Ф., Мартин В.И., Попов В.Г., Смирнов А.И. / Карст Башкортостана. Уфа. Информреклама. 2002. 383 с.
3. Государственный доклад о состоянии природных ресурсов и окружающей среды Республики Башкортостан в 2004 году. – Уфа.: Министерство природных ресурсов. 2004. – 306 с.
4. Лаверов Н.П., Канцель А.В. и др. / Основные задачи радиогидрогеологии в связи с захоронением радиоактивных отходов // Атом. Энерг. 2000. – Т.71. – 123 с.
5. Мингазиев Н.С. / Охрана и рациональное использование водных ресурсов в нефтяной промышленности. Автореф. дис. д-ра техн. наук. Екатеринбург. 2000. – 45 с.
6. Никонов В.Н., Исмаилов И.Х. / Перспективы геологических формаций Предуралья и зоны краевой складчатости Башкирского Урала на уран и рений. Материалы IX Межрегиональной научно-практической конференции геология. Полезные ископаемые и проблемы геоэкологии Башкортостана, Урала и сопредельных территорий.
7. Павлов И.В. Приоритетные задачи в области радиационной защиты населения // АНРИ. М., 1999. – №1. – С.4–16.
8. Попов В.Г. Гидрохимия и гидрогеодинамика Предуралья. – М.: Наука. 1985. – 278 с.
9. Радиация Дозы, эффекты, риск. – М.: Мир, 1990. – 86 с.
10. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей

среде и проблемы радиоэкологии: Учеб. пособие / Томский политехнический университет. 2009. – 428 с.

11. Уткин В.Н. Радонные проблемы в экологии. Уральский гос.

профессионально-педагогический университет. 2000. – 10 с.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В МЕТАМОРФИЗОВАННЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ РАННЕПРОТЕРОЗОЙСКИХ ОСАДОЧНЫХ БАССЕЙНОВ: УРОВНИ НАКОПЛЕНИЯ, ЗНАЧЕНИЕ ДЛЯ МЕТАЛЛОГЕНИИ

А.Д. Ножкин

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, nozhkin@igm.nsc.ru

RADIOACTIVE ELEMENTS IN METAMORPHOSED DEPOSITS OF THE EARLY PROTEROZOIC SEDIMENTARY BASINS: THE LEVELS OF ACCUMULATION, THE VALUE FOR METALLOGENY

A.D. Nozhkin

Institute of Geology and Mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, nozhkin@igm.nsc.ru

Abstract. The paper presents the data on the concentration of the radioactive elements in the Early Proterozoic metasedimentary deposits of the south-western margin of the Siberian Craton, Aldan, Ukrainian shields and Kursk-Voronezh massif. Their value for metallogeny is shown as well.

Раннепротерозойская эпоха представляет собой важный период в истории Земли. К концу интервала 2,5–1,8 млрд. лет была сформирована основная масса континентальной коры. На рубеже 1,95–1,8 млрд. лет произошли крупные коллизионные события, результатом чего явилось становление палеопротерозойского суперконтинента, частью которого был и Сибирский кратон. В раннем докембрии проявлены две глобальные эпохи Na-K гранитоидного магматизма, несущие повышенные концентрации радиоактивных элементов (РАЭ) – U, Th, и K: неоархейская (2,8–2,6 млрд. лет) и позднепалеопротерозойская (1,9–1,75 млрд. лет). Развитием этих эпох гранитизации обусловлена высокая зрелость древнейших блоков континентальной коры и их геохимическая и металлогеническая специализация на редкие и РАЭ. В последующем в пределах стабилизированных блоков коры на архейском основании с чередующимся распределением сиалических и фемических масс происходило формирование кор выветривания, а затем раннепротерозойских осадочных бассейнов. С эволюцией последних связано образование уникальных золото-урановых месторождений в конгломератах типа Витватерсранд, Сьерра-ди-Жакобина, Блайнд-Ривер, урановых и золото-урановых месторождений типа «несогласии» провинций Атабаска (Канада) и Алигейтор-Риверс (Австралия).

В пределах стабилизированных сегментов коры Сибирского кратона в позднем палеопротерозое также происходило формирование крупных эпиконтинентальных осадочных бассейнов. На западной его периферии в раннем протерозое был сформирован протяженный (~ 1 500 км) Ангарский складчатый пояс, в включающий метаосадочные, метаосадочно-вулканогенные и гранитоидные комплексы Енисейского кряжа и Присяня [2]. Метаосадочные, существенно терригенные толщи, развитые на территории Присянского, Ангаро-Канского выступов фундамента кратона и в основании рифея покровно-складчатых структур Заангарья Енисейского кряжа, формировались в пределах крупных

эпиконтинентальных седиментационных бассейнов и, по существу, являются образованиями древнего субплатформенного чехла. Эти отложения, относящиеся к енисейской, гаревской, тейской сериям в Енисейском кряже, неройской, сублукской – в Присяня, в разной степени метаморфизованы от зеленосланцевой до амфиболитовой фации. К наиболее ранним существенно метаосадочным комплексам в Енисейском кряже относятся отложения гаревской и енисейской серий, а в Присяня – нижние горизонты неройской (алхадырская свита) и сублукской серий, к более поздним – соответственно породы тейской серии и туманшетской свит (табл. 1, 2). Названные серии или комплексы существенно метаосадочных пород образованы мощными (2–6 км) толщами метатерригенных сланцев с горизонтами кварцитов, мраморов и реже metabазальтов. Терригенные метасланцы представлены биотитовыми $\pm$ Гр $\pm$ Му сланцами, филлитами и слюдисто-кварцевыми алевросланцами, химический состав которых соответствует Na-K пелитам, алевропелитам и алевролитам. Среди них широко развиты глиноземистые ($Al_2O_3 = 19–25\%$) разности с хлоритомом, гранатом, ставролитом, силлиманитом, реже дистеном, представленные сланцами и гнейсами, чередующимися с кварцитами. Химический состав высокоглиноземистых ($Al_2O_3 = 25–33\%$) кристаллосланцев (тейская серия, туманшетская свита) соответствует высококалийным аргиллитам и сиаллитам – продуктам глубокого выветривания на пенеплене в пределах стабильных континентальных палеоструктур. В тейской, сублукской и в верхней половине неройской (туманшетская свита) серий распространены горизонты углеродистых сланцев и карбонатных пород.

Метасланцы разных серий характеризуются повышенными концентрациями РАЭ (табл. 1, 2). В сравнении со средним постархейским сланцем (РААС) в них выше содержание Th, а также легких РЗЭ, повышены (5–7) Th/U и La/Th (2,5–3,7). Содержание U и K на уровне или чуть ниже РААС. Наиболее обогащены РАЭ (заметно выше РААС)

Таблица 1. Содержание U, Th и K в метаморфизованных нижнепротерозойских отложениях Енисейского края

Порода, серия, свита	n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
Тейская серия					
<i>Пенчегинская свита</i>					
Метапелиты	140	2,5±0,2	14,0±0,4	2,64±0,15	6,0
Метапелиты глиноземистые, углеродистые	26	4,1±0,7	24,1±1,5	3,6±0,4	6,4
Метаалевропелиты	94	2,1±0,2	9,3±0,6	1,8±0,2	4,6
Метаалевропелиты углеродистые	27	7,2±0,4	9,6±0,8	2,4±0,2	1,5
Метапесчаники, слюдистые кварциты	12	2,3±0,2	8,4±0,4	1,6±0,2	3,8
Кварциты (кварцитовидные песчаники)	17	0,8±0,2	2,7±0,6	0,5±0,14	3,5
<i>Свита хр. Карпинского</i>					
Метапелиты	96	3,1±0,2	14,5±0,7	3,3±0,2	4,6
Метапелиты глиноземистые	110	3,5±0,3	22±0,9	3,1±0,2	6,4
Метаалевропелиты, кварцитосланцы	43	2,0±0,4	8,5±0,6	1,8±0,2	4,3
Метаалевропелиты углеродистые	10	4,5±1,2	10±1,3	3,9±0,4	2,2
Кварциты, метагравелиты	21	0,7±0,2	1,5±0,3	0,5±0,1	2,3
Гаревская серия					
Метапелиты	86	2,8±0,2	14,3±0,6	3,4±0,2	5,4
Метапелиты глиноземистые	50	3,1±0,3	19±0,6	3,5±0,2	6,2
Метаалевропелиты, слюдистые кварцитосланцы	27	1,5±0,2	6,1±1,0	1,2±0,3	4,2
Кварциты	8	0,4±0,2	1,3±0,7	0,2±0,1	2,5
Енисейская серия					
<i>Верхняя толща</i>					
Метапелиты, метаалевропелиты	56	2,9±0,2	20,7±1,9	3,1±0,3	7,4
<i>Нижняя толща</i>					
Метапелиты, метаалевропелиты	146	2,6±0,3	17,6±0,9	2,9±0,2	7
Мраморизованные доломиты	15	1,3±0,3	0,9±0,3	0,4±0,05	0,8
Кальцифиры	20	2,0±0,4	4,8±1,1	1,8±0,4	2,5
Кварциты	4	0,6	6,9	0,8	11

Примечание: здесь и в нижеследующих таблицах: n – число проанализированных проб. Для РАЭ показано среднее содержание и доверительный интервал при 95 %-м уровне значимости

глиноземистые метапелиты, а U и углеродистые разности. В целом концентрация Th коррелирует с глиноземом, а U – чаще с углеродистым веществом, хотя для U такая корреляция нарушается с усилением степени метаморфизма метапелитов. Как и в современных осадках, содержание РАЭ, следуя упорядоченному распределению, закономерно снижается от высокоглиноземистых к глиноземистым метапелитам и далее к слюдисто-кварцевым метаалевропелитам, достигая минимума в песчаниках и кварцитах. Среди карбонатных пород наиболее обогащены U (до 5–7 г/т) углеродистые разности, содержание Th и K коррелирует с величиной силикатной примеси. Отмеченные геохимические свойства всех разновидностей метапелитов свидетельствуют о высокой степени геохимической дифференцированности как терригенных пород осадочных бассейнов, так и зрелости сиалического гранитоидного основания – области сноса. Отмеченная выше повышенная ториеность и Th/U отношение метапелитов в значительной мере унаследованы от архейского гранулито-гнейсового основания [4]. Ураном наиболее обогащены углеродистые и глиноземистые метапелиты и алеврос-

ланцы, метаморфизованные в зеленосланцевой или эпидот-амфиболитовой фации. Мигматизированные гнейсы и сланцы енисейской и гаревской серий частично потеряли уран. Более перспективны в отношении образования рудных концентраций урана являются метаморфизованные в зеленосланцевой фации терригенные углеродистые отложения тейской, сублукской серии и туманшетской свиты. Формирование их происходило в конце палеопротерозоя, после массового внедрения Na-K таракских и саянских гранитов, слагающих достаточно протяженный постколлизийный пояс, с U-Pb возрастом 1,87–1,84 млрд лет. Данные гранитоиды обогащены РАЭ, и они являлись одним из важных источников терригенного материала в палеопротерозойских седиментационных бассейнах. Вулканогенно-терригенные толщи сублукской серии интродуцированы дорифейскими гранитоидными плутонами и включают уникальные месторождения редкометалльных пегматитов. С процессами регионального и гидротермального метаморфизма нижнепротерозойских толщ в Енисейском крае и Присаянье связаны ураново-рудные концентрации. Это или тектонизированные горизонты черных углеродистых

Таблица 2. Содержание U, Th и K в метаморфизованных нижнепротерозойских отложениях Восточного Саяна

Порода, серия, свита	n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
Неройская серия					
<i>Туманшетская свита</i>					
Метапелиты	44	2,9±0,24	14,1±0,8	3,1±0,3	5,0
Метапелиты глиноземистые	44	3,6±0,3	20±1,9	4,0±0,5	5,7
Метапелиты углеродистые	27	3,8±0,3	17,6±1,4	3,9±0,35	5,0
Метаалевропелиты, слюдистые кварциты	55	2,7±0,4	10,7±0,8	2,2±0,25	4,1
Кварциты (кварцитовидные песчаники)	19	0,9±0,2	2,9±0,6	1,1±0,4	3,4
Известковистые метапелиты, кальцифиры	26	1,5±0,3	5,6±0,6	1,7±0,3	3,8
Мраморизованные известняки	14	0,3±0,1	0,4±0,06	0,16±0,04	1,1
<i>Алхадырская свита</i>					
Метапелиты глиноземистые	44	3,5±0,4	16,6±1,1	2,8±0,3	4,9
Метаалевропелиты	38	2,8±0,2	12,0±0,5	2,5±0,2	4,4
Кварциты слюдистые, метаалевролиты	11	3,5±0,5	12,0±2,3	1,5±0,25	3,6
Кварциты	9	1,6±0,5	2,7±0,3	0,9±0,3	1,8
Кальцифиры	10	2,2±0,3	3,5±0,4	0,8±0,2	1,7
Мраморы кальцитовые и доломитовые	8	1,2±0,1	0,7±0,3	0,24±0,1	0,6
Сублукская серия					
<i>Чернореченская свита</i>					
Метапесчаники, метаалевролиты	10	3,7±0,4	12,4±1,9	2,2±0,3	3,5
<i>Мальцевская свита</i>					
Метапесчаники, алевросланцы	12	3,9±0,4	13,1±2,0	2,5±0,4	3,5
<i>Часовенская свита</i>					
Метапелиты	18	3,1±0,6	16,3±0,9	3,5±0,3	5,4
Метапесчаники аркозовые	9	2,3±0,6	5,0±1,0	2,6±0,4	2,3

метапелитов, или минерализованные кварцево-слюдистые сланцы и кварциты с уранинитом, браннеритом, золотом и сульфидами – пирротинитом, пиритом, галенитом, молибденитом (например, кутукасская рудная зона). Существенный интерес в отношении промышленных концентраций U представляют зоны структурно-стратиграфических несогласий рифейского чехла (отложения карагасской, чингасанской, сухопитской серий), перекрывающего нижнепротерозойские гранитизированные толщи и полигенные гранитоидные купола. Ряд мелких месторождений и рудопроявлений урана такого типа выявлен в северной части Енисейского края и в Присяжье.

В таблице 3 в сравнительном плане приведены содержания U, Th, и K в нижнепротерозойских метатерригенных отложениях других регионов. В западной части Алданского щита располагается ряд грабенных и прогибов, выполненных преимущественно терригенными отложениями нижнего протерозоя. Они перекрывают архейские комплексы гранит-зеленокаменного или гранулитового основания. Содержания РАЭ в песчаниках и алевролитах удоканской серии наиболее крупного одноименного прогиба находится на уровне средних значений в подобных породах. Однако в метапелитах, базальных и сульфидизированных горизонтах концентрация U может быть существенно выше. Предпосылкой потенциально повышенной ураноносности таких пород является то, что формирование терригенных

отложений этой серии происходило после внедрения Na-K гранитов (типа чародоканских) обогащенных РАЭ, с возрастом 2,6–2,5 млрд лет. Кроме того, отложения удоканской серии пересекаются Na-K гранитоидами кодарского комплекса, с U-Pb возрастом 1,876 млрд лет, вызвавшими метаморфизм, перераспределение и концентрацию U. Урановое оруденение связано с горизонтами медистых и магнетитовых песчаников удоканской серии (Читкандинское стратиформное месторождение урана). Выявлен также ряд урановых и уран-ториевых рудопроявлений в альбититах тектонических зон [5].

В пределах Курско-Воронежского массива повышенные концентрации РАЭ (заметно выше, чем в ПААС) характерны для метапелитов, углеродистых и глиноземистых их разностей оскольской и курской серий, сульфидизированных конгломератов и гравелитов базальных горизонтов стойленской свиты. Формированию осадков этих серий предшествовало массовое внедрение гранитоидов салтыковского и веретенинского комплексов, что обусловило дискретный привнос РАЭ в верхнюю оболочку коры [3]. Аналогичная картина в распределении РАЭ в терригенных отложениях криворожской и ингулецкой серий Украинского щита [1]. Наиболее обогащены U (5–16 г/т) конгломераты, углеродистые метапелиты и алевросланцы верхней криворожской, метапелиты, песчаники и особенно базальные конгломераты (U – 19 г/т) нижней криворожской свиты.

Таблица 3. Содержание U, Th и K в нижнепротерозойских метатерригенных отложениях других регионов

Порода, серия, свита	n	U, г/т	Th, г/т	K, %	Th/U
Алданский щит					
<i>Удоканская серия</i>					
Метапесчаники, метаалевросланцы	680	2,3	10,2	2,0	4,5
Курско-Воронежский массив					
<i>Оскольская серия</i>					
Метапелиты	10	4,6	11,7	2,8	2,6
Метапелиты углеродистые	36	5,6	9,4	2,5	1,7
Те же, более глиноземистые	8	6,8	14,4	3,2	2,3
Метаалевропелиты	6	3,2	6,6	3,0	2,2
Метапелиты известковистые	16	2,4	9,4	2,2	4,0
Курская серия					
<i>Коробковская свита</i>					
Метапелиты (межрудные)	27	4,2	13,7	3,9	3,3
Метапелиты глиноземистые	11	5,2	22	3,1	4,3
Метаалевропелиты	17	3,6	10,6	2,3	3,0
Кварциты слюдяные	5	1,3	5,1	0,9	4,0
Кварциты гематит-магнетитовые	52	0,3	0,6	0,1	2,0
<i>Стойленская свита</i>					
Метапелиты	5	3,1	8,8	2,6	2,8
Те же, глиноземистые	8	4,4	19,1	3,5	4,4
Конгломераты полимиктовые	18	2,1	7,5	3,0	3,7
Конгломераты, гравелиты кварцевые, сульфидизированные	7	4,0	18,0	3,6	4,5
Украинский щит					
<i>Ингулецкая серия</i>					
Метапелиты	753	2,2	12,7		5,8
Метапелиты углеродистые	48	4,0	10,1		2,5
Криворожская серия					
<i>Верхняя криворожская свита</i>					
Метапелиты	300	3,4	12,5		3,8
Метапелиты углеродистые	18	16,0	12		0,8
Алевросланцы углеродистые	122	5,4	4,0		0,8
Песчаники кварцевые	145	2,2	4,7		2,3
Конгломераты	37	5,3			
<i>Джеспилитовая свита</i>					
Алевросланцы	468	2,5	12,3		4,9
Железистые кварциты	299	1,1	2,4		2,2
<i>Нижняя криворожская свита</i>					
Метапелиты	33	5,1	60		12
Песчаники	380	7,2	13,2		1,8
Конгломераты	85	19	6,0		0,3

Метапелиты последней также отличаются высоким (60 г/т) содержанием Th и Th/U (12). Курская и криворожская серии вмещают многочисленные горизонты железистых кварцитов, огромная промышленная значимость которых общеизвестна. С породами криворожской серии пространственно и генетически связаны урановые месторождения. Формированию пород серии здесь также предшествовало

внедрение высокорadioактивных позднеархейских Na-K гранитов микромосковско-токовского комплекса.

В целом потенциальные ресурсы ураноносности и золотоносности отложений нижнепротерозойских осадочных бассейнов Сибирского кратона, Курско-Воронежского массива, а также Балтийского щита, с широко развитыми терригенными толщами этого возраста и, например, уже

известными месторождениями урана, ванадия и других элементов в крупнейшей эпикратонной Онежской впадине, пока еще не раскрыты.

Работа выполнена в рамках базового проекта «Геоди-

намика и взаимосвязи магматических, осадочных и аккреционно-коллизийных процессов в Центрально-Азиатском складчатом поясе и на Сибирской платформе» при поддержке РФФИ (проект № 12-05-00591).

Литература

1. Белевцев Я.Н., Егоров Ю.П., Титов В.К., Сухинин А.Н., Гречишников З.М., Заяц В.Б., Тихоненко В.А., Жукова А.М. Средние содержания урана и тория в главнейших типах горных пород Украинского щита // Геологический журнал. 1975. – Т. XXV. – Вып. 4. – С. 96–117.
2. Ножкин А.Д. Раннепротерозойские окраинно-континентальные комплексы Ангарского складчатого пояса и особенности их металлогении // Геология и геофизика. 1999. – Т. 40. – № 11. – С. 1524–1544.
3. Ножкин А.Д., Крестин Е.М. Радиоактивные элементы в породах раннего докембрия. – М.: Наука, 1984. – 124 с.
4. Ножкин А.Д., Туркина О.М. Геохимия гранулитов. – Новосибирск: ОИГГМ СО РАН, 1993. – 223 с.
5. Уран Российских недр. Ред. Г.А. Машковцев. – М.: ФГУП ВИМС, 2010. – 852 с.

ЕСТЕСТВЕННАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ РАННЕАРХЕЙСКИХ ПОРОД НА УЧАСТКЕ ДЛЯ ГЛУБИННОГО ЗАХОРОНЕНИЯ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ В ЮЖНОЙ ЧАСТИ ЕНИСЕЙСКОГО КРЯЖА

А.Ю. Озерский

ОАО «Красноярская горно-геологическая компания», Красноярск, Россия, ozerski@krasgeo.ru

NATURAL RADIOACTIVITY IN THE LOWER ARCHAEOAN ROCKS WITHIN THE LOCATION FOR DEEP BURIAL OF RADIOACTIVE WASTES AT THE SOUTHERN PART OF THE YENISSEYSKIY RIDGE

A.Yu. Ozerskiy

JSC "Krasnoyarsk Mining Geological Company", Krasnoyarsk, Russia, ozerski@krasgeo.ru

Abstract. Natural activity and radioactive nuclides concentrations were studied in the archaean metamorphic rocks of the Yeniseyskiy Location that is intended for the deep burial of radioactive wastes. Effective specific activity in the given kinds of rocks is not above 318 Bq/kg, it has a higher value in gneisses (average 197 Bq/kg) and a lower one in metadolerite's dykes (average 107 Bq/kg). Concentrations of ^{40}K (2,4 ppm) and ^{238}U (2,6 ppm) are at close range to their average values in the Earth's crust, whereas thorium values are of high concentrations (17 ppm) that might originate in granites of the Nizhnekanskiy Massif.

Введение

Одним из важных элементов государственной системы обращения с отработавшим ядерным топливом в России должен стать федеральный объект глубинного захоронения текущих и накопленных ранее радиоактивных отходов (РАО) в Нижнеканском скальном массиве. По результатам работ предшественников, проведенных в 1990–2005 гг., была выделена площадка, получившая название участка «Енисейского», которая в геолого-структурном отношении принадлежит к Ангаро-Канскому террейну юго-западного складчатого обрамления Сибирского кратона. Участок расположен северо-восточнее Красноярска, в 4–5 км от Енисея, в пределах территории закрытого административно-территориального образования (ЗАТО) г. Железногорска (рисунок) [2].

Основные технические решения по созданию объекта были разработаны в ОАО «ВНИПИпромтехнологии». Конструкция объекта представляет собой комплекс горизонтальных, вертикальных и камерных горных выработок, расположенных в интервале глубин 450–475 м. При таком расположении подземных выработок захораниваемые РАО будут размещены на 120–145 м глубже местного ба-

зиса дренирования (русла Енисея) [2]. Это делает крайне маловероятным поступление подземных вод, контактирующих с отходами, в поверхностные водные объекты и распространение радиационного загрязнения.

В 2009–2012 гг. поисково-оценочные работы на участке «Енисейском» выполняло ОАО «Красноярская горно-геологическая компания» (ОАО «Красноярскгеология»). В апреле 2012 года результаты оценочной стадии работ были рассмотрены в ГКЗ Роснедр, которая признала участок недр соответствующим национальным и международным требованиям безопасности и пригодным для создания пункта глубинного захоронения РАО. Это решение дает предприятиям Росатома необходимые правовые основания для создания опытно-промышленного объекта (подземной лаборатории), эксплуатация которого позволит отработать технологию глубинного захоронения РАО.

Существенную роль в достижении этого положительного результата сыграли результаты радиогеохимических исследований геологической среды, которые опирались в основном на рекомендации МАГАТЭ [10]. Хотя изученный нами массив докембрийских пород характеризуется в общем очень невысокими показателями природной ра-

диоактивности, исследование этих показателей представляется важным исходя из следующих обстоятельств:

- 1) В глубоких подземных выработках, не имеющих контакта с наземной атмосферой, даже небольшая активность естественных радионуклидов (ЕРН) с неизбежностью будет вызывать некоторое повышение дозовых нагрузок на персонал, работающий в подземном сооружении.
- 2) Извлечение горных пород на поверхность при строительстве подземного сооружения требует экологической (в том числе радиационной) оценки воздействия отвальных пород на окружающую среду.
- 3) Большое количество геохимических и радиогеохимических данных, полученных при изучении массива, представляет несомненный интерес для профессионального сообщества, занимающегося исследованиями докембрия Южно-Енисейского кряжа.

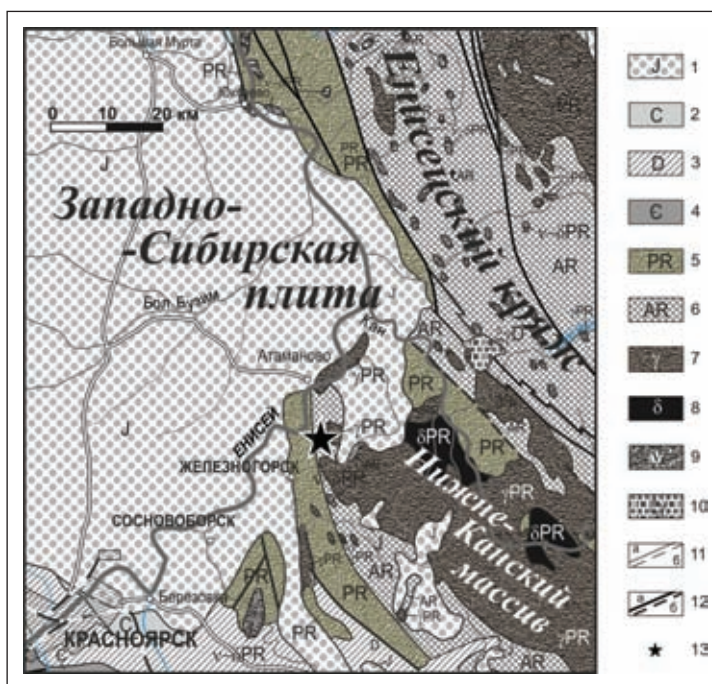
Радиогеохимические аспекты вещественного состава РАО, технологии их захоронения, миграции и сорбции искусственных радионуклидов в недрах представляют особый круг проблем, которые в настоящей статье не рассматриваются.

Методика исследований

Радиогеохимические исследования выполнялись в составе большого комплекса геологоразведочных и изыскательских работ, методы которых основывались на отечественных и мировых требованиях к безопасности подземных сооружений, предназначенных для глубинного захоронения РАО. Основным методом изучения участка недр было бурение 10 разведочных скважин до глубины 700 м и 4 гидрогеологических скважин, глубиной по 200 м с полным отбором керна, минимальный конечный диаметр которого равен 42 мм.

Во всех скважинах геофизиками Южной геофизической экспедиции ОАО «Красноярскгеология» выполнялся комплекс геофизического каротажа. Радиоактивные свойства пород измерялись методом гамма-каротажа, в котором измерения активности выполнялись скважинным радиометром КУРА-2М. Масштаб регистрации интенсивности гамма-излучения по разрезам скважин составлял 2,5–5 мкР/час на 1 см, при скорости записи до 300 м/час. Контроль стабильности работы радиометра осуществлялся записью фона от рабочего эталона до и после гамма-каротажа на каждой скважине.

Основной объем радиогеохимической информации был получен по 101 гамма-спектрометрическому анализу проб, образцов и монолитов, отобранных из керна. Анализы выполнялись в Центральной лаборатории ОАО



Осадочные отложения: 1 – юрские; 2 – каменноугольные; 3 – девонские. Метаморфические породы: 4 – кембрийские; 5 – протерозойские; 6 – архейские. Интрузивные породы: 7 – граниты, гранодиориты; 8 – диориты; 9 – габбро, долериты. 10 – щелочные граниты, сиениты. Прочие обозначения: 11 – границы разновозрастных геологических образований, достоверные (а) и предполагаемые (б); 12 – разрывные нарушения, достоверные (а) и предполагаемые (б); 13 – участок «Енисейский».

Рис. 1. Схематическая геологическая карта

«Красноярскгеология» на сцинтилляционном гамма-спектрометре «Прогресс» с измерением удельной активности основных естественных радионуклидов (ЕРН) ^{40}K , ^{226}Ra , ^{232}Th . Из результатов прямых лабораторных измерений удельной активности выполнялись расчеты удельной эффективной активности естественных радионуклидов ($A_{\text{эфф}}$) в соответствии с ГОСТ 30108-94. При обработке результатов анализов массовая концентрация ^{238}U вычислена исходя из предположения о его равновесии с ^{226}Ra . Кроме радиогеохимических показателей, путем испытаний скважин и анализов проб были изучены химический, и минералогический состав пород и их некоторые другие свойства.

Основные черты геологического строения

Основные черты геологического строения участка «Енисейского» были изучены под руководством и при непосредственном участии главного геолога Ивановской геологоразведочной экспедиции ОАО «Красноярскгеология» К.А. Заблочного. Полученные результаты показали, что изученный массив пород представлен нижнеархейскими гнейсами, пронизанными дайками долеритов и габбро-диабазов по меньшей мере двух этапов внедрения. Формирование массива происходило в условиях гранулитовой фации регионального метаморфизма, захватившего также дайки первого этапа внедрения. В соответствии с существующей региональной легендой для государственных

геологических карт масштаба 1:200 000 весь вскрытый скважинами разрез следует, по-видимому, отнести к образованиям атамановской метасерии канского метаморфического комплекса раннего архея. Вероятно, первичными осадочными породами, из которых образовались гнейсы, являлись магнезиально-железистые глинистые продукты коры выветривания пород основного состава [1].

Гнейсы и кристаллические сланцы формируют около 4/5 геологического разреза участка. Обогащенные биотитом разности пород тяготеют, в основном, к верхам разреза. Вниз по разрезу возрастает содержание глиноземистых минералов, что выражается в увеличении числа прослоев кордиеритовых, силлиманитовых и биотит-гиперстеновых плагиогнейсов. В этом же направлении растет и степень мигматизации пород. Преобладающими минералами гнейсов являются кварц (3–50 %), плагиоклаз (25–70 %), калиевый полевой шпат (до 5–20 %), биотит (от 5 до 30 %), мусковит по биотиту (до 15–20 %) и силлиманит (3–10 %).

Дайки долеритов в современном виде представлены глубоко метаморфизованными, метасоматически измененными, иногда инъекционно мигматизированными породами, зачастую превращенными в ортоамфиболиты, в связи с чем ниже мы их называем метадолеритами. Минеральный состав даек сформирован плагиоклазом (20–60 %), актинолитом (5–60 %) или роговой обманкой (до 40–45 %), реликтовым диопсидом (3–35 %), кварцем (3–10 %).

Химический состав пород участка «Енисейского» в общем соответствует их минеральному составу. Аллюмосиликатная составляющая химического состава гнейсов превышает 80%, тогда как у метадолеритов сумма кремнезема и глинозема почти на 20 % ниже. По сравнению с гнейсами метадолериты содержат больше железа, кальция, магния и серы, что отражает мафический облик этих пород и наличие в них сульфидов. Гнейсы характеризуются следующей геохимической ассоциацией (числа возле символов элементов показывают значения коэффициентов концентрации по отношению к кларкам литосферы): $Yb_{6,4} > Sn_{2,0} > La_{1,9} > Pb_{1,7} > Mo_{1,6} > Fe_{1,6}$. Геохимическая ассоциация долеритов включает более обширный набор элементов и она более контрастна за счет элементов, связанных с сульфидной минерализацией: $Yb_{6,1} > Cu_{3,9} > S_{3,9} > Fe_{3,8} > Ag_{2,9} > Ti_{2,4} > V_{1,9} \approx Ca_{1,9} \approx Mg_{1,9} > Co_{1,7} > Mo_{1,6} \approx Mn_{1,6}$ [6].

Радиогеохимические результаты исследований и их обсуждение

Еще на стадии полевых работ, при проведении гамма-каротаж, были выявлены существенные отличия в радиоактивности основных пород, слагающих изучаемый массив. Покровные отложения характеризовались значениями гамма-активности в пределах 4–8 мкР/час, активность метадолеритов варьировала от 5 до 12 мкР/час, а активность гнейсов (15–25 мкР/час) в 2–2,5 раза превышала активность метадолеритов.

Причины более высокой гамма-активности гнейсов выявились в результате гамма-спектрометрического анализа. При практически равном с метадолеритами содержанием радия, гнейсы характеризуются существенно более высокой активностью калия-40 и тория-232 (табл. 1). При этом нужно отметить, что суммарная эффективная активность всех пород ни в одном случае не превышает норматива 370 Бк/кг, что позволяет использовать извлеченные из недр породы во всех видах строительства.

Каждый из ЕРН характеризуется специфическим условиями распределения по геологическому разрезу массива. Максимальная активность калия-40 связана с биотитовыми и амфиболитовыми гнейсами, а минимальная – с плагиогнейсами. С биотитовыми гнейсами также ассоциируется повышенная активность ^{232}Th , тогда как минимумы активности этого нуклида отчетливо тяготеют к измененным породам (серицитизированным и хлоритизированным). Максимумы активности радия-226 также относятся к биотитовым гнейсам, иногда измененным, а минимумы – к амфиболитовым гнейсам.

Рассмотрение массовых концентраций ЕРН в породах показывает, что при околочларковых концентрациях урана и калия, породы участка характеризуются существенно повышенными концентрациями тория, особенно в гнейсах (табл. 2). На близкие к выявленным нами концентрации тория в архейских гранулитовых гнейсах Ангаро-Канского террейна указывают также А.В. Маслов (19,2±11,6 г/т) [4], А.Д. Ножкин (17–20 г/т) [5] и др. Такие повышенные концентрации тория в породах высокой фации метаморфизма находятся в противоречии с известным положением ядерной геохимии, утверждающим, что с ростом метаморфизма пород нарастает их деплетированность ураном и торием [4, 7].

Кроме этого, принято считать, что содержания Th и U в архейских глинистых породах значительно ниже (Th – 6,3

Таблица 1. Показатели распределения удельной активности ЕРН и эффективной удельной активности ($A_{эфф}$) в основных типах пород Енисейского участка, Бк/кг

ЕРН	Гнейсы				Метадолериты			
	Среднее	СО	min	max	Среднее	СО	min	max
^{40}K	672,5	253,2	299	1362	377,6	184,3	40,7	869
^{232}Th	81,9	25,5	<7	148,2	32,2	18,7	<7	86,5
^{226}Ra	32,4	18,2	5,85	112,3	32,8	29,8	<8	168,3
$A_{эфф}$	196,9	48,1	71	318	106,8	47,9	12	227

Примечание: Среднее – среднее арифметическое, СО – стандартное отклонение, min – минимальная активность, max – максимальная активность.

г/т, U – 1,6 г/т), чем в постархейских (Th – 14,6 г/т, U – 3,1 г/т). Отношение Th/U в архейских глинистых сланцах варьирует в широких пределах, но средняя величина этого отношения (3,9), ниже, чем в постархейских породах (Th/U – 4,5–5,5) [4] и значительно ниже, чем в изученных гнейсах (Th/U – 5–16). Однако, в отдельных случаях, в архейских породах гранулитовой фации отмечаются очень высокие содержания Th и U: в кварцево-полевошпатовых ортогнейсах Th – 90 г/т, U – 46 г/т, в чарнокитах Th – 400 г/т, U – 52 г/т, при этом отмечается, что содержания этих радионуклидов в архейских породах амфиболитовой фации значительно ниже [9].

Таким образом, отклонения от общих геохимических закономерностей распределения тория и урана в метаморфических породах архея известны, но все они требуют объяснений их причин. В нашем случае трудно считать источником происхождения радионуклидов исходный глинистый материал протолита, образовавшийся за счет выветривания пород основного состава, для которых характерны низкие концентрации тория и урана [7]. Региональный гранулитовый метаморфизм Ангаро-Канского блока, происходивший в палеопротерозое [5, 8], в соответствии с представлениями радиогеохимии, должен был бы вызвать деплетирование метаморфизируемых пород торием и ураном, чего мы не наблюдаем.

Наиболее вероятным источником повышенных концентраций тория и урана в гнейсах, по нашему мнению, следует считать раннепалеозойские коллизионные гранитоиды Нижнеканского массива. Внедрение гранитоидной магмы вызвало мигматизацию гнейсов и метадолеритов в экзокантактовой зоне массива, а также центрбежное движение флюидов от гранитоидного очага во вмещающие породы и обогащение гнейсов элементами корового происхождения, в том числе торием и ураном. В настоящее время в гранитоидах Нижнеканского массива присутствует 0,7–31,7 г/т тория и 0,2–5,2 г/т урана [8] при среднем отношении Th/U – 7,3, очень близком к таковому в гнейсах Енисейского участка.

Мигматизация и метасоматоз архейских пород, вызванные влиянием Нижнеканского массива, привели не только к росту в них концентраций ЕРН, но также существенно изменили их геохимический облик. Как отмечает А.В. Маслов, невозможно «наметить такие значения геохимических параметров, которые можно было бы считать присущими только архейским... тонкозернистым терригенным породам». Однако, этим исследователем предлагается в рамках 80–85 % доверительного интервала группа геохимических параметров (отношений концентраций типологических элементов), характеризующих архейские метатерригенные породы [4] (табл. 3).

Геохимические параметры гнейсов Енисейского участка показывают, что только по одному из них, отношению Ce/Cr, гнейсы приближаются к архейским породам. По отношениям Th/Sc и Cr/Th гнейсы Енисейского участка гео-

Таблица 2. Средние массовые концентрации ЕРН (г/т) и отношение Th/U в основных типах пород Енисейского участка

ЕРН	Среднее в земной коре [7]	Среднее в гнейсах	Среднее в метадолеритах	Среднее в массиве
^{40}K	3	2,7	1,5	2,4
^{232}Th	13	20,1	7,9	16,9
^{238}U	2,5	2,6	2,6	2,6
Th/U	5,2	7,7	3,0	6,4

Таблица 3. Сравнение геохимических параметров изученных пород с типичными параметрами архейских метатерригенных пород

Геохимические параметры	Значения, типичные для архея [4]	Гнейс, Енисейский участок*	Метадолерит, Енисейский участок*	Граниты Нижнеканского массива**
Th/Sc	<0,6...0,7	1,91	0,61	1,84
Ce/Cr	<0,6	0,6	0	2,8
Cr/Th	>25	4,4	10,5	2,4

Примечание: Параметры рассчитаны: * по материалам [6]; ** по материалам [8].

химически ближе к гранитам Нижнеканского массива.

Дополнительным косвенным подтверждением вторичного обогащения метаморфических пород изученного участка элементами верхней части земной коры является значительное в них количество азота. В земной коре азот – атмосферный и биогенный элемент, который мог попасть в магматический очаг только при расплавлении биогенных осадочных пород. И гнейсы, и метадолериты содержат азот в концентрациях 560 г/т и 585 г/т соответственно [6], при кларке земной коры 20 г/т [3]. Особенно показательным подтверждением постметаморфической концентрации элементов является интенсивное обогащение азотом долеритовых даек, материнский расплав которых характеризуется минимальными концентрациями этого элемента [3].

Заключение

Исследование естественной радиоактивности и содержания ЕРН в архейских метаморфических породах Енисейского участка, предназначенного для глубинного захоронения РАО, показало, что все типы пород участка характеризуются невысокой эффективной удельной активностью, не превышающей 318 Бк/кг, и не создают угрозы облучения персонала и радиационного загрязнения окружающей среды. Более высокой активностью обладают гнейсы ($A_{\text{эфф}}$ – 197 Бк/кг), активность метадолеритов примерно в два раза ниже ($A_{\text{эфф}}$ – 107 Бк/кг). Калий-40 и уран имеют в породах околосларковые концентрации, в среднем: в гнейсах ^{40}K – 2,7 г/т, ^{238}U – 2,6 г/т; в метадолеритах ^{40}K – 1,5 г/т, ^{238}U – 2,6 г/т. Основной вклад в суммарную эффективную активность пород вносит ^{232}Th (в гнейсах – 20,1 г/т, в метадолеритах – 7,9 г/т), повышенные концентрации которого в гнейсах не характерны для архейского возраста пород и для гранулитовой фации их метаморфизма. Происхождение повышенных концентраций тория, по-видимому,

обусловлено его поступлением из гранитоидного очага Нижнеканского массива, возникшего в процессе аккреции

Ангарио-Канского террейна к Сибирскому кратону.

Литература

1. Заблоцкий К.А., Сопрончук В.Р. Реконструкция первичного состава раннедокембрийских метаморфических пород юга Енисейского края // Проблемы геологии и металлогении Красноярского края. – Новосибирск, 1989. – С.100–109.
2. Лобанов Н.Ф. Федеральный объект окончательной подземной изоляции долгоживущих РАО на Горно-химическом комбинате / Н.Ф. Лобанов, В.П. Бейгул, Е.Н. Камнев, П.В. Лопатин, Ю.А. Ревенко, И.В. Шрамко // Безопасность ядерных технологий и окружающей среды, 2011, – №1. – С.18–24.
3. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. Справочник. – Кн.2. Главные р-элементы. – М.: Недра, 1994. – 303 с.
4. Маслов А.В. Метатерригенные породы архея (основные геохимические ограничения) // Геохимия, 2007. – №4. – С.370–389.
5. Ножкин А.Д. Докембрий юго-западной окраины Сибирского кратона // Известия Томского политехнического университета, 2009. – Т.314. – №1. – С.5–16.
6. Озерский А.Ю. Геохимические особенности нижнеархейских пород на участке вероятного подземного строительства в южной части Енисейского края // Разведка и охрана недр, 2012. – №7. – С.39–44.
7. Титаева Н.А. Ядерная геохимия. Учебник. 2-е изд. – М.: Изд-во МГУ, 2000. – 336 с.
8. Ясенов А.М. Раннепалеозойский гранитоидный магматизм Южно-Енисейского края (на примере Нижнеканского и Посольненского массивов). – Диссертация на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук. – Новосибирск, Институт геологии и минералогии РАН, 2006. – С.9–92.
9. Andreoli M.A.G. Correlations between U, Th Content and Metamorphic Grade in the Western Namaqualand Belt, South Africa, with Implications for Radioactive Heating of the Crust / M.A.G. Andreoli, R. J. Hart, L.D. Ashwal, H. Coetzee // Journal of Petrology, 2006. – Vol.47. – №6. – P.1095–1118.
10. Siting of geological disposal facilities: A safety guide. International Atomic Energy Agency (IAEA). – Vienna, 1994. – Safety series №111-G-4.1. – 33 p.

СОРБЦИОННОЕ ИЗВЛЕЧЕНИЕ УРАНА ИЗ ГИДРОМИНЕРАЛЬНЫХ РЕСУРСОВ

Ю.В. Островский¹, Г.М. Заборцев¹, В.П. Исупов²

¹НФ ОАО «ГСПИ»-Новосибирский «ВНИПИЭТ», Новосибирск, Россия, ost@vni Piet-nsk.ru

²Институт химии твердого тела и механохимии Сибирского отделения РАН, Новосибирск, Россия, isupov@solid.nsc.ru

SORBATE EXTRACTION OF URANIUM FROM A WATERMINERAL RESOURCES

Yu.V. Ostrovsky¹, G.M. Zabortsev¹, V.P. Isupov²

¹Novosibirsky Branch of Joint Stock Company "State specialized design institute" – Novosibirsky "VNIPIET", Russia, ost@vni Piet-nsk.ru

²Institute of Solid State Chemistry and Mechanochemistry of SB RAS, Novosibirsk, Russia, isupov@solid.nsc.ru

Abstract. The processes of the sorbate extractions of uranium from the pulpstore decantats of plants of a nuclear industry and salt waters of the lake of Northwest Mongolia using a galvanochemical method and ion exchange on anionites are investigated. The application of a galvanochemical method with the usage in quality galvanopair of a mixture an iron-coke allows to extract uranium almost completely from the pulpstore decantats and salt waters with the contents of uranium about 1 mg/l. The capability of the quantitative extraction of uranium from salt waters with the use of anionites of AM-P, Purolite A-400, Purolite A-560 and Lewatit M 600 both in static, and in dynamic modes is demonstrated.

По данным [1] добыча природного урана на российских предприятиях покрывает менее 20 % потребностей России в уране, которые оцениваются в 20 тыс.т в год. Для ликвидации нарастающего дефицита урана ставится задача расширения минерально-сырьевой базы природного урана.

Возможными источников урана могут быть многочисленные техногенные месторождения урана – накопители (пульпохранилища) жидких радиоактивных отходов (ЖРО) предприятий атомной промышленности России, а также урансодержащие воды бессточных озер Северо-Западной Монголии.

Техногенные месторождения урана образуются в результате нейтрализации производственных сточных вод, содержащих уран, и последующем сбросе полученной пульпы в пульпохранилища. Срок службы пульпохранилищ

ЖРО ограничен, для многих он заканчивается. В концепции развития атомной отрасли в разделе экологическая безопасность указано на необходимость разработки мероприятий по ликвидации пульпохранилищ радиоактивных отходов [5].

Наиболее доступным источником урана в техногенных месторождениях могут быть декантаты (надильные воды), содержание урана в которых достигает 1–2 мг/л.

Озера Северо-Западной Монголии содового типа, расположенные на территории урановорудных районов, содержат повышенные концентрации урана (1–3 мг/л) и благодаря большим запасам минерализованных вод представляют интерес в качестве перспективного нетрадиционного источника урана [4].

В окислительной среде в растворах декантатов и уран-

содержащие вод бессточных озер уран находится в форме достаточно прочных карбонатных комплексов уранил-иона $[\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3]^{2-}$.

Известен ряд способов извлечения урана из природных и технологических растворов. Среди таких способов следует отметить сорбцию на гидроксосоединениях железа [2], образующихся при гальванохимической обработке растворов, а также сорбцию карбонатных комплексов урана на анионитах [6].

Сущность гальванохимического метода заключается в том, что при контакте двух различных проводящих материалов в жидкой электропроводной среде за счет разности электродных потенциалов создается гальванический элемент (гальванопара). При использовании гранулированной гальванонасадки железо-кокс (уголь, графит) образуется множество гальванопар железо-углерод. Железо поляризуется анодно и переходит в раствор, кислород восстанавливается на катоде (углерод) до гидроксильных ионов без наложения тока от внешнего источника.

Образующиеся при взаимодействии катионов железа и гидроксид-ионов соединения железа сорбируют уран из растворов. Сорбция на гидроксосоединениях железа привлекательна ввиду достаточно низкой стоимости используемых реагентов, а также возможности использования для сорбции отходов производства (металлическую стружку и др.).

Ионообменный процесс извлечения урана из жидких сред достаточно хорошо проработан с технологической и аппаратурной точки зрения [3].

Экспериментальная часть

В экспериментах по сорбционному извлечению урана использовали декантаты пульпохранилища уранового производства ОАО «НЗХК» (табл. 1) и урансодержащие минерализованные воды озёр Центральной Азии (табл. 2).

Содержание урана определяли фотометрическим методом с помощью арсеназо III [2]. Контрольные анализы выполняли на спектрофотометре DR/2010 фирмы HACH. Степень извлечения урана (α , %) рассчитывали по формуле:

$$\alpha, \% = 100 \% (C_{\text{исх}} - C_{\text{укоп}}) / C_{\text{исх}}$$

В этом выражении $C_{\text{исх}}$ – исходная концентрация урана, $C_{\text{укоп}}$ – концентрация урана после его извлечения.

Для исследования сорбции урана на ионитах в статических условиях порцию предварительно подготовленного сорбента помещали в колбу с исследуемым раствором при определенном соотношении Т:Ж. Растворы перемешивали в течение 12 часов а затем твердую и жидкую фазу разделяли. Жидкую фазу анализировали на уран.

По результатам анализа рассчитывали величину коэффициента распределения урана K_d ($\text{см}^3/\text{г}$) и статическую обменную емкость COE ($\text{мг}/\text{г}$) по формулам:

$$K_d = \frac{C_0 - C_t}{C_t} \cdot \frac{V}{m}, \text{ COE} = (C_0 - C_t) \cdot \frac{V}{m},$$

где C_0 , C_t – концентрация урана исходная и в момент времени t , $\text{мг}/\text{л}$; V – объем раствора, см^3 ; m – масса сорбента, г .

Результаты сорбции урана в статических условиях анализировали с использованием логарифмированного уравнения Фрейндлиха [10]:

$$\lg a_e = \lg K + \frac{1}{n} \cdot \lg C_e$$

где a_e – равновесная адсорбция иона (уранил-) на ионите ($\text{моль}/\text{г}$), C_e – равновесная концентрация иона (уранил-) ($\text{моль}/\text{л}$), $1/n$ и K – константы Фрейндлиха.

Состав осадка гальваношлама, полученного при извлечении урана из природной минерализованной воды, исследовали на дифрактометре Bruker D8 Advance в интервале

Таблица 1. Характеристики декантата пульпохранилища ОАО «НЗХК» (г. Новосибирск)

Загрязняющие вещества, $\text{мг}/\text{л}$	Декантат	Загрязняющие вещества, $\text{мг}/\text{л}$	Декантат	Загрязняющие вещества, $\text{мг}/\text{л}$	Декантат
Ca^{2+}	320–350	NO_3^-	1 345–1 520	Cl^-	80–150
Na^+	375–445	NO_2^-	6,7–18,7	F^-	3,0–3,4
Mg^{2+}	50–55	Li^+	6,1–7,8	Сухой остаток	до 3 500
NH_4^+	11,9–21,9	$\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$	до 400	pH	7,1–7,8

Таблица 2. Характеристики минерализованных вод озёр Центральной Азии

Загрязняющие вещества, $\text{мг}/\text{л}$	Озеро		Загрязняющие вещества, $\text{мг}/\text{л}$	Озеро	
	Шаазгай-нуур	Хяргис-нуур		Шаазгай-нуур	Хяргис-нуур
Na^+	4 170	2 157	$\Sigma_{\text{т.м.}}$	1,04	0,08
Mg^{2+}	14,6	170	$\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$	570/2 190	400/1 810
Ca^{2+}	8,0	9,0	Cl^-	4 510	1880
Li^+	0,87	0,36	SO_4^{2-}	630	1030
B	10,0	3,7	pH	9,68	9,7
Br^-	12	3,6	Сухой остаток	$\approx 12 000$	$\approx 6 000$

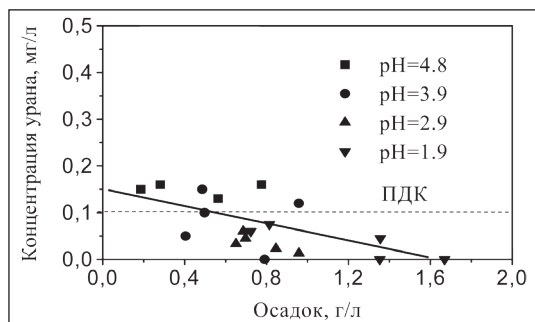


Рис. 1. Влияние содержания осадка гальваношлама на остаточную концентрацию урана в декантате после гальванохимической обработки при $C_{\text{уисх}} = 0,393$ мг/л и различном исходном pH ($\text{pH}_{\text{кон.}} = 7-12$)

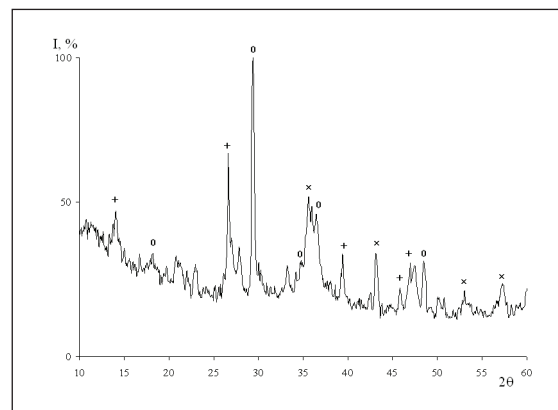


Рис. 2. Рентгенограмма осадка гальваношлама, полученного при обработке декантата ОАО «НЗХК» × – магнетит; o – карбонат железа; + – лепидокроцит

углов $2\theta = 5-70^\circ$ с медным анодом и $C_u K_\alpha$ -излучением.

Гальванохимическое извлечение урана

Для извлечения урана из декантата пульпохранилища использовали лабораторный виброгальванокоагулятор вертикального типа производительностью до 50 л/час с гальванопарой Fe (СтЗ):C (графит) [7]. Декантат обрабатывали следующим образом.

Декантат после корректировки pH при температуре $t = 20^\circ\text{C}$ поступал в виброгальванокоагулятор. Далее проводили коррекцию pH и отделение осадка гальваношлама фильтрацией.

В экспериментах исследовали влияние pH декантата, времени контакта и частоты вибрации на количество генерируемого железа и остаточную концентрацию урана.

Установлено, что изменяя pH исходного и обработанного декантата, можно регулировать генерацию осадка гальваношлама и концентрацию урана в фильтрате.

Остаточная концентрация урана коррелирует с со-

держанием осадка гальваношлама (рис. 1). Для достижения ПДК по U ($0,1$ мг/л) при исходной концентрации $U_{\text{общ.}} = 0,393$ мг/л и коррекции 10 %-ным раствором $\text{Ca}(\text{OH})_2$ необходима генерация не менее $0,5$ г/л осадка гальваношлама (время обработки $\tau = 5$ мин). При содержании осадка гальваношлама более $1,6$ г/л достигается, практически, полное извлечение урана (см. рис. 2).

Разделение фаз удовлетворительное – полное осветление раствора происходит в течение 20 мин (грубо за 2–3 мин); введение флокулянта марки PRAESTOL 2530 существенно улучшает показатели процесса (время разделения фаз ~ 10 мин).

С увеличением времени обработки декантата в виброгальванокоагуляторе в интервале $\tau = 3-24$ мин наблюдается увеличение генерации осадка гальваношлама и снижение остаточной концентрации урана. Оптимальная частота вибрации гальванонасадки $f = 40$ Гц. Образующийся осадок гальваношлама, по данным РФА, является многофазным: в его составе присутствует лепидокроцит ($\gamma\text{-FeOOH}$), гетит

Таблица 3. Сорбция урана из минерализованной воды озера Шаазгай-нуур на анионитах с корректировкой исходного содержания урана ($m/\text{ж} = 1 : 500$)

Параметры	Исходное содержание урана $C_{\text{уисх}}$, мг/л				
	5,0	10,0	18,0	23,0	30,0
Анионит АМ-П					
Конечная $C_{\text{у}}$, мг/л	0,375	1,25	3,5	4,5	7,0
K_d , см ³ /г	6 166	3 500	2 071	2 055	1 642
СОЕ, мг/г	2,31	4,375	7,25	9,25	11,5
Анионит Purolite A-400					
Конечная $C_{\text{у}}$, мг/л	0,62	1,25	3,0	4,37	6,5
K_d , см ³ /г	3 532	3 500	2 500	2 131	1 807
СОЕ, мг/г	2,19	4,375	7,5	9,315	11,75
Анионит Purolite A-560					
Конечная $C_{\text{у}}$, мг/л	0,375	1,37	2,25	3,25	4,5
K_d , см ³ /г	6 166	3 149	3 500	3 041	2 833
СОЕ, мг/г	2,31	4,315	7,875	9,875	12,75

Таблица 4. Сорбция урана из минерализованной воды озера Шаазгай-нуур на анионитах с корректировкой исходного содержания урана ($m/\text{ж} = 1 : 1000$)

Параметры	Исходное содержание урана $C_{\text{исх}}^*$, мг/л				
	0,38	1,2	2,5	4,0	4,75
Анионит АМ-П					
Конечная $C_{\text{у}}^*$, мг/л	0,086	0,33	0,8	1,1	–
K_d , $\text{см}^3/\text{г}$	3418,6	2636,4	2125,0	2636,4	–
СОЕ, мг/г	0,294	0,87	1,7	2,9	–
Анионит Purolite A-400					
Конечная $C_{\text{у}}^*$, мг/л	0,075	0,35	0,65	1,2	0,075
K_d , $\text{см}^3/\text{г}$	4066,67	2428,6	2846,62	2333,3	–
СОЕ, мг/г	0,305	0,85	1,85	2,8	–
Анионит Purolite A-560					
Конечная $C_{\text{у}}^*$, мг/л	0,08	0,3	0,68	1,0	–
K_d , $\text{см}^3/\text{г}$	3750,00	3000,00	2676,5	3000,0	–
СОЕ, мг/г	0,3	0,9	1,82	3,0	–
Анионит Lewatit M 600					
Конечная $C_{\text{у}}^*$, мг/л	0,1	0,28	0,65	1,15	–
K_d , $\text{см}^3/\text{г}$	2800,00	3285,7	2846,2	2478,3	2321,7
СОЕ, мг/г	0,28	0,92	1,85	2,85	3,32

Таблица 5. Десорбция урана из анионитов в статических условиях*

Аниониты	Уловлено, мг	Остаток, мг	Регенерирующий раствор	C _{Укон} , мг/л	Десорбировано урана, мг	Степень десорбции, %	
						ступени	общая
I ступень							
АМ-П	6,2675	–	1 М NaOH	42,25	4,225	67,4	–
Purolite A-400	7,026	–	1 М NaCl	60,0	6,0	85,4	–
Purolite A-560	7,4255	–	1 М NaCl	52,0	5,2	70,0	–
II ступень							
АМ-П	–	2,0425	1 М NaOH	1,37	0,137	6,7	69,6
Purolite A-400	–	1,026	1 М NaCl	0,75	0,075	7,3	86,5
Purolite A-560	–	2,2255	1 М NaCl	1,0	0,1	4,5	71,4

Примечание: * – масса анионита 1 г, объем регенерирующего раствора 100 мл.

(α -FeOOH) и магнетит (Fe_3O_4) (рис. 2).

Осадок содержит до 30–50 г/т урана и может быть отправлен на переработку с целью извлечения урана. Эффективным реагентом является насыщенный раствор карбонат аммония, обеспечивающий степень выщелачивания урана до 98 % при незначительном содержании в растворе примеси железа [8].

В ходе экспериментов по гальванохимической обработке реальной природной минерализованной воды поддерживали следующие параметры процесса: $\text{pH}_{\text{исх.}} = 3,71$, $Q_{\text{р-ра}} = 2,0\text{--}3,0$ л/ч, $Q_{\text{в}} = 2,0$ л/мин, частота вибрации гальванонасадки 30 Гц. При гальванохимической обработке реальной природной минерализованной воды pH изменилось от 3,71 до 6,16. Полученные растворы подщелочили $\text{Ca}(\text{OH})_2$ в диапазоне pH 9,0–11,0. Установлено, что при $C_{\text{уисх}} = 0,83$ мг/л степень извлечения урана достигает 100 %.

Ионообменное извлечение урана

Результаты сорбции урана из растворов, приготовленных на основе минерализованной воды озера Шаазгай-нуур и Хяргис-нуур и содержащих различную концентрацию урана, на анионитах анионитов АМ-П, Purolite A-400, Purolite A-560 и Lewatit M 600 при $t = 20^\circ\text{C}$ и pH 9,7 в статических условиях, а также расчеты K_d и СОЕ (табл. 3, 4) свидетельствуют о высокой сорбционной емкости анионитов.

Экспериментальные данные удовлетворительно описываются моделью изотермы Фрейндлиха (рис. 3).

Полученные при сорбционных экспериментах аниониты, насыщенные ураном, были использованы для определения возможности десорбции урана в статических условиях. Из полученных результатов десорбции урана (табл. 5) следует, что две ступени регенерации анионитов АМ-П, Purolite A-400 и Purolite A-560 обеспечивают десорбцию

от 70 до 86 % урана. Следует отметить, что полученные на первой ступени десорбции концентрации урана (42–60 мг/л) сопоставимы с концентрациями урана, получаемыми при добыче урана методом подземного выщелачивания.

Проведенные исследования показывают возможность применения методов гальванохимии и ионного обмена для извлечения урана из декантатов пульпохранилищ и уран-содержащих минерализованных вод и получения промпродуктовых концентраций урана.

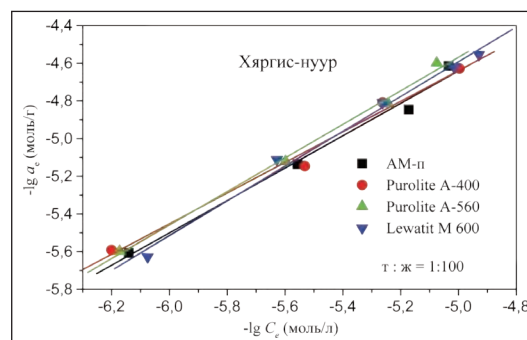


Рис. 3. Изотермы сорбции (Фрейндлиха) урана из природных минерализованных вод озёр Центральной Азии на анионитах при $t = 20^\circ\text{C}$, $\text{pH} = 9,7$

Литература

1. Бавлов В.П., Машковцев Г.А. Состояние минерально-сырьевой базы урана России и пути её развития / Тезисы II международного симпозиума «Уран: ресурсы и производство». – М.: ВИМС. 2008. – С.19.
2. Бусев А.И., Типцова В.Г., Иванов В.М. Руководство по аналитической химии редких элементов. – 2-е изд. – М.: Химия. 1978. – 431 с.
3. Захаров Е.И., Рябчиков Б.Е., Дьяков В.С. Ионнообменное обогащение атомной промышленности. – М.: Энергоатомиздат. 1987. – 248 с.
4. Исулов В.П., Владимиров А.Г., Ляхов Н.З., Шварцев С.Л. и др. Ураноносность высокоминерализованных озёр Северо-Западной Монголии // ДАН. 2011. – Т.437. – №1. – С.85–89.
5. Крышев И.И., Рязанцев Е.П. Экологическая безопасность ядерно-энергетического комплекса России. – М.: Атомиздат. 2000. – 383 с.
6. Некрасова Н.А., Кудрявцева С.П., Милютин В.В., Чувелева Э.А. и др. Исследование сорбции урана из карбонатных растворов на различных ионообменных материалах // Радиохимия. 2008. – Т.50. – №2. – С.154–155.
7. Островский Ю.В., Заборцев Г.М., Шнак А.А. др. (Россия). Патент №2130433. 1999. – Бюл. 14.
8. Островский Ю.В., Заборцев Г.М., Александров А.Б., Хлытин А.Л., Маньич А.В. Гальванохимическая обработка технологических растворов азотнокислотной схемы аффинажа урана // Радиохимия, 2010. – Т.52. – №2. – С.148–150.
9. Чантурия В.А., Соложенкин П.М. Гальванохимические методы очистки техногенных вод: Теория и практика. – М.: ИКЦ «Академкнига». 2005. – 204 с.
10. Guin R., Das S.K., Saha S.K. Adsorption studies of zinc ions on barium titanate from aqueous solution // Radiochim. Acta. 2002. – V.90. – №1. – P.53–56.

СОВРЕМЕННЫЕ ПРОЦЕССЫ ФОРМИРОВАНИЯ УРАНОВЫХ РУДОПРОЯВЛЕНИЙ

А.В. Перевалов, А.Б. Цыденов, С.В. Бартанова

Геологический институт СО РАН, Улан-Удэ, Россия

MODERN PROCESSES OF FORMATION OF URANIUM DEPOSITS

A.V. Perevalov, A.B. Tsydenov, S.V. Bartanova

Geological Institute of SB RAS, Ulan-Ude, Russia

Abstract. Core samples of holes on one of uranium deposits of the North of Zabaykalsky Krai are researched. Nature of distribution of uranium on a section and change uranium - radium relation in the studied deposits allows assuming that process of formation of a field happens now.

Выполнено определение содержания 18 элементов в 153 пробах отобранных из керна скважины методом РФА. Образцы были получены при изучение одного из урановых месторождений на севере Забайкальского края. Пробы проанализированы на содержание естественных радиоактивных элементов на гамма-спектрометре. Для девяти образцов с изучаемого участка выполнен рентгеновский фазовый анализ для выяснения, на качественном уровне, возможного присутствия минеральных фаз.

Результаты выполненных анализов позволяют сделать следующие выводы:

1. Максимальные содержания урана установлены в поверхностных отложениях (интервал 0–0,5 м). По мере увеличения глубины отбора проб, содержания урана в них закономерно уменьшается до фоновых значений.
2. Наблюдается смещение уран-радиевого отношения к равновесному в зависимости от глубины отбора проб. В большинстве случаев, близкие к равновесному значения установлены в отложениях нижних горизонтов с ординарным содержанием урана (не более первых десятков г/т).

3. Корреляция изменения содержаний урана с поведением других элементов не наблюдается.
4. Фазовым анализом установлено присутствие во всех исследованных пробах оксида урана UO_2 .

Обсуждение полученных данных

Судя по тем данным, которые оказались нам доступны, изотопные отношения урана в поверхностных источниках не исследовались. В этой связи представляется не достаточно обоснованной версия эндогенного происхождения урана, тем более что она и не единственная. Воды с повышенным содержанием урана не могут не участвовать в процессе рудообразования. Но здесь необходимо разобратся насколько глубинным является уран который в них присутствует.

Более логичным выглядит представление о выщелачивание урана из коры выветривания гранитоидов, его переносе надмерзлотными водами и осаждение на геохимическом барьере.

Естественно, что миграции урана и его осаждение происходило на фоне различных процессов механического сноса продуктов дезинтеграции гранитоидов, размывов, переотложения и т.д.

Типичный разрез поверхностных отложений показан на рисунке 1.

Отложения различных этапов послеледниковой периферии общей мощностью 4 м перекрыты торфяниками мощностью около 3 м.

В Северном Прибайкалье, голоценовый разрез торфяников такой – же мощности изучался А.В. Беловым, Е.В. Безруковой и др. [1]. Радиоуглеродным датированием установлено, что формирование толщи началось около 9000 лет назад и происходило непрерывно с изменением

скорости аккумуляции осадков от 16 до 100 см/т.лет. Есть все основания полагать, что установленные ими закономерности справедливы и для нашего случая.

Чрезвычайно интересен факт, концентрирования урана в поверхностных горизонтах разреза. Самое простое объяснение – это результат изменения геохимической обстановки около 3000 лет назад и до настоящего времени. Именно за этот период сформировался приповерхностный слой торфяник (0–0,6 м). Как известно [2], (работы Е.Б. Карбанова, А.А. Прокопенко и др. по донным осадкам озера Байкал и работа Е.В. Безруковой и др [3]. «Озеро Котокель-опорный разрез позднеледниковья и голоцена юга Восточной Сибири») кардинальных изменений климата в этот период не происходило. Мало того, установлено, что за этот временной отрезок происходило понижение средней годовой температур, что, в частности, привело к снижению скорости накопления торфяника по сравнению с предыдущим этапом.

Остается предположить, что помимо горизонтальной миграции урана к геохимическому барьеру происходит и его движение к дневной поверхности.

Вероятно, это проявление каких-то гидрогеологических и геохимических особенностей стока надмерзлотных вод по склону. Нельзя исключить возможное влияние жизнедеятельности биосистемы в приповерхностном слое или физических процессов обусловленных движением фронта кристаллизации воды в период осеннего промерзания.

По всей вероятности, миграция урана происходит в виде сульфатных комплексов. Это обстоятельство определяет наблюдаемое смещение уран-радиевого равновесия в рыхлых отложениях и присутствие «избыточного» радия в коре выветривания гранитоидов. Последнее позволяет сделать вывод о выносе урана из коры выветривания.

Литература

1. А.В. Белов, Е.В. Безрукова и др. *Растительность прибайкалья как индикатор глобальных и региональных изменений природных условий северной Азии в позднем кайнозое*. // *География и природные ресурсы*, 2006. – №3. – С. 5.
2. Е.Б. Карбанов, М.И. Кузмин и др. *Глобальные похолодания Центральной Азии в позднем кайнозое согласно осадочной*

записи из озера Байкал // *Доклады РАН*, 2000. – Т.370. – №1. – С.133.

3. Е.В. Безрукова, С.К. Кривоногов и др. *Озеро Котокель-опорный разрез позднеледниковья и голоцена юга Восточной Сибири*. // *Доклады РАН*, 2008. – Т.420. – №2. – С.1.

РАЗВИТИЕ ТЕРМОЛЮМИНЕСЦЕНТНОГО МЕТОДА ОПРЕДЕЛЕНИЯ АБСОЛЮТНОГО ВОЗРАСТА ЧЕТВЕРТИЧНЫХ ОТЛОЖЕНИЙ ПО СОДЕРЖАЩЕМУСЯ В НИХ КВАРЦУ

А.Д. Писарев, В.С. Шейнкман

Институт криосферы Земли СО РАН, Тюмень, Россия, spcb@nm.ru, vlad.sheinkman@mail.ru

THERMOLUMINESCENCE METHOD DEVELOPMENT FOR DETERMINING THE ABSOLUTE AGE OF QUATERNARY DEPOSITS BY CONTAINED QUARTZ THEREOF

A.D. Pisarev, V.C. Sheinkman

Earth Cryosphere Institute, SB RAS, Tyumen, Russia, spcb@nm.ru, vlad.sheinkman@mail.ru

Abstract. Physical principles underlying an advanced approach meant for using in absolute dating of the Quaternary deposits by stimulated thermoluminescence (TL) from quartz have been disclosed in the paper. The approach is not based on a calculation of the total light sum obtained from the samples, as it is usually applied by traditional methods of TL dating. The temperature characteristic of the TL peak maximum has been analyzed in our case. Results of numerical experiments confirm the second order of TL kinetics in quartz that is become apparent as the experimentally revealed shift of the TL peak maximum in the field of high temperatures and demonstrates such a point. The suggested approach has been based on that order in kinetics.

Принципы ТЛ-датирования

Возрастной параметр в термолюминесцентном (ТЛ) датировании определяют по величине поглощенной энергии минералом-таймером при его естественном облучении в радиационном поле в толще изучаемых отложений. В нашем случае в качестве минерала-таймера использован кварц мелкопесчаной фракции, экстрагируемый из датированных пород. Поглощаемая энергия накапливается в виде метастабильных локализованных электронов в глубоких собственных ловушках кварца.

Изменение во времени концентрации захваченных электронов n на энергетической ловушке кварца представлено на рис.1. Если кварцевые песчинки оказываются на земной поверхности под действием солнечного света или высокой температуры, они отбеливаются (рис. 1, В) – в них происходит тогда опустошение ловушек до некоторой остаточной концентрации (рис. 1, С), а момент захоронения песчинок является точкой отсчёта датироваемого интервала времени (рис. 1, D).

При поглощаемой дозе радиоактивного излучения 0,5 Гр в год максимальная длительность интервала датирования может составлять примерно 300 тыс.лет (10^{13} с) [1]. Определять возраст более древних залежей невозможно

по причине эффекта насыщения кварца, показанного на рис. 1 областью Е. При этом концентрация захваченных электронов, достигает уровня насыщения n_{max} и далее остаётся постоянной. Необходимо, чтобы изолированные от солнечного света песчинки кварца в течение всего датироваемого интервала времени находились под действием радиоактивного излучения постоянной мощности экспозиционной дозы. Все геологические процессы, которые способны приводить к нарушению этого условия должны учитываться при выборе места отбора пробы.

Накопление электронов на ловушках обычно описывают зависимостью концентрации захваченных электронов n от полученной дозы радиоактивного излучения D (дозовая функция минерала-таймера). Дозовая функция кварца является нелинейной. Концентрацию электронов, захваченных ловушками, определяют путём лабораторного исследования ТЛ. Специальный прибор регистрирует кривую термовысвечивания, которая для исследуемого образца отражает зависимость скорости счёта фотонных импульсов от температуры. Задача интерпретации экспериментальных данных заключается в том, чтобы по сигналу ТЛ определить значение концентрации электронов захваченных на ловушках и перейти к определению возраста образца. Новый подход основан не на фиксации общей, получаемой из исследуемых образцов, светосуммы, как было принято традиционно в ТЛ датировании – в нем анализируются зависимости температуры максимума дозиметрического пика от полученной дозы естественного радиоактивного облучения (палеодозы) кварцевыми песчинками [2, 3].

Процедура экспериментальных исследований

На рис. 2 показаны типичные, экспериментально полученные с помощью ТЛ регистратора [4] кривые ТЛ природного кварца. Кривая 1 получена при нагревании образца максимально насыщенного природного кварца из меловых отложений (возраст намного больше 300 тыс.лет). Пик на кривой 1 при температуре 320 °С соответствует процессу

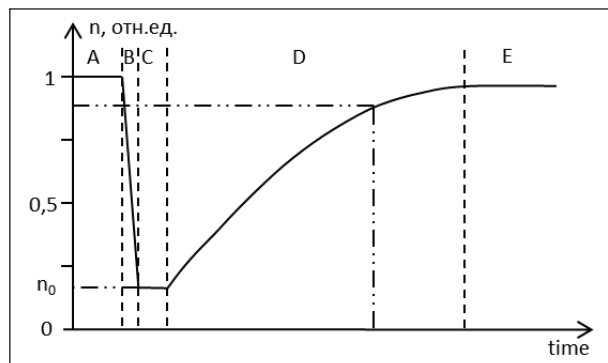


Рис. 1. Изменение концентрации захваченных электронов во времени в песчинке кварца в природных условиях

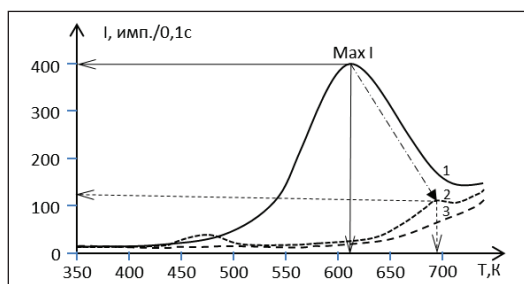


Рис. 2. Экспериментальные кривые термолюминесценции

освобождения электронов из дозиметрической ловушки глубиной 1,6 эВ. Высокотемпературный отжиг кварца освобождает ловушки от захваченных электронов, об этом свидетельствует отсутствие выраженного пика на кривой 3 повторного нагревания этого образца после охлаждения (рис. 2, кривая 3). Поднятие кривой 3 в высокотемпературной области графика, связано с появлением значительного свечения нагретой подложки прибора при температурах выше 400 °С. Кривой 2 на рис. 2 соответствует ТЛ образца из той же максимально насыщенной пробы, но предварительно подвергнутой облучению ультрафиолетовой лампой мощностью 4 Вт, с длиной волны 253,7 нм, в течение 10 минут. Пик ТЛ на кривой 3 уменьшился примерно в 20 раз по амплитуде и сдвинулся в сторону высоких температур на 80 °С.

Длительная экспозиция кварца под ультрафиолетовой лампой (аналог солнечного облучения) не приводит к абсолютному опустошению электронных ловушек, как при высокотемпературном отжиге – остаётся некоторая остаточная концентрация захваченных электронов, которая даёт небольшой пик на кривой термолюминесценции. Следовательно, при отбеливании образца солнечным светом, также не происходит полного опустошения электронных ловушек [10] и остаётся концентрация захваченных электронов $n_{\min}$, а для определения $n_{\min}$ можно отбеливать образец под солнечным светом или воспользоваться ультрафиолетовой лампой, как в нашем случае.

Таким образом, экспериментально зарегистрирована интенсивность ТЛ в двух крайних случаях: для кварца максимально насыщенного захваченными электронами $n_0 = n_{\max}$ и с остаточной концентрацией захваченных электронов $n_0 = n_{\min}$ (отбеленный кварц). Далее будем использовать полученные экспериментальные характеристики ТЛ кривых в крайних точках при численном моделировании кинетического уравнения. Образцы кварца, предназначенные для определения возраста, будут иметь начальную концентрацию n_0 захваченных электронов, значение которой находится в диапазоне $n_{\min} < n_0 < n_{\max}$.

Теоретическая основа

На рис. 3 показаны зонные модели накопления электронов на энергетических ловушках кварца за датируемое время (рис. 3а, время процесса до 10^{13} с) и исследование активаци-

онной ТЛ отобранного образца в лабораторных условиях (рис. 3б, время процесса 20 с). Естественное ионизирующее гамма-излучение с энергией квантов больше ширины запрещённой зоны $h\nu_0 > E_g = E_c - E_v$ в кварце инициирует образование электронно-дырочных пар с переходом электронов в зону проводимости (рис. 3а, переход 1, где E_g – ширина запрещённой зоны, E_c – энергетическое положение «дна» зоны проводимости, E_v – энергетическое положение «потолка» валентной зоны).

Образовавшиеся свободные электроны и дырки мигрируют по кристаллу и захватываются собственными ловушками кварца (переходы 2 и 4, рис. 3а). Метастабильные электроны сохраняются в кристалле кварца в локализованном состоянии в течение некоторого времени, зависящего от энергии активации (глубины) данной ловушки. Нами рассматривается трехуровневая зонная модель с одним энергетическим уровнем ловушки в запрещённой зоне с энергией активации $E_a = 1,6$ эВ, поскольку для датирования используется доминирующий ТЛ пик, связанный с этой ловушкой и наблюдаемый при температуре около 300 °С в образцах кварца [2].

Интервал датируемого времени имеет физическое ограничение около 10^{13} с из-за насыщения (рис. 1, интервал D и E). К насыщению дозовой функции минерала могла бы приводить утечка электронов с энергетической ловушки, отмеченная переходом 3 в зонной модели на рис. 3а, например, вследствие тепловых флуктуаций описываемых распределением Больцмана. Либо предельное насыщение может наступать в результате дефицита электронных ловушек минерала-таймера. Для энергетической ловушки с энергией активации 1,6 эВ расчёт по уравнению Больцмана для средней температуры горных пород 0 °С даёт время 10^{18} с, что превышает наблюдаемое время насыщения 10^{13} с на 5 порядков. Основываясь на этой оценке можно полагать, что тепловые флуктуации не являются причиной насыщения электронных ловушек.

Нагревание образца стимулирует высвобождение электронов из ловушек и приводит к переходу их в зону проводимости (рис. 3б, переход 5). Из зоны проводимости электроны совершают безбарьерные переходы на более глубокие состояния в запрещённой зоне (рис. 3б, переход 6) и формируют ТЛ $h\nu_1$, $h\nu_2$ за счёт рекомбинации с дырками (рис. 3б, переход 7). Процессы перераспределения

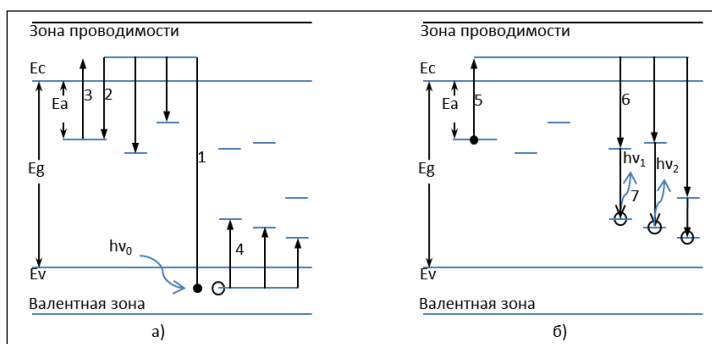


Рис. 3. Зонная модель для кварца – пояснения в тексте; а) процесс накопления электронов; б) процесс термолюминесценции

заряда осложнены тем, что при движении электрона по кристаллу происходит его перезахват на различные ловушки. Тогда происходит преодоление потенциального барьера, лимитирующее прохождение электрона до центра свечения, как и высвобождение электрона из ловушки. Доказательством наличия этого явления в кварце служат экспериментальные данные (рис. 2), показывающие, что для менее насыщенных образцов на ТЛ кривых наблюдается сдвиг максимума доминирующего пика в сторону высоких температур, объясняемый наличием порядка кинетики больше первого [2].

Поведение электрона в данном случае описывается следующей системой кинетических уравнений:

$$\begin{aligned} \frac{dn}{dt} &= -n \cdot s \cdot \exp(-E_a/kT) + n_c \cdot (N - n) \cdot A_{\text{recap}} \\ (dn_c)/dt &= -n \cdot s \cdot \exp(-E_a/kT) - n_c \cdot (N - n) \cdot A_{\text{recomb}} \quad (1) \\ I_{\text{TL}} &= -(dn_h)/dt = n_c \cdot n_h \cdot A_{\text{recomb}}, \end{aligned}$$

где n – концентрация локализованных электронов на ловушке (м^{-3}), n_c – концентрация электронов в зоне проводимости, n_h – концентрация дырок, локализованных на центрах свечения (м^{-3}), N – концентрация электронных ловушек (м^{-3}), A_{recap} – скорость перезахвата электронов ловушками ($\text{м}^3/\text{с}$), A_{recomb} – скорость рекомбинации электронов и дырок на центре свечения ($\text{м}^3/\text{с}$), I_{TL} – интенсивность ТЛ, величина пропорциональна количеству квантов света зарегистрированных ФЭУ, E_a – энергия активации, s – частотный фактор.

Обычно полагают, что ТЛ происходит в квазистационарных условиях

$$|(dn_c)/dt| \ll |dn/dt|, |(dn_h)/dt| \text{ и } n_c \ll n, n_h,$$

$$\text{откуда следует } dn/dt \approx (dn_h)/dt.$$

Условие электронейтральности образца: $n_c + n = n_h$ в условиях $n_c \ll n, n_h$ сводится к равенству $n = n_h$. С учётом этих соотношений систему (1) можно привести к кинетическому уравнению:

$$\begin{aligned} I_{\text{TL}} &= -dn/dt = \\ &= (n \cdot s \cdot \exp(-E_a/kT)) / (1 + ((N - n) \cdot A_{\text{recap}}) / (n \cdot A_{\text{recomb}})) \quad (2) \end{aligned}$$

Если не происходит перезахвата электронов $A_{\text{recap}} = 0$, то получится уравнение для кинетики первого порядка, известное как модель Рэндала-Уилкинса [5]. Если вероятность перезахвата и рекомбинации равны $A_{\text{recap}} = A_{\text{recomb}}$, то мы получаем кинетический процесс второго порядка – модель Гарлика-Гибсона [6].

В реальном кристалле кварца скорости перезахвата A_{recap} и рекомбинации A_{recomb} скорей всего неравны. Для описания такой ситуации в работе [7] использовано эмпирическое уравнение кинетики общего порядка, а в работе [8] предложена теория кинетики смешанного порядка. Для оценки значений кинетических параметров мы выбрали модель кинетики общего порядка, предложенная в [7], поскольку она лучше работает для моделей с одним уровнем ловушки и одним уровнем рекомбинации [9]:

$$I_{\text{TL}} = -dn/dt = n^b \cdot s' \cdot \exp(-E_a/kT), \quad (3)$$

где s' – предэкспоненциальный множитель, b – порядок кинетики, который принимает значение из диапазона $1 < b < 2$.

При использовании линейного по времени нагрева с

постоянной скоростью $\beta = dT/dt$ уравнение (3) после интегрирования можно записать следующим образом:

$$\begin{aligned} I_{\text{TL}}(T) &= s' \cdot n_0 \cdot \exp(-E_a/kT) \cdot [1 + (b - 1) \times \\ &\times s' / \beta \int_{T_0}^T \exp(-E_a/(kT')) dT']^{-(b-1)}, \quad (4) \end{aligned}$$

где $s' = s' \cdot n_0^{(b-1)} = s \cdot n_0^{(b-1)} / N^{(b-1)}$, T_0 – начальная температура нагревания образца кварца, n_0 – начальная концентрация электронов, захваченных ловушкой.

Начальную концентрацию электронов для насыщенного образца оценили по интенсивности люминесценции в максимуме величиной $n_0 = 10^6 \text{ 1/м}^3$. Если предположить, что мы имеем дело с насыщением дозовой зависимости вызванным дефицитом концентрации ловушек, то для насыщенного образца начальная концентрации захваченных электронов будет равна концентрации ловушек $N = n_0 = 10^6 \text{ 1/м}^3$. Частный фактор $s = 10^{12} \text{ 1/с}$ – типичное значение для кварца [4]. Скорость нагревания в эксперименте $\beta = 10^\circ \text{C/с}$. Порядок кинетики b определяли исходя из ширины спадающей части дозиметрического пика и по сдвигу доминирующего максимума кривой термовысвечивания. Энергия активации E_a являлась последним варьируемым параметром, с помощью которого установили совпадения теоретического максимума с экспериментальной кривой 1, принадлежащей максимально насыщенному образцу кварца. Для экспериментальной кривой 2 на рис.2 параметр $n_0 = 10^5 \text{ 1/м}^3$ определили по соотношению максимальных интенсивностей люминесценции в пиках.

Результат моделирования представлен в виде кривых на рис. 4. Кривые “max” и “min” соответствуют экспериментальным кривым термовысвечивания для максимально насыщенного (рис. 2, кривая 1) и отбеленного образцов кварца (рис. 2, кривая 2). Для кривой “max” $n_0 = 10^6 \text{ 1/м}^3$, для кривой “min” $n_0 = 10^5$. Кривая “exp” построена для $n_0 = 5 \times 10^5$. По графику видно, что с уменьшением начальной концентрации захваченных электронов максимум кривых термовысвечивания сдвигается в сторону высоких температур. Сходство положения кривых, температуры сдвига максимума для теории и эксперимента было достигнуто при $b = 2,1$, $E_a = 1,55 \text{ эВ}$.

Интересной особенностью модели (4) является то, что температура максимума элементарного пика для насыщенного образца не зависит от концентрации ловушек. За сдвиг пика отвечает параметр n_0/N – начальная степень заполнения ловушек. В данном случае мы предположили, что для максимально насыщенного образца кварца $n_0/N = 1$, для отбеленного составляет $n_0/N = 0,1$. Учитывая это можно выдвинуть гипотезу, что небольшие изменения (вариации) концентрации ловушек в кварце в связи с различным его генезисом не влияют на положение максимумов ТЛ пиков.

Для сравнения на графике показан расчет (кривая RW) уравнения кинетики первого порядка – модель Рэндала-Уилкинса [5] с энергией активации $E_a = 1,55 \text{ эВ}$. Пик RW имеет более узкую форму, чем экспериментальная кривая (рис. 2, кривая 1) и кривая “max” (рис. 4) при начальной концентрации захваченных электронов $n_0 = 10^6$. Модель

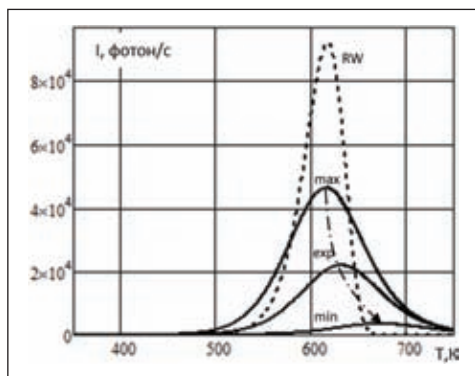


Рис. 4. Кривые численного моделирования кинетического уравнения

кинетики первого порядка не описывает сдвиг максимума и форму спадающей части доминирующего пика на ТЛ кривой.

Применение подхода

С помощью численного моделирования расширяется представление о порядке кинетики ТЛ в кварце для ловушки с энергией активации 1,55эВ. Экспериментальный сдвиг максимума пика в сторону высоких температур при уменьшении степени заполнения ловушек электронами описывает модель, основанная на уравнении кинетики общего порядка. Экспериментальные данные согласуются с численной моделью при порядке кинетики равном 2,1.

Литература

1. Вагнер Г.А. Научные методы датирования в геологии, археологии и истории. – М: Техносфера, 2006. – 576 с.
2. Шейнкман В.С., Мельников В.П. Новый подход к датированию мерзлых толщ: использование технологии термо-стимулированной люминесценции последнего поколения // Криосфера Земли, 2011. – Т.ХV. – №4. – С.114–119.
3. Панюков Д.А., Шейнкман В.С., Писарев А.Д. Физическая суть нового подхода к технологии термолюминесцентного датирования при определении абсолютного возраста многолетнемерзлых пород // М-лы X междунар. Конф. по мерзлотоведению. – Салехард, 2013. – Т.V. – С.114–115.
4. Писарев А.Д., Шейнкман В.С., Панюков Д.А. К вопросу о датировании мерзлых толщ: разработка новых подходов, методики и аппаратуры при проведении термолюминесцентного датирования // М-лы X междунар. Конф. по мерзлотоведению. – Салехард, 2013. – Т.V. – С.117–118.
5. Randall J. T., Wilkins M. H. F. Proc. R. Soc. Lond. A184, 390, 1945.
6. Garlick G. F. J., Gibson A. F. Proc. Phys. Soc. Lond. 60, 574, 1948.
7. May C. E., Partridge J. A. J. Chem. Phys. 40, 1401, 1964.
8. Chen R., Kristianpoller N., Davidson Z., Visocekas R. J. Lumin. 23, 293, 1981.
9. Sunta C. M., Aytal W. E. F., Chubaci J. F. D., and Watanabe S., Radiat. Meas. 35, 47 (2002).
10. Shlukov A.I., Sheinkman V.S. Dating the highest sediments of the Dead Sea Late Pleistocene. // Quatern. Intern. 2007. – №167–168. – P.382.

Отсюда принципиальное решение – отойти от измерений оптических и перейти к температуре максимумов дозиметрического пика кварца, что позволяет минимизировать инструментальные ошибки, связанные с калибровкой оптического канала и контролем массы образца. На оптическом канале достаточно выполнить относительные измерения интенсивности свечения для выделения положения максимума пика на графике кривой термовысвечивания. В данном подходе большее внимание уделяется точному измерению температуры образца, нежели оптическому каналу. Это более простая задача, чем оптические измерения спектрометрического уровня. Высокая точность в канале температуры достигается индивидуальной калибровкой системы нагрева образца и конструктивным обеспечением хорошего теплового контакта спая термопары с исследуемым образцом.

Резюмируя, отметим, что развитие технологии датирования в представленном направлении, основанном на использовании порядка кинетики кварца выше первого, позволяет отказаться от калибровочного искусственного радиоактивного облучения, что значительно упрощает аппаратуру и методику ТЛ-датирования, делает возрастную диагностику более экономичной и рентабельной. Поскольку разработанный на данном подходе прибор ТЛ-регистратор достаточно компактен – размером как промышленный радиометр, его можно изготовить в переносном исполнении и применять для проведения измерений непосредственно в полевых условиях.

АНАЛИЗ СОСТОЯНИЯ ДЛИТЕЛЬНОГО РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ОНКОЗАБОЛЕВАЕМОСТИ НАСЕЛЕНИЯ ПОСЁЛКОВ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ В ЗОНЕ РЕГИОНАЛЬНОГО ВЛИЯНИЯ ВЫБРОСОВ СИБИРСКОГО ХИМИЧЕСКОГО КОМБИНАТА

Л.Ф. Писарева¹, И.Н. Одинцова¹, В.Ф. Рапута², В.А. Воробьев¹, О.А. Ананина¹

¹НИИ онкологии СО РАМН, Томск, Россия, epidem@oncology.tomsk.ru

²Институт вычислительной математики и математической геофизики
СО РАН, Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

ANALYSIS OF LONG RADIOCONTAMINATION AND CANCER INCIDENCE AMONG POPULATION OF THE TOMSK REGION LIVING IN AREAS EXPOSED TO ENVIRONMENTAL POLLUTION FROM THE SIBERIAN CHEMICAL PLANT

L.F. Pisareva¹, I.N. Odintsova¹, V.F. Raputa², V.A. Vorobyov¹, O.A. Ananina¹

¹Cancer Research Institute, SB RAMS, Tomsk, Russia, epidem@oncology.tomsk.ru

²Institute of Computational Mathematics and Mathematical Geophysics, SB RAS, Novosibirsk, Russia, raputa@sscc.ru

Abstract. The reconstruction model of radionuclides fallout aerosol dust in the zone of stationary sources emissions influence of the Siberian Chemical Plant was offered. The joint numerical analysis of observation data, modeling of radioactive contamination and cancer incidence among population of the Tomsk region was made. Depending on the distance from sources and carrying out a direction, estimations of the radiation factor contribution on a cancer incidence development were resulted.

Радиационную обстановку в Томской области формируют как природные, так и техногенные факторы, включая глобальные выпадения радионуклидов, вследствие эксплуатации предприятий ядерного топливного цикла и аварий на них, от ядерных испытаний на Семипалатинском полигоне и другие. Основным источником радиоактивного загрязнения окружающей среды являлось крупнейшее в России и мире предприятие по производству оружейного плутония – Сибирский химический комбинат (СХК), находящийся в 10–12 км от г. Томска и функционирующий с 1953 г. В 30-километровой зоне его влияния было расположено более 80 населенных пунктов с населением около 650 тыс. человек, в том числе города Северск и Томск [6]. Производственная деятельность СХК сопровождалась образованием большого количества жидких, твердых и газоаэрозольных отходов. Весьма значительные загрязнения территорий различными вредными веществами фиксировалось до 30–40 км от промышленной зоны комбината [3, 5].

Восстановление поля регионального загрязнения от стационарного источника

Описание полей концентраций примесей в атмосфере на значительных удалениях от источника допускает значительные упрощения. Экспериментальные и теоретические исследования показывают, что, начиная с расстояний порядка 7–10 км от источника, расположенного в пограничном слое атмосферы, распределение концентрации примеси выравнивается по высоте [1, 4]. Для таких расстояний влияние ряда параметров становится не существенным. К ним следует отнести высоту источника, скорость оседания аэрозольных частиц, коэффициент вертикального турбулентного обмена и т.д. В этом случае поле осредненной за длительный промежуток времени концентрации от точечного источника описывается соотношением [4].

$$\bar{q}(r, \varphi) = \frac{M \cdot g(\varphi)}{2\pi \cdot u \cdot h \cdot r}, \quad (1)$$

где r, φ – полярные координаты расчетной точки с началом в месте расположения источника, $g(\varphi)$ – вероятность противоположного направления ветра на высотах пограничного слоя атмосферы, M – мощность источника, u, h – средняя скорость ветра и толщина слоя перемешивания.

Полагая, что плотность аэрозольных выпадений пропорциональной концентрации примеси в воздухе, получим для каждого фиксированного направления выноса следующее соотношение:

$$\Phi(r) = \frac{\theta}{r}, \quad (2)$$

где $\theta = \lambda \cdot M / (2\pi u h)$, λ – коэффициент взаимодействия примеси с подстилающей поверхностью.

Замечание. Соотношение (2) можно представить в несколько ином виде, учитывая, что в данном случае значения u и h имеют смысл некоторых средних характеристик пограничного слоя атмосферы. Действительно, если задать функцию $B(u', h')$, описывающую совместную плотность вероятности распределения u', h' в заданном направлении от источника за рассматриваемый промежуток времени, то для суммарной плотности осадка аэрозоля имеет место выражение (3):

$$\Phi(r) = \frac{\lambda M}{2\pi r} \iint_{\Omega} \frac{B(u', h')}{u' \cdot h'} d\Omega = \frac{\theta'}{r}, \quad (3)$$

где

$$\theta' = \frac{\lambda M}{2\pi} \iint_{\Omega} \frac{B(u', h')}{u' \cdot h'} d\Omega. \quad (4)$$

С использованием модели оценивания (2) на данных измерений [3, 5] пылеаэрозольных отложений ^{137}Cs и ^{90}Sr в чердачных помещениях жилых и производственных зда-

ний 24 населённых пунктов Томской обл. проведена численная реконструкция полей радиоактивного загрязнения территорий выбросами ядерно-энергетического комплекса СХК в 100-километровой зоне. Для восстановления плотности выпадений по каждому направлению выноса радионуклидов использовались измерения лишь в одном посёлке. В частности, для северо-восточного сектора переноса в качестве опорного населённого пункта был выбран п. Георгиевка (рис. 1), в направлении на северо-запад – п. Самусь, в южном направлении – п. Штамово.

Согласие численно восстановленных и измеренных плотностей выпадений радионуклидов по направлениям выноса оказалось вполне удовлетворительным [2]. Проведённое оценивание показало, что максимальный вынос радионуклидов происходил в северо-восточном направлении и превышает вынос в северо-западном направлении примерно в 7–8 раз. Однако, для получения более точной пространственной картины распределения радионуклида, кроме розы ветров, необходим дополнительный учёт климатических характеристик распределения скоростей ветра и высот слоя перемешивания по направлениям выноса.

Совместный анализ данных пылеаэрозольных выпадений радионуклидов и онкозаболеваемости населения

На основе разработанной модели реконструкции регионального загрязнения стационарными источниками Сибирского химического комбината (СХК) и данных наблюдений была проведена оценка вклада радиационного фактора в онкозаболеваемость населения посёлков Томской обл., находящихся в зоне влияния газоаэрозольных выбросов этого комбината. Интенсивность онкозаболеваемости населения посёлков представляется в виде следующей суммы слагаемых:

$$S = R + F, R = C \cdot P, (5)$$

где R – заболеваемость, обусловленная радиационным фактором, F – фоновая составляющая, P – измеренная в населённом пункте плотность пылеаэрозольных выпадений радионуклида

(Бк/м²), C – коэффициент пропорциональности.

В исследовании проверялась адекватность построенной модели по данным измерений ^{137}Cs и показателей онкозаболеваемости населения в 8 населённых пунктах Томской области с численностью населения более 400 человек в каждом. В качестве опорных населённых пунктов были выбраны г. Асино и п. Малобрагино, находящиеся на северо-восточном и северо-западном направлениях выноса. В г. Асине проживает около 30 тыс. человек, измеренная плотность пылеаэрозольных выпадений ^{137}Cs на чердаках жилых зданий этого посёлка составила 47,4 Бк/м², показатели онкозаболеваемости – 296,9 на 100 тыс. человек ‰_{0000} . Население п. Малобрагино – около 400 человек, измеренная плотность пылеаэрозольных выпадений ^{137}Cs – 19,3 Бк/м², показатель онкозаболеваемости – 228,8 ‰_{0000} .

Созданная модель дала удовлетворительное согласие прогнозных оценок результатам обследования заболеваемости населения контрольных посёлков. Наиболее высокий уровень соответствия имел место для поселков, находящихся северо-восточнее СХК и оказавшихся на преобладающем направлении выноса радионуклидов от стационарных источников. Результаты моделирования представлены в табл. 1.

Помимо следа в северо-восточном направлении, обусловленного аварийным выбросом 06.04.1993 г., достаточно чётко просматривался старый след в юго-западном направлении.

Для п. Самусь, находящегося северо-западнее СХК, оценка заболеваемости получилась несколько выше результатов обследования. Для поселков 6–8 имеет место немонотонный характер изменения плотности пылеаэрозольных выпадений ^{137}Cs в зависимости от расстояния до источников СХК. Возможно, в этом случае имели также место дополнительные факторы радиационного воздействия, связанные с аварийными выбросами радионуклидов от производств СХК.

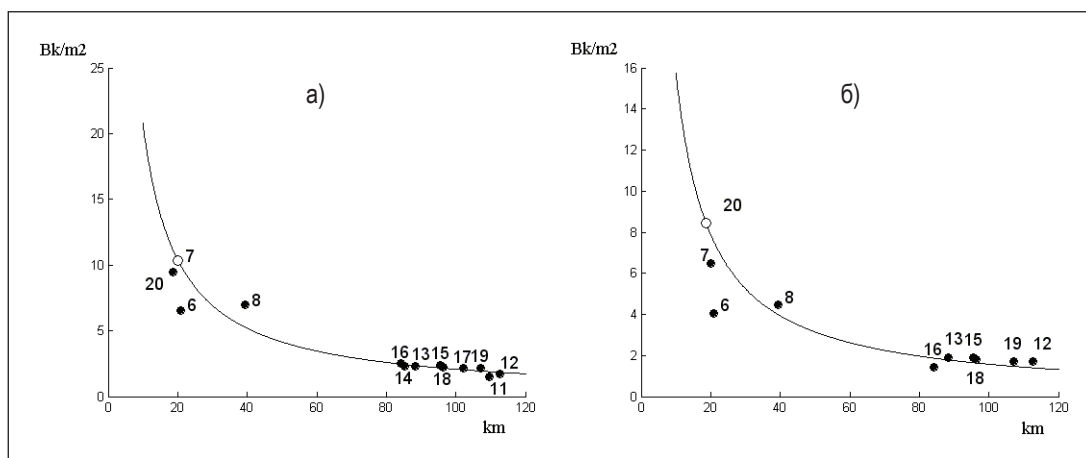


Рис. 1. Восстановленная по модели (2) нормированная на повторяемость направлений скорости ветра плотность пылеаэрозольных выпадений ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) в посёлках Томской области в северо-западном направлении от источников СХК: о – опорные, ● – контрольные точки наблюдения

Прогнозные оценки влияния радиоактивных выбросов СХК на уровень онкологической заболеваемости населения г. Томска

Результаты проведённых выше исследований дают возможность выполнить оценки возможного влияния стационарных источников радиоактивных выбросов СХК на уровень онкозаболеваемости населения г. Томска. Основанием для проведения данных оценок является наличие данных измерений пылеаэрозольных выпадений ^{137}Cs в населённых пунктах, находящихся к югу от СХК – п. Штамово и г. Томск [3, 5]. Уровни выпадений ^{137}Cs в этих населённых пунктах сравнительно не велики (Штамово – 39 Бк/м², Томск – 30 Бк/м²), хотя они и находятся довольно близко от основных источников предприятия, что объясняется специфическими климатическими особенностями атмосферного переноса радионуклидов в пограничном слое атмосферы.

Использование соотношения (2) и данных наблюдений выпадений ^{137}Cs в п. Штамово позволило оценить параметр для южного направления выноса этого радионуклида

$$\theta_{\text{Штамово}} = 312. (6)$$

Тогда, с учётом (3), (4), получаем следующее соотношение для оценивания влияния выбросов СХК на общую онкозаболеваемости населения г. Томска.

$$R(r) = \frac{C \theta_{\text{Штамово}}}{r} = \frac{2,4 \cdot 312}{r} = \frac{748,8}{r} (7)$$

$r \in [12 \text{ км}, 22 \text{ км}]$. r – расстояние от источника до точки, расположенной на территории города.

Численный анализ данных наблюдений и онкозаболеваемости на основе ранее полученной регрессионной модели плотности аэрозольных выпадений показал, что, по сравнению с основным (северо-восточным) направлением выноса радионуклидов, выпадения их в южном направлении в 12–13 раз ниже. Соответственно вклад радиационного фактора (радиоактивные выбросы стационарных источников СХК) на уровень онкологической заболеваемости населения г. Томска является также сравнительно небольшим (табл. 2).

Уровень воздействия выбросов на территорию города проявляется достаточно дифференцированно. Более высокий уровень влияния наблюдается в северной части города, который заметно снижается в южной части. Результаты оценивания, приведённые в табл. 2, носят предварительный характер. Следует уточнить положение основных источников выбросов СХК, режимы их функционирования во времени, более детально учесть распределение населения по территории города.

Таблица 1. Результаты оценивания по модели (3) интенсивных показателей заболеваемости злокачественными новообразованиями в поселках Томской области в зависимости от плотности выпадений ^{137}Cs в зоне влияния СХК

Населённый пункт	Прогнозная оценка заболеваемости	Результаты обследований	Плотность выпадений ^{137}Cs , Бк/м ²
1. Самусь	264,1	193,6	34,0
2. Новокусково	294,3	284,5	46,6
3.Новониколаевка	285,2	253,1	42,8
4. Филимоновка	297,7	243,9	48,0
5. Наумовка	494,5	398,9	130,0
6. Рыбалово	357,7	364,3	73,0
7. Нелюбино	271,3	312,5	37,0
8. Губино	254,5	326,0	30,0

Таблица 2. Оценка вклада радиоактивных выбросов стационарных источников СХК в онкологическую заболеваемость населения районов г. Томска (на 100 тыс. населения)

Район города	Оценка верхней границы заболеваемости	Оценка нижней границы заболеваемости
Ленинский	62,4	46,8
Октябрьский	54,6	44,2
Советский	44,2	39
Кировский	39,0	35,1

Заключение

Проведённое 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. 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 надёжность оценивания полей плотности выпадений радионуклидов.

Необходимо отметить, что в данном исследовании ^{137}Cs и ^{90}Sr следует рассматривать скорее всего как трассерные радионуклиды, так как эксплуатация производств комбината была связана также с существенными выбросами в атмосферу радиоактивных газов, изотопов йода, а также аэрозольных примесей, содержащих уран-234, 235, 238, плутоний-239, америций-241, кроме того были выбросы вредных химических веществ, связанных с основным производством, включают фтористые соединения, аммиак, оксиды азота и др.

Таким образом, при интерпретации полученного ма-

териала необходимо учитывать, что злокачественные образования являются полиэтиологическими заболеваниями, факторами риска развития которых является не только радиационное воздействие, но достаточно сложная совокупность таких факторов, как химическое воздействие, демографические показатели, образ жизни, конституциональные особенности организма и др. При воздействии на человека «малых» доз ионизирующего излучения радиационный фактор не доминирует, а конкурирует с другими факторами. Социально-экономические и социально-психологические факторы имеют не меньшее, а может быть и большее значение. Существенным вкладом в решение

этой задачи может явиться генетический анализ, который позволит уточнить наличие биологических последствий влияния радиации на состояния здоровья населения, проживающего в зоне влияния СХК. В практическом плане целесообразно ставить вопрос о снижении влияния управляемых факторов риска нерадиационной природы и акцентировать необходимость формирования здорового образа жизни.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН №4.9-3.

Литература

1. Изразль 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.: Гидрометеиздат, 1982. – 176 с.
3. Меркулов В.Г., Глухов Г.Г., Резчиков В.И. Использование пылеаэрозольных выпадений для радиационного мониторинга окружающей среды / Труды междунар. конф. «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека». – Томск, Изд-во Томского политехнического университета, 1996. – С. 464–467.
4. Рапунта В.Ф., Королёва 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 Томского политехнического университета, 1997. – 383 с.
6. Экологический мониторинг. Состояние окружающей среды Томской области в 1998 г. – Томск, 1999. – 231 с.

СОДЕРЖАНИЕ И РАСПРЕДЕЛЕНИЕ ПРИРОДНОГО УРАНА В ПОЧВЕННОМ КОМПОНЕНТЕ ТЕРРИТОРИИ ВОДОСБОРА ОЗЁР ИТКУЛЬ И СИНАРА (Ю. УРАЛ)

А.Л. Полюдин, В.В. Дерягин, С.Г. Левина

Челябинский государственный педагогический университет, Челябинск, Россия

CONTENT AND DISTRIBUTION OF NATURAL URANIUM IN THE SOIL COMPONENT OF THE LAKESHORES OF ITKUL AND CINARA (SOUTHERN URAL)

A.L. Polyudin, V.V. Deryagin, S.G. Levina

Chelyabinsk State Pedagogical University, Chelyabinsk, Russia

Abstract. The research is devoted to the analysis of the accumulation and distribution of different forms of uranium in soils.

Введение

Радиоэкологическая обстановка на Урале неоднородна и в ряде районов весьма неблагоприятна. Это неблагоприятное вызвано как естественной геологической средой, так и антропогенной деятельностью человека.

В настоящей работе приводятся результаты определения содержания урана в пробах почв приозерных террас водоемов Синара и Иткуль.

Целью исследования является определение накопления и распределения природного урана в почвенных компонентах водосборов рассматриваемых озёр.

Задачами исследования являются определение общего содержания и подвижной форм нахождения урана в пробах почв супераккумулятивных и трансэллювиальных ландшафтов гидроморфных и полугидроморфных почв озерных экосистем Иткуль, Синара.

Почвы, как один из компонентов экосистемы, контролируют накопление и массоперенос поллютантов по всем основным компонентам экосистем. Поэтому определение форм нахождения урана в объектах окружающей среды и факторов, влияющих на перераспределение урана в экосистемах, представляет определённый интерес. Одним из основных факторов, определяющих подвижность урана, является рН среды и окислительно – восстановительный потенциал. Также некоторые виды кислотности представляют интерес как «факторы ёмкости» почвы (гидролитическая и обменная кислотности) и участвуют в формировании буферной способности почв.

Исследования проводились в 2011 году, на территории Челябинской области. Место отбора проб – берега озера Синара и озера Иткуль. Данная территория в рамках административно – территориального деления относится к Каслинскому району Челябинской области, а с точки зре-

ния зонального деления – к северу лесостепной зоны [4], что представлено на планшете О–41–134 «Щелкун», масштаб карты – 1 км – 1 см. Учитывая, что данная территория – является зоной влияния ФГУП РФЯЦ – ВНИИТФ, проводящей выбросы урана [8] при газодинамических испытаниях, то вопрос исследования содержания и распределения урана в почвенных разрезах представляется актуальным.

Экспериментальная часть

Отбор проб проводился гидрологическим летом во время августовских экспедиций 2011–2012 годов. Разрезы почвы закладывались на расстоянии 8 и 50 метров от берега с учётом ландшафтных особенностей территории.

Пробы отбирались для оценки влияния степени гидроморфизма почвы на способность аккумулировать и перераспределять уран. Площадь отбора пробы составляет (20 × 45 см).

Во всех случаях проводился анализ времени последнего антропогенного воздействия на почвы (по целостности почвенных горизонтов) и выбирались точки с наибольшей вероятностью значительной длительности периода покоя.

Почву из почвенных разрезов вынимали слоями с учётом генетических горизонтов и площади отбора проб, высушивали и просеивали через сито с ячейками 1 мм. Содержание урана в пробе определяли с помощью спектрофотометра, с использованием стандартной методики [5], чувствительность метода составляет 2 мкг/г. Класс элементарных геохимических ландшафтов (по Польшину) устанавливался методом комплексного физико – географического профилирования [3].

Полугидроморфные почвы трансэлювиальной позиции отобраны в 50 метрах от озера Иткуль. Глубина разреза 60 см, имеются потёки гумуса. Фитоценоз представлен видами: будра плащевидная, марь белая, иван-да-марья, осот благородный, лопух, клоповник обыкновенный, манжетка, коровяк, костяника, земляника, вороний глаз, берёза обыкновенная.

Гидроморфные почвы суперэлювиальной позиции отобраны в 8 метрах от берега оз. Иткуль. Склон пологий. Нет обрывистых берегов. Глубина разреза составляет 80 см. Площадь 15 × 60 см. Разрез имеет чёткий слой песка и наличие погребённых гумусовых горизонтов. Растительность территории формируется наличием крапивы двудомной, будры плющевидной, клевера, лопуха, полыни серебристой, репешка, тополя, пустырника, манжетки, лапчатки.

Также отбирался разрез на расстоянии 50 метров от берега оз. Синара. Территория относится к трансэлювиальным ландшафтам полу-

Таблица 1. Отбор проб почв трансэлювиальной позиции полугидроморфных почв озера Иткуль

Горизонт	Мощность (см)	Количество отобранных проб	Характеристика
A1	12	4	Суглинок средний, наличие корней, включений нет.
AB	5	2	Глина, наличие включений-окатышей, граница – незаметна.
B1	7	2	Глина, наличие включений-окатышей, граница – незаметна, затёки гумуса, граница перехода – чёткая.
B2	6	2	глина, наличие включений-окатышей, граница перехода – заметна, есть затёки гумуса.
BC	20	2	глина, наличие включений-окатышей, затёки гумуса, граница перехода – заметна.

Таблица 2. Отбор проб почв суперэлювиальной позиции гидроморфных почв озера Иткуль

Горизонт	Мощность (см)	Количество отобранных проб	Характеристика
A1	5	2	Цвет чёрный, суглинок, включений нет.
B1	4	2	Цвет светло-коричневый, песчаные, можно отметить включения – чёрные, граница чёткая.
A1 погр	20	2	Глина, цвет чёрный, оглеенный, имеются включения в виде окатышей.
A2 погр	25	2	Глина, цвет чёрный, оглеенный, имеются включения в виде окатышей.
AB погр	8	1	Глина, цвет тёмно-коричневый, включения – окатыши, корни, граница не чёткая.
B (или C)	11	1	Глинистый, коричневый

Таблица 3. Отбор проб почв трансэлювиальной позиции полугидроморфных почв озера Синара

Горизонт	Мощность (см)	Количество отобранных проб	Характеристика
A1	7	3	Песчаная, каменистая, цвет чёрный.
AB	4	2	Песчаная, переход некаменный, цвет серый.
B1	11	3	Цвет светло-коричневый, песчаная, переход заметный.
B2	10	3	Цвет светло-коричнево-красный, песчаная, переход чёткий.
BC	20	4	Цвет светло-коричневый, песчаная, переход заметный.

гидроморфных почв. Относительный перепад высот около 20 метров. Глубина разреза 55 см. Фитоценоз представлен наличием осота благо-родного, клоповника обыкновенного, манжетки, коровяка. (Табл. 1, 2, 3).

Результаты и обсуждение

Радиохимический анализ почв показал, для разреза, взятого в 50 метрах от берега оз. Синара есть 2 пика содержания урана (в нижней части горизонта А1 и горизонте В2).

Содержание урана в почвенном профиле варьирует от 8 до 20 мг/кг. Доля подвижной формы урана достигает 80 %.

Разрез, взятый в 8 метрах от берега оз. Иткуль, имеет 2 пика содержания урана. Первый в горизонтах А1, А2, а второй в горизонте А1 погр. Минимальное содержание урана 13 мг/кг. Максимальное 22 мг/кг. Доля подвижной формы урана достигает 87 %. Эти 2 пика могут быть связаны с относительным увеличением доли органического вещества, содержащегося в почве и приуроченного к гумусовым горизонтам, в том числе и погребённым. Пробы разреза, отобранного в 50 м от берега оз. Иткуль, характеризуются содержанием подвижной формы урана до 45 %. Концентрации урана составляют 8–13 мг/кг. (Табл. 4, рис. 1).

Общая (актуальная) кислотность среды характеризуется как слабокислая или нейтральная и варьирует в диапазоне от 6,48 до 7,15. Если же рассматривать факторы ёмкости почвы [2] (обменную и гидролитическую кислотности), то окажется pH_{KCL} образцов отобранных в 8 м от берега оз. Иткуль характеризуется как среднекислая (5,18–5,43), а в 50 метрах от берега оз. Иткуль и оз. Синара как сильнокислая (3,53–4,56). Показатели гидролитической кислотности для разреза, отобранного в 50 метрах от берега оз. Иткуль характеризуются уменьшением кислотности вниз по профилю, от 12,8 до 3,82 моль/100г почвы. Для разреза, отобранного в 8 метрах от берега оз. Иткуль сильнокислая среда отмечается только для погребённых гумусовых горизонтов (6,11–6,38 моль/100г почвы). Прочие горизонты характеризуются как средне и слабокислые. Разрез, отобранный в 50 метрах от берега оз. Синара – все горизонты характеризуются как сильнокислые (6,42–6,63).

Показатели окислительно-восстановительного потенциала находятся в диапазоне 200–300 мВ, что характерно для почв гидроморфного и полугидроморфного происхождения [6].

Таким образом:

1. Концентрации урана в почве достигают 25 мг/кг, что в 2 раза превышает максимальные зарегистрированные фоновые значения – 11,7 мг/кг [7].

Таблица 4. Содержание урана в отобранных образцах почв

Глубина (см)	Общее содержание урана в образцах почв (мг/кг)			Содержание подвижной формы урана (мг/кг)		
	оз. Синара	оз. Иткуль (8 м от берега)	оз. Иткуль (50 м от берега)	оз. Синара	оз. Иткуль (8 м от берега)	оз. Иткуль (50 м от берега)
3	8,6	19,03	12,92	6,43	16,71	3,47
6	19,65	22,21	13,26	16,45	19,06	3,29
10	14,43	13,66	10,66	13,53	10,91	3,93
15	14,27	18,54	8,61	11,31	16,24	3,35
20	16,46	19,25	8,22	14,23	12,67	2,99
25	20,68	13,6	11,4	17,35	8,14	5,11
30	11,28	13,6	12,73	8,81	8,14	3,53
40	10,51	13,21	13,75	6,18	10,64	2,81
50	9,54	14,12	11,43	4,32	9,96	3,56

Таблица 5. Показатели актуальной, обменной и гидролитической кислотности отобранных образцов почвы

Горизонт	$pH_{НОН}$	pH_{KCL}	Гидролитическая кислотность (моль / 100 г почвы)	ОВП (мВ)
Профиль полугидроморфных почв трансэллювиальной позиции озера Иткуль				
A1	6,48	4,44	12,8	283,3
AB	6,61	4,63	4,61	285,6
B1	6,46	4,56	3,19	286,6
BC	6,70	4,53	3,82	270,3
Профиль гидроморфных почв супераквальной позиции озера Иткуль				
A1	6,98	5,43	4,42	203,1
B1	7,15	5,42	3,79	193,6
A1 _{погр}	7,01	5,26	6,25	205,4
A2 _{погр}	6,99	5,34	6,11	201,4
AB	7,08	5,46	6,38	185,8
B	6,91	5,18	3,40	215,0
Профиль полугидроморфных почв трансэллювиальной позиции озера Синара				
A ₁	6,55	4,07	6,48	299,5
AB	6,51	4,12	6,69	300,5
B ₁	6,49	3,63	6,42	302,9
B ₂	6,46	3,75	6,53	301,8
BC	6,47	3,87	6,63	303,9

2. Доля подвижной формы урана доходит до 90 %. Доля подвижных форм во всех случаях превышает 20–30 %, что косвенным образом свидетельствует о наличии антропогенного вклада в содержание урана отобранных образцов [1].
3. Распределение урана по почвенному профилю в гумусовых горизонтах связано с жизнедеятельностью растений и антропогенным фактором, а ниже по

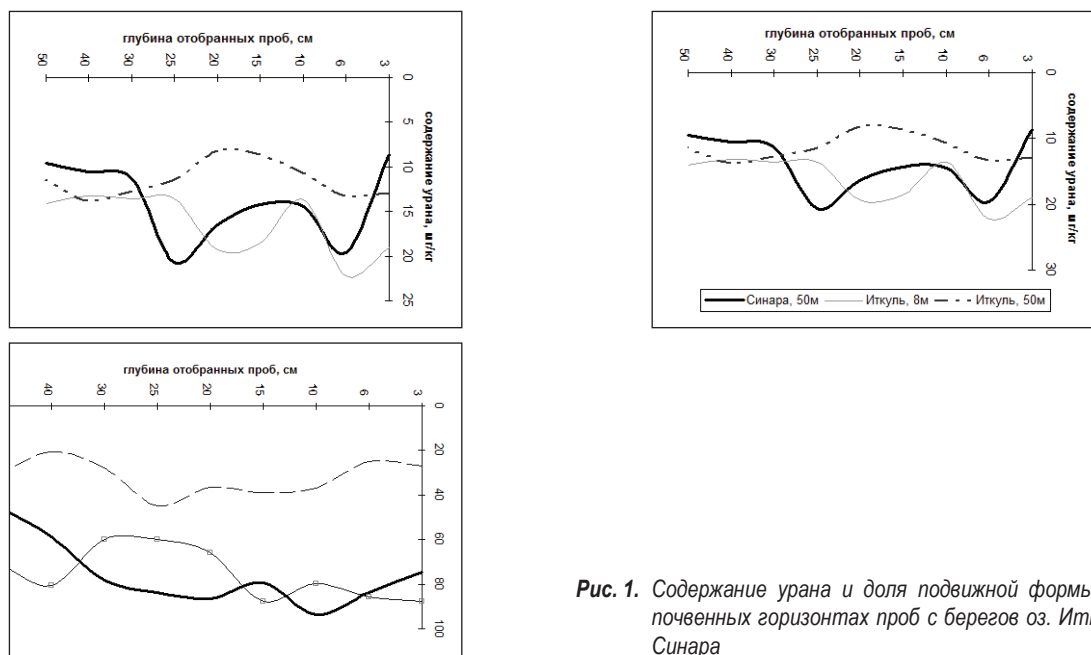


Рис. 1. Содержание урана и доля подвижной формы урана в почвенных горизонтах проб с берегов оз. Иткуль и оз. Синара

профилю – перераспределением подвижных форм урана.

- Показатели окислительно-восстановительного потенциала позволяют охарактеризовать протекающие процессы как умеренно восстановительные. Исключение составляют пробы разреза, отобранные в 8 метрах от берега оз. Иткуль. Пробы данного разреза, частично, характеризуются как почвы, в которых протекают интенсивно восстановительные процессы.

Литература

- Водяницкий Ю.Н., Большаков В.А. Выявление техногенности химических элементов в почвах // Антропогенная деградация почвенного покрова и меры ее предупреждения. Тез.идокл. Всероссийской конференции. – М., 16–18 июня 1998 г. – Т.2. – С.116–119.
- Воробьев Л.А. Химический анализ почв. – МГУ. 2008.
- Гагина Н.В., Федорцова Т.А. Методы геоэкологических исследований. Курс лекций. – Минск. – 2002.
- Козаченко В.П. Обоснование приёмов рационального использования, обработки и мелиорации земель сельскохозяйственного назначения Челябинской области. – Челябинск, 2010.
- Марей Н.А. Методические рекомендации по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объ-

- Данные условия окислительно – восстановительно-го потенциала и общей кислотности наиболее благоприятны для формирования растворимых соединений двухвалентного железа. Соединения азота преобладают в форме нитритов [6].
- «Факторы ёмкости» почвы, вероятнее всего, определяют содержание подвижных форм урана, связанных с полуторными оксидами и органическим веществом почвы [2].

ектах внешней среды. – М., 2006.

- Мамонтов В.Г., Панов Н.П., Кауричев И.С. Общее почвоведение. – М. 2006.
- НКДАР ООН. Источники, эффекты и опасность по действию атомной радиации. Доклад научного комитета ООН по действию атомной радиации генеральной ассамблеи за 1988 г. в 2х томах. – М., Мир, 1993.
- Файзрахманов Ф.Ф., Полюдин А.Л. Исследование концентрации радионуклидов в воздушной среде опытных полей при проведении газодинамических испытаний. Тезисы докладов X сессии отраслевой молодёжной школы – семинара «Промышленная безопасность и экология». – Саров 2010. – Решение №1984.

ПОЧЕМУ СТАБИЛЬНЫ ПРОТОНЫ И РАДИОАКТИВНЫ НЕЙТРОНЫ?

В.И. Поляков

Технологический институт – филиал ФГБОУ ВПО «Ульяновская государственная сельскохозяйственная академия им. П.А.Столыпина», Димитровград, Россия, tiend@mail.ru, vip2033@vinf.ru

WHY PROTONS ARE STABLE AND NEUTRONS ARE RADIOACTIVE?

V.I. Polyakov

Institute of Technology – “Ulyanovsk State Academy of Agricultural Sciences named after P.A. Stolypin” branch in Dimitrovgrad, Russia

Abstract. The explanation of physical concepts like matter, mass, charge, energy, etc. and the nature of interactions between them is provided based on the systematic arrangement of material world structures in the non-material ontological environment. Massons (electron/positron unity) – the only elementary particle in Nature – form mesons that make up nucleons in accordance with the parameters determined by the fine structure constant ($1/\alpha$). The structure of proton consisting of 7 mesons explains its mass, charge, spin, stability and corresponds precisely to its physical properties. The neutron structure is different from proton because of three particles that allow its bond with nucleus protons but make it unstable in a free state. The logical explanation of all characteristics of the main structural matter particles consistent with the universal constants ($\hbar$, μ_0 , ϵ_0) proves the accuracy of these models. Natural Philosophy is grounded on the relativity theory, premises and mathematical models but does not explain the structure and properties of the particles and should be replaced by perception of the laws of Nature, i.e. natural understanding.

О современном естествознании

Современная физика, построенная на «фундаменте» из пустого четырёхмерного пространства и постулатах А. Эйнштейна подменила познание законов Природы математическими моделями. Замена понятий символами убила в естествознании здравый смысл. Основные фундаментальные понятия: масса, энергия, заряд, время не имеют чётких определений, а с буквами (m , E , q , t ...) можно творить любые операции. Например, «масса – это величина, определяющая инертные и гравитационные свойства материальных объектов» [11]. Как она определяет эти свойства? Массу частиц приравнивают к энергии, но масса и проявление её движения не могут быть равными. Единицы измерения электромагнитных величин, названные именами учёных, не имеют физического смысла, иррациональны ($\sqrt{-1}$). Так размерности заряда Кулон соответствует корень квадратный из массы, умноженной на длину в кубе и поделённый на время – $M^{1/2}L^{3/2}T^{-1}$. Что такое корень из массы? Теоретическая физика, не подкреплённая пониманием процессов, не способна объяснить большую часть накопленных экспериментальных данных, запуталась в струнах, десятках кварков, сотнях элементарных частиц, поисках «тёмной материи», бозонов Хиггса, других вселенных. Нет понимания строения материи и всех взаимодействий.

К концу XX века накопилось множество экспериментальных доказательств, статей и книг, опровергающих постулаты теории относительности (ТО). На основе обобщения этих работ в монографиях [4, 9] удалось представить семиуровневую системную картину материального мира от элементарной частицы до вечной и бесконечной Вселенной.

Основы естествопонимания материальной структуры мира

У каждой системы есть окружающая её среда – более сложная организующая система высокого уровня. Для все-

го живого – это биосфера планеты, а для всего материального такой средой является то, что теоретики называли эфир, физический вакуум, электромагнитное, торсионное, информационное поле и, даже, – Бог. Физические теории на основе признания «эфира» разрабатывали десятки выдающихся учёных 18–20 веков: Х. Гюйгенс, Р. Гук, М. Ломоносов, Т. Юнг, О. Френель, А. Навье, О. Коши, Ф. Нейман, У. Томсон, Д. Стокс, Г. Герц, М. Фарадей, Д. Максвелл, Х. Лоренц, Д. Томсон, Н. Тесла и др. Уравнения электродинамики Максвелла были получены для взаимодействия со средой, также как формула $E=mc^2$ (Хэвисайд, 1890), задолго до публикации Эйнштейном.

Понимание сущности среды «эфир», как не материальной, волновой представил В.И. Вернадский: «Излучениями НЕ МАТЕРИАЛЬНОЙ среды охвачено всё доступное, всё мыслимое пространство... Кругом нас, в нас самих, всюду и везде, без перерыва, вечно сменяясь, совпадая и сталкиваясь, идут излучения разной длины волны – от волн, длина которых исчисляется десятиллионными долями миллиметра, до длинных, измеряемых километрами... Всё пространство ими заполнено...» [1].

Вселенная – это системное единство принципиально различных и дополняющих друга миров: волнового и массового. Интерпретация понятия масса и всех взаимодействий возможна только в рамках концепции о реальности онтологической, не материальной среды, непрерывно взаимодействующей с материальным миром. Попытки описания не дискретной, непрерывно изменчивой среды математическими методами бесплодны. Один из ведущих разработчиков атомного проекта Н.А. Дмитриев (читал лекции руководителям КБ-11 во главе с Ю.Б. Харитоновым, консультировал А.Д. Сахарова и др.) отрицал ТО и считал, что «первой задачей физики является понимание, что такое заряды, электроны, позитроны, другие частицы». Сейчас такое понимание есть!

Основные понятия материального устройства мира

Физическое и философское понятие материи, согласно которому «всё материально» (частицы, поля, энергия, виртуальность, «тёмная») – требует пересмотра. Электрон «исчерпаем», а поиски «амеров» бесплодны. Законы организации сложных систем позволяют представить картину материального мира в не материальной среде на основе:

- 1) единства законов Природы от фемто- и микромира до галактик,
- 2) системности мироустройства («кирпичик»–«блок»–структура),
- 3) оптимальности структур,
- 4) единства противоположностей.

На этих принципах и на основе анализа сотен работ в монографиях [4, 9] даны обоснования, определения и объяснения природных сущностей, принципиально отличные от современных. Сформулируем некоторые понятия и объяснения сущностей.

МИР – вечная и бесконечная Вселенная (Д. Бруно!!!); единство мира материального и не материального; всё реально существующее бесконечное пространство в системном единстве и материально-энергетическом обмене всех его составляющих.

Действие, Упорядочивающее Хаос (ДУХ) – (замена «эфир», «физический вакуум») – единая не материальная среда – онтологическая основа всего сущего; безмассовая, непрерывная вихревая окружающая и наполняющая среда материальных объектов; система всех видов взаимодействий, единое гравитационно-электро-магнитное поле.

Материя – организованное движение среды ДУХ, физическая категория для обозначения структурированных элементов, выделенных из среды поверхностью раздела, взаимодействующих с ней, способных системно организовываться и развиваться.

Энергия (греч. *energeia* – действие) – распространение возмущённого состояния ДУХ в результате взаимодействия с материальным при его движении.

Масса элементарной частицы – ограниченная поверхностью раздела, «схваченная» в шарообразной структуре стоячая волна среды ДУХ, взаимодействие которой с окружающей средой является аналогом сил инерции.

Заряд – неотъемлемое свойство массы частицы, волновое движение среды ДУХ, связанное с волновым движением массы, выражающееся как сила в этой среде. Левое и правое направление вращения определяют два типа зарядов + и –, а единицей заряда может служить кулон² – сила, умноженная на поверхность. Притяжение разноимённых зарядов и отталкивание одноимённых объясняется, соответственно, однонаправленным и противоположно направленным движением среды между сближающимися зарядами.

Массон – первичная структурная единица материи. Масса частицы равна массе электрона m^e . Масса и размер частицы однозначно определяется универсальными постоянными, являющимися характеристикой среды: магнитная постоянная $1/\mu_0$ (м/Гн) – энергия, отнесённая к мас-

се электрона – m^2/c^2 , электрическая постоянная $1/\epsilon_0$ (м/Ф) – безразмерный коэффициент ослабления силы электрического заряда, постоянная Планка h (Дж·с) – минимальная передача энергии единичным вихрем в среде. Радиус электрона в работе [3] определён тремя способами. То же значение получено по характеристике волнового движения среды от электрона – λ_k – «комптоновская» длина волны:

$$R_e = 2\pi\lambda_k(\epsilon_0)^{1/2} = 2\pi h\epsilon_0(\mu_0)^{1/2}/me = 4,536 \times 10^{-17} \text{ м (1)}$$

Заряд массона – единство противоположностей (позитрон и электрон, Инь и Ян); в сферической структуре + и – отражает силу и направление вращательного движения среды ДУХ, которое при приближении к частице с полюсов направлено противоположно: вращение «против часовой стрелки» на северном и «по часовой стрелке» на южном полюсе. Заряд частицы определяется движением среды вокруг суммарной координатной оси вращения по двум осям одного знака, а третья ось вращения определяет спин частицы.

Элементарное взаимодействие всех частиц происходит не столкновением масс, а взаимодействием в резонансе волнового движения среды ДУХ на поверхности раздела частиц («облаков», «шубы»). Радиус взаимодействия определяется параметрами среды и массой частиц – «комптоновская» длина волны $\lambda_k = h/mc = h \cdot (\epsilon_0\mu_0)^{1/2}/m$ (2).

Электромагнитное излучение (кванты) – не материальные, безмассовые торообразные вихревые структуры в ДУХ, распространяющиеся в соответствии с параметрами среды – скоростью света $c = 1/(\epsilon_0\mu_0)^{1/2}$. Квант – это импульс движения среды от движения материального тела, который может быть передан другому телу как энергия, соответствующая частоте волнового орбитального движения в торе.

Структура нуклонов из массонов

Принятая в физике кварковая модель строения нуклонов и других адронов противоречит логике, не имеет доказательств и не может объяснить даже массу частиц. Для этой математической подгонки потребовалось придумать несколько типов частиц, отличающихся непонятными свойствами: электрический и барионный заряды, спин, изотопический спин, цвет, странность, очарование, прелесть [11]. Модель структуры нуклонов и других субатомных частиц, реально объясняющая все их свойства, была разработана И.В. Дмитриевым (г. Самара) на основе экспериментально открытого им принципа максимума конфигурационной энтропии (равенство структурных элементов на поверхности и в объёме первочастиц), а также тезиса о существовании частиц только при вращении «по одной, двум или трём собственным осям» [2, 3]. Нуклон сформирован из 6-и гексагональных структур $\pi^{+(-)}$ -мезонов, окружающих плюс-мюон μ^+ . Эти частицы образованы из двух типов электронов и позитронов. В работах даны объяснения структуры, природы взаимодействия и свойств частиц (масса, заряд, спин и т.д.). Это переворот в ядерной физике, достойный Нобелевской премии, но отвергаемый академической наукой.

Следует отметить, что модель, основанная на уравнениях ТО с «вакуумом», в котором возможен «обмен осями», «самораскрутка осей», «произвольное возникновение частиц за счёт свойств вакуума», «плотность материи вакуума», переход массы в энергию и т.д., не была серьёзно воспринята и физиками. Механическая модель без понимания природы массы, заряда, энергии не даёт объяснения процессов.

В монографии [9] была сделана корректировка модели И. Дмитриева для объяснения природного характера взаимодействия частиц. Как могут образовываться и объединяться в короткоживущих мезонах сотни электронов и столько же позитронов? В среде ДУХ единство у массонов двух зарядов гарантирует их послойное объединение, а равенство частиц в поверхностных и объёмных элементах структуры следует из необходимости взаимодействия со средой поверхностных частиц с передачей этих импульсов внутренним.

В настоящем докладе сделаны серьёзные количественные и качественные корректировки модели. В отличие от модели И. Дмитриева, построенной аппроксимацией структуры из одинаковых шаров, удалось обосновать подобную структуру нуклонов и силы взаимодействия на основе соответствия универсальным постоянным: c , h , ϵ_0 , μ_0 . Структура, образованная в среде ДУХ, определяется постоянной тонкой структуры α , о которой В. Паули писал: «Когда я умру, первым делом посчитаю спросить у дьявола, – каков смысл постоянной тонкой структуры?», а Р. Фейнман считал существование этого загадочного числа «проклятием для всех физиков». Её объяснение следует из соотношения: $\alpha^{-1} = 2h(\mu_0/\epsilon_0)^{1/2}/e^2 = 137,036$ (3).

Оптимальность структуры требует непрерывного взаимодействия – резонанса волнового движения в материальных частицах и среды ДУХ. Заряд e^2 (двухмерный) через двойной квант действия ($2h$) транслирует волновое движение среде ДУХ, а корень квадратный от параметров среды $(\mu_0/\epsilon_0)^{1/2}$ свидетельствует о линейном соотношении. Только на расстоянии $1/\alpha$ от заряда существует волновое взаимодействие материя – ДУХ. Это подтверждается длиной «боровской» орбиты электрона в атоме водорода, на которой α^{-1} «комптоновских» длин волн формируют стоячие волны: $2\pi a_e = \alpha^{-1} \lambda_k$ (4).

Структура протона в работах И. Дмитриева объясняется максимумом энтропии при распределении одинаковых шаров в гексагональной структуре. В среде ДУХ она закономерно объясняется как сумма частиц, построенных в структуру, ограниченную параметром α^{-1} . Стабильная частица протон формируется из «блоков» – мезонов. В мюоне, формируемом из «первичных кирпичиков» – массонов («трёхосные» частицы), должно быть $3/\alpha = 411$ нормальных мест для размещения и непрерывного обмена поверхность/объём путём «перекачивания» массонов. Тогда число массонов в структуре должно быть $3/2\alpha = 205,6$. Мюон имеет массу $206,768 m_e$ [11] и его структура – это плотнейшая шарообразная упаковка из 207 массонов. Центральный массон определяет заряд $\pm e$ и спин $\pm 1/2$, а 206 взаимно компенсируются.

Пионы, как постулировано И. Дмитриевым, сформиро-

ваны из «двухосных» электронов и позитронов. Действительно, подобные частицы должны образовываться как первый этап формирования материи из квантов фонового излучения Вселенной в электромагнитном поле Солнца (объяснение аномальной температуры в его атмосфере) [5–9]. Это может происходить, когда «двухосные» кванты-тоны сворачиваются в поперечном поле в сферические структуры, сначала «двухосные», а затем – в «трёхосные». «Двухосные» частицы (бозоны, спин=0) не могут существовать в не связанном состоянии в среде с трёхмерным вихревым движением. Но сферическое волновое движение среды ДУХ создаёт их $\pm$ заряд, и они могут быстро объединяться в структуры.

И. Дмитриев приписывает «двухосным» частицам массу равную m_e [3]. При этом в соотношении их преобразования в «трёхосные» с испусканием нейтрино (безмассовый «одноосный» импульс) нет сохранения массы: $e_{-} + e_{++}^{+} \rightarrow e_{-++}^{-} + \nu^0$ (5).

Понятие массы, как меры инерции в среде, и заряда, как неотъемлемого атрибута массы, заставляют предположить, что масса и заряд этих «двухосных» частиц должны составлять $2/3$ от электронных. При этом закон сохранения массы и импульса в соотношении (5) соблюдается. Таким частицам не нужны «вакансии», и в плотной структуре возможно $3/\alpha = 411$ частиц. Масса частиц должна составлять $3/\alpha \cdot 2/3 = 274 m_e$, что соответствует пи-мезонам ($m_{\pi} = 273,210 m_e$ [11]). Их структура аналогична мюонам: центральная частица определяет заряд $\pm 2/3e$ и спин 0, а 272 частицы взаимно уравновешены.

Для связи в стабильную частицу между центральным мюоном и шестью пионами Природа «придумала» обменные «ядерные силы», когда одна или несколько частиц с ядерной частотой (более 10^{20} с^{-1}) находятся «на связи» частиц. Образование протонов в Солнечной короне может происходить, когда пионы при сближении образуют «трёхосную» частицу – массон по схеме (5). Образовавшийся в структуре пиона массон, вследствие иного типа волнового движения не может существовать в нём, и «выталкивается». Попадая в полевую структуру мюона, эта частица «своя» по волновой природе, но в заполненной структуре мюона лишний массон не нужен. Он опять возвращается в пион, и цикл продолжается. При непрерывном обмене частицами они «не существуют», а создают «энергию связи», «сильное взаимодействие». Массоны, связывающие 6 пионов с мюоном, уменьшают массу протона на 6 m_e . Для стабильности протона кроме связи с мюоном необходимо обеспечить связь между пионами. Она может быть обеспечена «ядерными силами» взаимообмена одним бозоном. Для замыкания структуры вокруг мюона потребуется 6 частиц с массой $4 m_e$. Итак, в протоне «ядерные силы» связи обеспечивают 12 частиц общей массой 10 m_e , а масса протона равна сумме масс частиц:

$$M_p = 6m_{\pi} + m_{\mu} - 10m_e = 6 \cdot 273,210 m_e + 206,768 m_e - 10 m_e = 1836,028 m_e \quad (6)$$

Полученное значение с высокой точностью соответствует известному значению $M_p = 1836,153 m_e$ [11]. Остальные его свойства также объясняются его структурой. Заряд

частицы $+e$ и спин $\pm 1/2$ определяются единственным, не скомпенсированным массон $^+$, занимающим, центральный узел в мюоне $^+$.

Современная физика не способна объяснить ни природу взаимодействий, ни значение массы. Представленная модель протона соответствует природной структуре и позволяет объяснить его стабильность. Взаимодействие всех материальных частиц происходят в результате резонанса (совпадения формы и частоты) через «облака» связанных с ними волновой среды ДУХ. Протон стабилен, так как защищён от материальных частиц и квантов оболочкой из пионов, имеющих иное волновое поле.

Гипотеза структуры нейтрона

Масса протона $1836,153$, а нейтрона $1838,683 m_e$ [11] т.е. на $2,530 m_e$ больше. И. Дмитриев предположил, что «в каждом нейтроне по сравнению с протоном обязательно содержится один лишний двухосный электрон e^-_2 ». Кроме того в нейтроне может содержаться ещё только одна электронейтральная пара двухосных частиц $(e^-_2 + e^+_2) \dots$ Средний состав нейтрона: $n_0 = p^+ + e^-_2 + 0,7655 (e^-_2 + e^+_2)$ [3].

Такая структура соответствует массе нейтрона при массе бозона, равной m_e , но не объясняет его свойства. Как бозон $^-$ в пионовом окружении центрального мюона может компенсировать заряд массона $^+$ в нём? Но есть единственный способ! Так как сила действия заряда максимальна в экваториальной плоскости частицы, то, по аналогии с атомом водорода, заряд массона $^+$ может скомпенсировать массон $^-$ (электрон) на волновой орбите, расположенной в экваториальной плоскости протона.

Орбитальный момент этого электрона («одна ось вращения») компенсирует заряд центрального массона в мюоне, а его «двухосное вращение» оказывается «своим» в пионовом облаке. Для компенсации этого момента в структуре нейтрона можно добавить 2 дополнительных бозона по одному в двух противоположно расположенных пионах. Эти «лишние» бозоны слабо связаны в структуре, и поэтому они могут и должны обеспечить обменную «ядерную» связь между пионами в протоне и нейтроне. Избыточный бозон в структуре нейтрона с ядерной частотой может занимать «вакансию» в соседнем пионе протона, вытесняя в нём другой бозон, возвращающийся в нейтрон.

Два избыточных бозона в нейтроне – это его «две руки», которые способны обеспечить крепкую связь с протонами в ядре. Так небольшие изменения в структуре

протона позволили Природе объединить отличающиеся частицы, создать из них 96 элементов и построить весь материальный МИР. Нейтрон в ядрах элементов, будучи частью оптимальной структуры, не только обеспечивает стабильность атомов, но и сам «спасается» от распада. Вне ядерной структуры нейтрон распадается с периодом полураспада 11,7 мин. «Слабое место» у нейтрона – волновая «токовая» оболочка – орбита электрона. Структура не оптимальная также вследствие наличия в «пионовой шубе» у двух из шести пионов по «лишнему» бозону. Эти особенности структуры – причины не стабильности нейтрона – «спонтанного» радиоактивного распада.

Заключение

Исходя из системности организации структур материального мира в не материальной онтологической среде дано объяснение физических понятий (материя, масса, заряд, энергия и т.д.) и природы взаимодействий. Свойства всех частиц и их взаимосвязи обусловлены непрерывным взаимодействием со средой, названной Действие, Упорядочивающее Хаос (ДУХ=«эфир», «физический вакуум»). Универсальные постоянные ($\hbar$, μ_0 , ϵ_0 , α) – это физические характеристики среды. Структуры частиц, построенные в соответствии с этими постоянными служат подтверждением достоверности представленных моделей. В поверхностных слоях звёзд из квантов фонового излучения Вселенной происходит рождение единственной в Природе элементарной частицы – массона (единство электрон/позитрон). Из этих частиц, в соответствии с постоянной тонкой структуры ($1/\alpha$), образуются мезоны, а из них – нуклоны. Структура протона из мюона и 6 пионов имеет массу, заряд и спин точно соответствующие его физическим характеристикам и объясняет его стабильность. Структура нейтрона отличается от протона наличием трёх частиц, обеспечивающих его связи с протонами в ядре, но также делает его не стабильным в свободном состоянии.

Развитие этих представлений о структуре материи способно дать мощный гносеологический толчок науке, и позволяет отказаться от множества мифов, постулатов, лжемоделей современной физики, а также от дорогостоящих экспериментов (бозоны Хиггса, кварки, масса нейтрино, струны и т.п.). Надеюсь, что в научном Томске эти идеи найдут конструктивных критиков и продолжателей для построения естествознания XXI века без постулатов, придуманных частиц и «полей» взаимодействия.

Литература

1. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. – М.: Рольф. 2002. – 576 с.
2. Дмитриев И.В. Определяющая роль конфигурационной энтропии в строении материи. Принцип максимума конфигурационной энтропии. – Самарское кн. изд-во. 1999. – 50 с.
3. Дмитриев И.В. Вращение по одной, двум или трём осям – необходимое условие и форма существования частиц физического мира. – Самарское кн. изд-во, 2001. – 225 с.
4. Поляков В.И. Экзамен на «Homo sapiens» (От экологии и макроэкологии... к МИРУ). – Саранск. Изд-во Мордовского университета, 2004. – 496 с.
5. Поляков В.И. ДУХ МИРА вместо хаоса и вакуума (Физическая структура Вселенной). // «Современные наукоёмкие технологии», 2004. – №4. – С.17–20.
6. Поляков В.И. Роль информации в мироздании. // «Современные наукоёмкие технологии», 2004. – №4. – С.21–24.
7. Поляков В.И. Электрон=позитрон?! // «Современные наукоёмкие технологии», 2005. – №11. – С.71–72.
8. Поляков В.И. Рождение материи. // «Фундаментальные исследования», РАЕ, 2007. – №12. – С.46–58.
9. Поляков В.И. Экзамен на «Homo sapiens – II». От концепций естествознания XX века – к естествопониманию. – ИД

- «Академия естествознания», 2008. – 596 с.
10. Структура нуклонов из единственной элементарной частицы. – «Успехи современного естествознания», 2010. – №6. – С.50–55.

11. Физические величины: Справочник. А.П. Бабичев, Н.А. Бабушкина, А.М. Братковский и др. / Под ред. И.С. Григорьева, Е.З. Мелихова. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 1232 с.

ОСНОВЫ ЕСТЕСТВОПОНИМАНИЯ СТРУКТУРЫ НУКЛОНОВ, ЯДЕР, СТАБИЛЬНОСТИ И РАДИОАКТИВНОСТИ АТОМОВ

В.И. Поляков

Технологический институт – филиал ФГБОУ ВПО «Ульяновская государственная сельскохозяйственная академия им. П.А. Столыпина», Димитровград, Россия, tiend@mail.ru, vip2033@vinf.ru

FUNDAMENTALS OF NATURAL PHILOSOPHY OF NUCLEONS AND NUCLEI STRUCTURE, STABILITY AND RADIOACTIVITY OF ATOMS

V.I. Polyakov

Institute of Technology – “Ulyanovsk State Academy of Agricultural Sciences named after P.A. Stolypin” branch in Dimitrovgrad, Russia

Abstract. Abandoning the relativity theory mathematical four-dimensional space and recognizing the Universe as the systematic unity of material structures and ontological massless wave environment allow understanding the nature of all types of interactions and systematic structure of nucleons, nuclei, atoms from the single particle – masson (electron/positron). Neutrons play the key role in forming and supporting the nuclei stability, alpha-particle being the main structural “unit”. Its stability is supported by two “boson-exchange” and electromagnetic bond between neutrons and protons. The schematics of the atom nuclei structure are presented based on the sequential regular addition of neutrons, n-p-n complex and alpha-particles at the minimal volume and the shape close to spherical. These nuclei structures correspond to the periods and groups of the Periodic Table of Elements and determine the atom properties. The reason for the nuclei decay is not optimal (compared to stable isotopes) structure: the excess of protons or neutrons, asymmetry, the presence of the n-p unbalanced pair. The nuclei alpha-structure explains the reasons, stages and energy balance of all types of radioactive decay.

От естествознания XX века к естествопониманию XXI века

В основе современной физики и всего естествознания положены постулаты теории относительности (ТО) А. Эйнштейна. В действительности основные её положения десятилетиями разрабатывали и публиковали Ж.А. Пуанкаре и Х.А. Лоренц. Великий математик Пуанкаре был также основателем философского течения «конвенционализм», согласно которому законы Природы формируются как согласованное мнение учёных. Хотя множество учёных начала XX века придерживались теории «эфира» (Х. Лоренц, Д. Максвелл, М. Фарадей, Д. Томсон, Ф.Э.А. Ленард, Э. Резерфорд, Н. Тесла...), благодаря финансовой поддержке, ТО была признана основой наук. Учёные согласились, что «могут быть колебания, хотя нет того, что колеблется» (Н.А. Дмитриев). К концу века были опубликованы тысячи статей и книг, срывающих «фиговые листики» с позора ТО (А. Гришаев), и предлагающих новые концепции, но они отвергаются академической наукой. А.И. Заказчиков обобщил в таблице 116 экспериментальных доказательств ошибочности постулатов и выводов ТО и сформулировал приговор: «Эта теория – величайший абсурд, где-то предвосхищающий библейский вздор... это полное презрение здравомыслия» [2]. Среде «эфир» он предложил название «живая материя». Дальнейшее обобщение новых знаний потребовало выделить материю из не материальной среды, для определения сущности которой предложено назва-

ние «Действие, Упорядочивающее Хаос» – ДУХ. [3, 4].

«Действие» среды – все виды взаимодействия с материальным – формирует структуры. Формирование структур первого уровня материального мира: массон – мезон – протон в соответствии с природными законами и универсальными постоянными было представлено в докладе [5]. Также в среде ДУХ по схеме: «частица-блок-система» формируется второй уровень материального мира: нуклоны – ядра – атомы. Структуры ядер определяют структуру атомов и их свойства, главное из которых – жизнеспособность.

Радиоактивность естественная и рукотворная

Определение радиоактивности, как «способности некоторых атомных ядер самопроизвольно (спонтанно) превращаться в другие ядра с испусканием различных видов радиоактивных излучений» [6] – антинаучно. Какие это некоторые? Почему «спонтанно»?

Причина распада ядер – не оптимальная по сравнению со стабильными изотопами структура. 83 элемента от водорода до висмута (последующие Po, At, Rn, Fr, Ra, Ac, Th, Pa, U, Np, Am, Cm и т.д. – не имеют стабильных изотопов) имеют 256 стабильных изотопов и 1 588 радиоактивных [7]. Среди радиоактивных изотопов многие имеют периоды полураспада ($T_{1/2}$), превышающие теоретический возраст Вселенной ($1,6 \times 10^{10}$ лет – свидетельство теории боготворения). Например, $T_{1/2}$ (лет) составляет ${}^{37}\text{Rb}^{50} - 4,8 \times 10^{16}$, ${}^{48}\text{Cd}^{113} - 9,3 \times 10^{15}$, ${}^{49}\text{In}^{115} - 4,41 \times 10^{14}$, ${}^{57}\text{La}^{131} - 1,28 \times 10^{11}$.

${}^{144}_{60}\text{Nd}$ – $2,4 \cdot 10^{15}$ и т.д. [7]. Распад через миллиарды-миллиардов лет подтверждает мнение В.И. Вернадского, что «все атомы бренны»: «Закономерная бренность химических элементов, их генетическая связь, происхождение одного от другого выявляются только при изучении их как атомов... Для каждого рода атомов есть своя неизменная череда... Процесс закономерной бренности атомов неизбежно и непреодолимо происходит.... Беря историю любого атома в космическое время, мы видим, что он через определённые промежутки времени, сразу, одинаковыми скачками, в направлении полярного вектора времени переходит в другой атом, другой химический элемент» [1]. Распад атомов закономерен как и любой системно организованной структуры. Атомы закономерно образуются, существуют в течение периода, определяемого их свойствами, а затем переходят на другой системный уровень.

В Природе нет абсолютно стабильных изотопов, а среди известных около 2000 радиоактивных изотопов с периодами полураспада от микросекунд до миллионов лет абсолютное большинство являются «рукотворными». Они получены в ядерных реакторах, в ускорителях, в исследованиях цепочек распада. Это «осколки» от деления более стабильных изотопов элементов, и поэтому они не могут иметь оптимальную структуру. От количества «дефектов» зависит продолжительность их жизни. При увеличении или уменьшении количества нейтронов в ядрах по сравнению со структурой стабильного изотопа, период полураспада осколков уменьшается от годов и дней до микросекунд.

Стабильность атомов

Признавая закономерность распада всех атомов, можно ограничить понятие стабильности периодом полураспада более миллиона лет. Это позволит меньше пугать население очень малой радиоактивностью урана и не разрабатывать специально реакторы-дожигатели долгоживущих трансурановых элементов. У 299 стабильных изотопов число нейтронов всегда больше или равно числу протонов, а 231 изотоп имеет чётное число нейтронов (77,3 %) [7]. Все изотопы элементов, имеющие наибольшее распространение в Природе, имеют чётное число нейтронов (исключение Be^4 и N^7). Подавляющее число стабильных изотопов с чётным числом нейтронов и незначительное число нечётно-чётных ядер (3 %) свидетельствуют о предпочтительности связи протона с двумя нейтронами и отсутствии протон-протонных связей. Предполагаемая в ядерной физике зарядовая независимость ядерных сил не соответствует реальности.

Стабильность атомов определяется структурой ядра, а каркас ядер формируют связи нейтрон-протон. Нейтроны играют главную роль в обеспечении стабильности ядер элементов. Их природная структура [5] создана так, что они способны разделять протоны и скрепляться с ними «ядерными» силами. Каждый нейтрон может обменом двух бозонов удерживать 2 протона (пример, He^3). При росте числа протонов в тяжёлых ядрах для компенсации электрических сил отталкивания количество нейтронов растёт.

Альфа-структура атомных ядер

Современная физика предлагает для описания структуры ядер капельную, оболочечную, оптическую и другие модели, но они не объясняют свойства ядер, причины их стабильности и радиоактивности. На основе понимания системности организации материи в не материальной среде можно предложить модель «блочного строительства» структуры нуклонов в ядрах всех элементов.

Анализ зависимости количества изотопов стабильных элементов от чётности нейтронных и нейтронно-протонных связей позволяет предполагать, что основной структурной единицей («блоком») является ядро атома гелия – альфа-частица. Гелий – основной элемент космологического нуклеосинтеза [7] потому, что альфа-частицы являются оптимальной структурой прочно связанных двух пар частиц. Альфа-частицы – идеальный «блок» для формирования ядер всех элементов. Это очень компактная, крепко связанная шарообразная структура, которую геометрически можно представить как вписанный в сферу куб с узлами в противоположных диагоналях из 2 протонов и 2 нейтронов. Каждый из нейтронов имеет две «ядерно-обменные» связи с двумя протонами. Дополнительную электромагнитную связь нейтрона с протонами обеспечивает орбитальный электрон в структуре нейтрона. Взаимное притяжение протона и нейтрона подтверждается значениями их магнитных моментов: $\mu(p) = 2,793 \mu_N$, $\mu(n) = -1,913 \mu_N$ (μ_N – ядерный магнетон Бора) [7].

Силы взаимодействия зарядов являются центральными, и потому наиболее сильны на малых расстояниях. Тезисы ядерной физики об отсутствии кулоновских сил на расстояниях действия ядерных сил – миф. Это следует из понимания того, что заряд в среде ДУХ есть сила, создаваемая её движением вокруг частицы, а взаимодействие – волновое. При сближении двух протонов в экваториальной плоскости это движение направлено противоположно и приводит к их взаимному отталкиванию, но при сближении двух протонов, сдвинутых по оси, движение среды между ними происходит в одном направлении, способствуя сближению. Но из-за взаимодействия их полевых оболочек сближение невозможно на расстояние ближе этой оболочки, которая известна как «комптоновская» длина волны. $\lambda_K(p) = 1,3214 \times 10^{-15}$ м, а $\lambda_K(n) = 1,3196 \times 10^{-15}$ м. Так в альфа-частицах возможно сближение нуклонов, а бозоно-обменные силы между протонами и нейтронами дополняются электромагнитными. Из стабильных альфа-частиц с помощью нейтронов формируются стабильные структуры ядер.

В ядрах с нечётным числом протонов, когда в предшествующем чётном ядре связи уравновешены, появление дополнительного протона не возможно. Начиная с ядра кислорода в последующих ядрах, прибавление протона происходит по схеме п-р-п, что позволяет протонам встраиваться в нейтронный скелет ядра. Предполагаемые схемы структуры ядер на основе альфа-частиц (α) и блока п-р-п. представлены в табл. 1.

Принципы построения структуры ядер: минимальный объём, форма, близкая к сферической (${}^4_2\text{Be}_8$ из двух аль-

Таблица 1. Предполагаемая структура ядер (плоская проекция) основных изотопов стабильных атомов из альфа-частиц (α) в зависимости от соотношения количества протонов (p) и нейтронов (n): ${}_pA_n$

${}_1^1\text{H}_0$	${}_2^2\text{He}_0$						
p	α						
${}_3^4\text{Li}_1$	${}_4^9\text{Be}_5$	${}_5^{10}\text{B}_5$	${}_6^{12}\text{C}_6$	${}_7^{14}\text{N}_7$	${}_8^{16}\text{O}_8$	${}_9^{19}\text{F}_{10}$	${}_{10}^{20}\text{Ne}_{10}$
$n p n$ α	n $\alpha \alpha$	$n p n$ $\alpha \alpha$	α $\alpha \alpha$	α $\alpha \alpha$ $n p$	α $\alpha \alpha$ α	α $\alpha n p n \alpha$ α	α $\alpha \alpha \alpha$ α
${}_{11}^{23}\text{Na}_{12}$	${}_{12}^{24}\text{Mg}_{12}$	${}_{13}^{27}\text{Al}_{14}$	${}_{14}^{28}\text{Si}_{14}$	${}_{15}^{31}\text{P}_{16}$	${}_{16}^{32}\text{S}_{16}$	${}_{17}^{35}\text{Cl}_{18}$	${}_{18}^{36}\text{Ar}_{18}$
$\alpha n p n$ $\alpha \alpha \alpha$ α	$\alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha$ α	$\alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha$ $\alpha n p n$	$\alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha$	$\alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha n p n$ $\alpha \alpha$	$\alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha$	$\alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha n p n$ $\alpha \alpha$	$n \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $n \alpha \alpha n$
${}_{19}^{39}\text{K}_{20}$	${}_{20}^{40}\text{Ca}_{20}$	${}_{21}^{45}\text{Sc}_{24}$	${}_{22}^{48}\text{Ti}_{26}$	${}_{23}^{51}\text{V}_{28}$	${}_{24}^{52}\text{Cr}_{28}$	${}_{25}^{55}\text{Mn}_{30}$	${}_{26}^{56}\text{Fe}_{30}$
$\alpha \alpha n p n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha$	$\alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha$	$\alpha \alpha n p n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha n p n$	$n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha$	$n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha n p n$	$n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$	$n \alpha \alpha \alpha n p n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$	$n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $n \alpha \alpha \alpha n$
${}_{27}^{59}\text{Co}_{32}$	${}_{28}^{60}\text{Ni}_{32}$	${}_{29}^{63}\text{Cu}_{34}$	${}_{30}^{64}\text{Zn}_{34}$	${}_{31}^{69}\text{Ga}_{38}$	${}_{32}^{72}\text{Ge}_{40}$	${}_{33}^{75}\text{As}_{42}$	${}_{34}^{76}\text{Se}_{42}$
$n p n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $n \alpha \alpha \alpha n$	$n p n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $n p n$	$n \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $n p n$	$n \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $n \alpha n$	$n \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha n p n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha n$	$n \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha n$	$n \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha n p n$	$n \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n n \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha n n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha n$
${}_{35}^{79}\text{Br}_{44}$	${}_{36}^{80}\text{Kr}_{44}$	${}_{37}^{85}\text{Rb}_{48} \dots$		$\dots {}_{54}^{136}\text{Xe}_{82}$		${}_{55}^{137}\text{Cs}_{82} \dots$	
$n \alpha n n p n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $\alpha \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha n$	$n \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n n \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha n n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha n$	$n p n$ $n \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha n$		$n \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n n \alpha \alpha \alpha n n \alpha \alpha n n$ $n n \alpha \alpha n \alpha \alpha n \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha n n \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha n$ $n \alpha n$		$n \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha n$ $n n \alpha \alpha \alpha n p n \alpha \alpha n n$ $n \alpha \alpha n n \alpha \alpha n n \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha \alpha n n \alpha \alpha n$ $n \alpha \alpha n$ $n \alpha n$	

фа-частиц не существует из-за формы), системно организованное в периодах последовательное прибавление нейтронов, комплекса n - p - n и альфа-частиц. Представленный вариант альфа-структуры ядер без всяких глюонов объясняет силы взаимосвязи, основанные на определяющей роли нейтронов в формировании ядер. Альфа-структуры ядер позволяют проследить свойства атомов элементов: соответствие заполнения оболочек периодам в таблице Менделеева, завершенность структуры инертных газов, особая стабильность и распространённость в природе элементов O, C, Si, Mg, Ca, симметричная структура ядер ферромагнетиков. При увеличении числа протонов для их удержания с ${}_{34}^{76}\text{Se}_{42}$ вводится дополнительная защита двумя внешними нейтронами, а в следующем периоде (пример – ${}_{54}^{136}\text{Xe}_{82}$) пары нейтронов, скрепляющие альфа-частицы, по-

являются во внутренней структуре ядер.

Структуры радиоактивных изотопов отличаются не симметричностью, наличием не уравновешенной пары n - p . Период полураспада изотопов тем меньше, чем больше их структура отличается от оптимальной. Радиоактивность изотопов с большим числом протонов объясняется тем, что обменные и электромагнитные силы нейтронов уже не способны удерживать суммарный заряд протонов. Радиоактивность изотопов с большим числом нейтронов объясняется их излишеством для оптимальной структуры.

В табл. 1 представлены структуры ядер атомов от водорода до криптона. Дальнейшие V и VI периоды элементов могут быть смоделированы по подобным схемам с учётом того, что увеличение числа протонов и размеров ядер потребует увеличения числа нейтронов во внутреннем

Таблица 2. Ядерные оболочки элементов и периоды в таблице Д.И. Менделеева

Ядерная оболочка	Периоды в таблице Менделеева		Число элементов	Отношение n/p	
				Среднее	Максимальное
1	I, II и III	(${}_1^1\text{H} - {}_{18}^{40}\text{Ar}$)	18	1,073	1,22222
2	IV	(${}_{19}^{39}\text{K} - {}_{36}^{86}\text{Kr}$)	18	1,204	1,33333
3	V	(${}_{37}^{85}\text{Rb} - {}_{54}^{136}\text{Xe}$)	18	1,349	1,44444
4	VI	(${}_{55}^{137}\text{Cs} - {}_{83}^{209}\text{Bi}$)	29 из 32	1,471	1,537
5	VII	(${}_{90}^{232}\text{Th}, {}_{92}^{238}\text{U}, {}_{93}^{237}\text{Np}, {}_{94}^{242}\text{Pu}, {}_{96}^{248}\text{Cm}$)	5	1,573	1,656

каркасе ядер парами между альфа-частицами. Плоская проекция структуры ядер (табл. 1) лишь частично отражает реальную, шарообразную. Для приближения к ней можно представить расположение блоков альфа-частиц и n - p в виде оболочек, соответствующих периодам таблицы Менделеева (табл. 2).

Элементы после ^{82}Pb не стабильны. 41 альфа-частица в структуре свинца формируют электрический заряд, который для сохранения стабильности ядер требует силы дополнительных 40–44 нейтронов. Соотношение количества нейтронов и протонов $n/p > (1,4 \pm 1,6)$ – предел стабильности для тяжёлых ядер. В VII периоде таблицы ($n/p = 1,656$) только 5 элементов, которые можно условно считать стабильными. Периоды полураспада ядер после 103 «элемента» – от минут до микросекунд. Эти «элементы» не могут сохранить структуру ядра и, тем более, создать электронную оболочку атома. Их не должно быть в таблице Менделеева! Вряд ли стоит тратить средства и время учёных на их поиск. «Острова стабильности» быть не может!

Причины «не спонтанного» распада

Причиной «не спонтанного» радиоактивного распада ядер является не оптимальная структура. Недостаток нейтронов для удержания протонов в структуре или избыток нейтронов после связывания всех протонов в единый каркас чреват развалом систем по схеме бета⁺ или бета⁻, а тяжёлые ядра с избытком протонов испускают альфа-частицы, «омолаживаясь» на 2 заряда. Альфа-структура ядер позволяет объяснить причины всех видов радиоактивного распада.

Альфа-распад. «Согласно современным представлениям альфа-частицы образуются в момент радиоактивного распада при встрече движущихся внутри ядра двух протонов и двух нейтронов... вылет альфа-частицы из ядра возможен благодаря туннельному эффекту через потенциальный барьер высотой не меньше 8,8 МэВ» [6]. Всё происходит случайно: движение, встреча, формирование, набор энергии и вылет через некий барьер. В соответствии с альфа-структурой ядер для их вылета нет барьеров. Когда сила суммарного заряда всех протонов превышает бозоно-обменные силы сдерживания всех нейтронов, ядро сбрасывает альфа-частицу, наименее связанную в структуре. Появление возможности альфа-распада зависит от структуры ядер. Он проявляется при 32 альфа-частицах в ядре ^{64}Gd ($n/p = 1,31$), и становится необходимым от ^{84}Po ($n/p = 1,476 \pm 1,595$).

β^+ -распад. В ядерной физике «процесс β^+ -распада протекает так, как если бы один из протонов ядра превратился в нейтрон, испустив при этом позитрон и нейтрино: ${}^1_1\text{p} \rightarrow {}^1_0\text{n} + {}^0_{+1}\text{e} + {}^0_0\nu_e$... Так как масса протона меньше, чем у нейтрона, то такие реакции для свободного протона наблюдаться не могут. Однако, для протона, связанного в ядре, благодаря ядерному взаимодействию частиц, эти реакции оказываются энергетически возможными» [6]. Объяснения процесса реакции, появления позитрона в ядре и увеличение массы на $2,5 m_e$ для превращения протона в нейтрон физика заменила постулатом: «процесс возможен». Такая

возможность объясняется альфа-структурой.

Рассмотрим классическую схему распада: ${}^{15}_{15}\text{P} \rightarrow {}^{14}_{14}\text{Si}_{16} + {}^0_{+1}\text{e} + {}^0_0\nu_e$. В соответствии с (табл. 1) структура стабильного изотопа ${}^{15}_{16}\text{P}$ (7α - n - p). Структура изотопа ${}^{15}_{15}\text{P}$ – (7α - n), но связь (n - p) в структуре – слабая, поэтому период полураспада 2,5 мин. Схема распада может быть представлена в несколько этапов. Слабо связанный протон выталкивается зарядом ядра, но «хватается» за нейтрон альфа-частицы и разрушает её с освобождением 4-х бозонов-связи. «Двухосные» бозоны не могут существовать в среде ДУХ и преобразуются в «трёхосные» мессонеры с разными моментами (+ и –; электрон и позитрон) с испусканием нейтрино и антинейтрино по схемам β^- : $(e^- + e^+ \rightarrow e^- + e^+ + \nu^0)$ и β^+ : $(e^- + e^+ \rightarrow e^- + e^+ + \nu^0)$ [5]. Позитрон выталкивается из ядра, а электрон на орбите вокруг мюона – бывшего протона компенсирует его заряд, превращая в нейтрон [5]. Предполагаемая схема реакции: $(7\alpha$ - n) $\rightarrow (6\alpha$ - n - p - n - p - n - p + $2e^- + 2e^+$) $\rightarrow \{(6\alpha) + (nnp) + n + (p-e^-)\} + e^+ + \nu^0 + \nu^0 \rightarrow (7\alpha$ - $nn) + e^+ + \nu^0 + \nu^0$. Схема объясняет причину и процесс распада ${}^{15}_{15}\text{P}$ (7α - n) в стабильный изотоп ${}^{14}_{16}\text{Si}_{16}$ (7α - nn), а также изменение массы частиц и предполагает испускание 2-х импульсов: нейтрино и антинейтрино.

β^- -распад. «Поскольку электрон не вылетает из ядра и не вырывается из оболочки атома, было сделано предположение что β^- -электрон рождается в результате процессов, происходящих внутри ядра...» [6]. Альфа-структура ядер позволяет понять этот процесс. Он характерен только для ядер, имеющих в своей структуре количество нейтронов, большее, чем у стабильных изотопов этого элемента. Чем больше «лишних» нейтронов, тем вероятнее распад ядра. В структуре стабильных ядер со сформированной структурой альфа-частиц (чётно-чётное) ядро следующего стабильного изотопа прирастает «блоком» n - p - n (табл. 1). Следующий по массе за ним изотоп содержит ещё один «лишний» в структуре нейтрон. Но блок n - p - n для того и создан Природой с массой нейтрона больше, чем протона и наличием орбитального электрона. Нейтрон может быстро «сбросить» электрон, став протоном, и сформировать стабильную альфа-структуру: $nnp + (n \rightarrow p) = nnp = \alpha$. Электрон и антинейтрино уносят избыток массы и энергии.

ε -захват. Этот способ радиоактивности объясняется также просто. При недостатке нейтронов для стабильной структуры излишний заряд протонов притягивает орбитальные электроны, и ядро закономерно захватывает электрон с одной из внутренних оболочек атома, испуская нейтрино. Протон в ядре превращается в нейтрон.

Заключение

Представленная модель альфа-структуры ядер элементов позволяет объяснить закономерности образования ядер, их стабильность, причины, стадии и энергетический баланс всех видов радиоактивного распада. Она является результатом представления о системности структур материального мира из единственной материальной частицы. Структуры протонов, нейтронов, ядер и атомов элементов в их неразрывной связи с не материальной онтологической

волновой средой, основанные на универсальных постоянных, настолько хорошо объясняют все свойства и все взаимодействия, что дальнейшее существование в XXI веке физических теорий, основанных на постулатах ТО, является

позором для НАУКИ. Призываю аспирантов и учёных критически отнестись к анализу теорий естествознания и способствовать развитию науки на основе единства материального и не материальной среды.

Литература

1. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. – М.: Рольф, 2002. – 576 с.
2. Заказчиков А.И. Живая материя. Фундаментальная физика с литературными вставками. – М.: РОХОС, Серия «Relata Refero», 2005. – 288 с.
3. Поляков В.И. Экзамен на «Homo sapiens» (От экологии и макроэкологии... к МИРУ). – Саранск. Изд-во Мордовского университета, 2004. – 496 с.
4. Поляков В.И. Экзамен на «Homo sapiens – II». От концепций естествознания XX века – к естествопониманию – ИД «Академия естествознания», 2008. – 596 с.
5. Поляков В.И. Почему стабильны протоны и радиоактивны нейтроны? – Материалы IV Международной конференции «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека», Томск, 4–8 июня 2013.
6. Трофимова Т.И. Курс физики: учебное пособие для вузов. 17-е изд. – М.: «Академия», 2008. – 560 с.
7. Физические величины. Справочник. А.П. Бабичев, Н.А. Бабушкина, А.М. Братковский и др. Под ред. И.С. Григорьевой, Е.З. Мелихова. – М.: Энергоатомиздат, 1991. – 1232 с.

О ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ НАЗЕМНЫХ ГАММАСПЕКТРОМЕТРИЧЕСКИХ МЕТОДОВ ПРИ ПОИСКЕ МЕСТОРОЖДЕНИЙ ЦВЕТНЫХ И БЛАГОРОДНЫХ МЕТАЛЛОВ

М.В. Попов, И.С. Соболев

Томский политехнический университет, 634050, г.Томск, пр. Ленина, 30, Россия, PopovMikhailV@yandex.ru

TOWARDS THE CAPACITIES OF GAMMA RAY SPECTROMETRY SURVEY METHODS IN PROSPECTING FOR NON-FERROUS AND PRECIOUS METAL DEPOSITS

M.V. Popov, I.S. Sobolev

National Research Tomsk Polytechnic University, 634050, Tomsk, Lenin Avenue, 30, PopovMikhailV@yandex.ru

Abstract. The article focuses on the capacities of the surface spectral gamma-ray logs in prospecting and exploration for non-ferrous and precious metal deposits. As an example it considers the results of surface exploration activities carried out on the Kingashskoe copper-nickel field which contains precious metal mineralization.

Кингашское месторождение расположено в Саянском районе Красноярского края в 90 км к юго-востоку от районного центра с. Агинское.

В геологическом плане Кингашское месторождение располагается в пределах Канской глыбы, которая вместе с входящим в её состав одноименным зеленокаменным поясом (КЗП) представляют собой часть Саянской никель-платиновой провинции в южном и западном обрамлении Сибирской платформы. Глубокие троговые прогибы в супракрустальном гнейсовом основании заполнены вулканогенным и осадочным материалом, куда по пластовым и трубчатым каналам позднее внедрились магматические расплавы, богатые Fe, Mg, и Ca. Именно с ними связаны сульфидно-никелевые руды, определяющие металлогенический профиль провинции. [1].

Рудоносный Кингашский массив представлен основными и ультраосновными породами – ультрамафитами и габброидами с преобладанием первых. (Рис. 1).

Ключевую роль в образовании богатых эпигенетических руд играют дайки кислого состава, внедрившиеся в рудоносные массивы. Именно по контакту дайковых тел и образовались богатые руды – от крупно вкрапленных до сливных.

Ранее в районе были проведены аэрогеофизические работы, в том числе и аэрогаммаспектрометрия [2]. По

результатам работ была построена карта изолиний содержания естественных радиоактивных элементов (ЕРЭ), в частности тория, в пределах изучаемой площади (Рис. 2).

Ультраосновные и основные массивы на этой территории в аэрогамма поле контролируются участками низкого содержания ЕРЭ, что типично для интрузивных пород этого состава.

Низкая радиоактивность гипербазитовых массивов, которые могут быть рудоносными, делает возможным применение гамма спектрометрии в комплексе аэрогеофизических работ с целью картирования их границ.

В пределах Кингашской площади выделяют два магматических комплекса ультраосновных пород: Кингашский и Идарский. В магнитном поле они практически не различаются, однако, все залежи руд связаны только с Кингашским габбро-перидотит-дунитовым комплексом ($v\beta AR_2kin$), идарский дунит-гарцбургитовый комплекс σAR_2id – безрудный.

Задачами комплексных наземных геофизических и геохимических работ, в состав которых входила гаммаспектрометрия, являлись заверка аэрогеофизических аномалий и их разбраковка по принадлежности к рудоносным и безрудным.

В ходе этих работ были выявлены некоторые различия в характеристиках распределения ЕРЭ между гипербази-

тами Кингашского и Идарского комплексов.

Методические гаммаспектрометрические работы проводились по профилям, которые проходили по рудоносной части Кингашского массива (ПР13а-13), по рудоносной части, перекрытой габброидами (ПР14), и по безрудному массиву (ПР17).

На рис. 3 и рис. 4 представлены результаты профильных гаммаспектрометрических работ, которые проводились ООО «ГеоСервис» в августе 2004 г., по профилям 13а-13, 14 и 17, а также разрезы по профилям 13а-13 и 14. Предваряя анализ полученных результатов, следует кратко сказать о генезисе богатых медно-никелевых руд Кингашского месторождения.

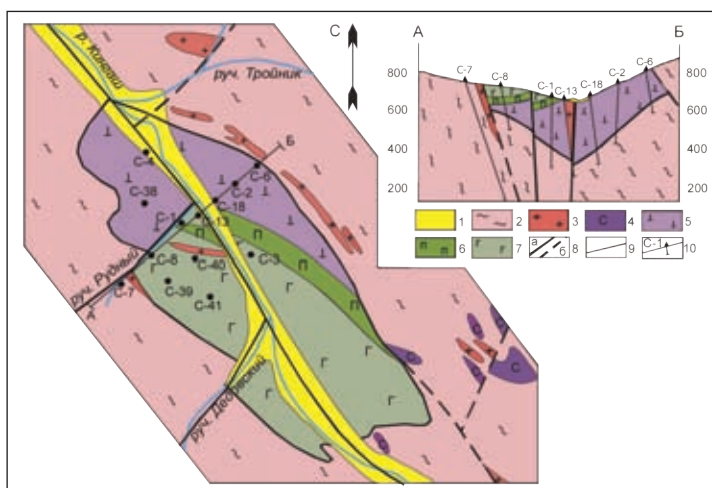
Концентрация полезных компонентов в одноименном гипербазитовом массиве высока, однако они представляют собой либо мелко-, либо тонковкрапленные убогие по содержанию меди, никеля и благородных металлов руды, не имеющие промышленной ценности. Но в результате внедрения даек кислого состава такие руды изменяются, превращаясь вдоль контакта в богатые крупновкрапленные и, зачастую, в сливные [4].

Профиль 13а-13 проходит по рудоносной части Кингашского массива. Отчетливо наблюдаются положительные максимумы содержания ЕРЭ над областями внедрения магмы кислого состава.

Профиль 14 проходит своей юго-западной частью по габброидам, перекрывающим рудоносный массив, к северо-востоку – непосредственно по руде, что находит свое отображение на графиках накопления ЕРЭ. При низких значениях уровней накопления ЕРЭ наблюдаются положительные максимумы, говорящие о наличии интрузивных тел кислого состава.

Анализ ПР17, проходящего по ультраосновному массиву, показал, что графики накопления ЕРЭ имеют похожую форму с графиками, характерными для Кингашского типа оруденения. Однако, абсолютные значения, в частности уровни накопления урана, больше схожи со значениями ПР14, с его юго-западной частью, которая в основном проходит по габброидам, не подвергшимся эпигенетическим изменениям. Это позволяет сделать вывод о том, что ПР17 пересекает тело габброидов, малоперспективных на выявление медно-никелевого оруденения. Однако, на графиках есть положительный максимум, говорящий о возможном наличии областей слабого обогащения. Но совершенно очевидно, что это руды другого типа, менее богатые, чем руды Кингашского месторождения. Этот вывод был подтвержден при оценочных работах, а том числе при изучении керна буровых скважин.

Результаты этих опытно-методических ра-



1 – четвертичные отложения; 2 – вмещающие Кингашский массив породы: гнейсы, амфиболиты, мраморы; 3 – гранитоиды; 4 – серпентиниты; 5 – ультрамафиты, рудоносные; 6 – клинопироксениты; 7 – габброиды; 8 – тектонические нарушения: а) достоверные, б) предполагаемые; 9 – геологические границы; 10 – местоположение скважин и их номер.

Рис. 1. Схематическая геолого-структурная карта района Кингашского месторождения (по [3])

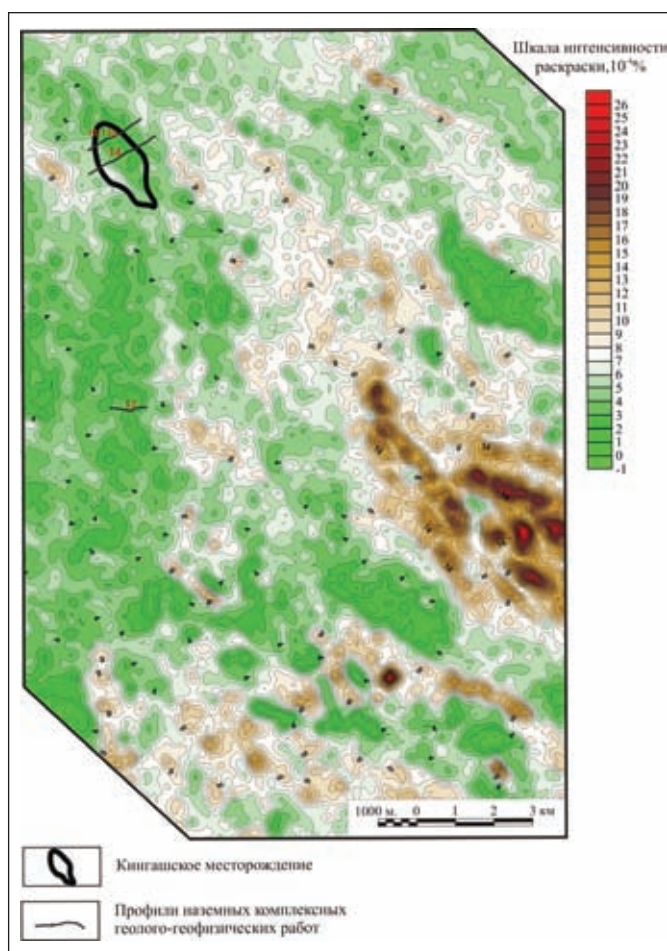


Рис. 2. Положение профилей гамма-спектрометрической съемки в поле изоконцентрат тория (по [2])

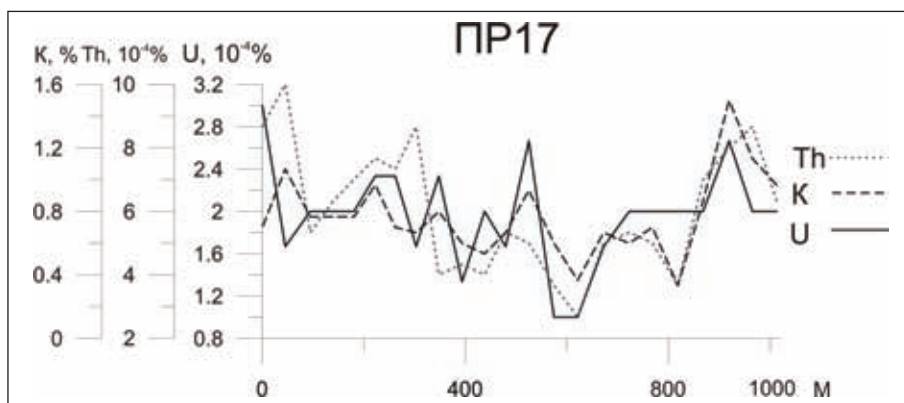
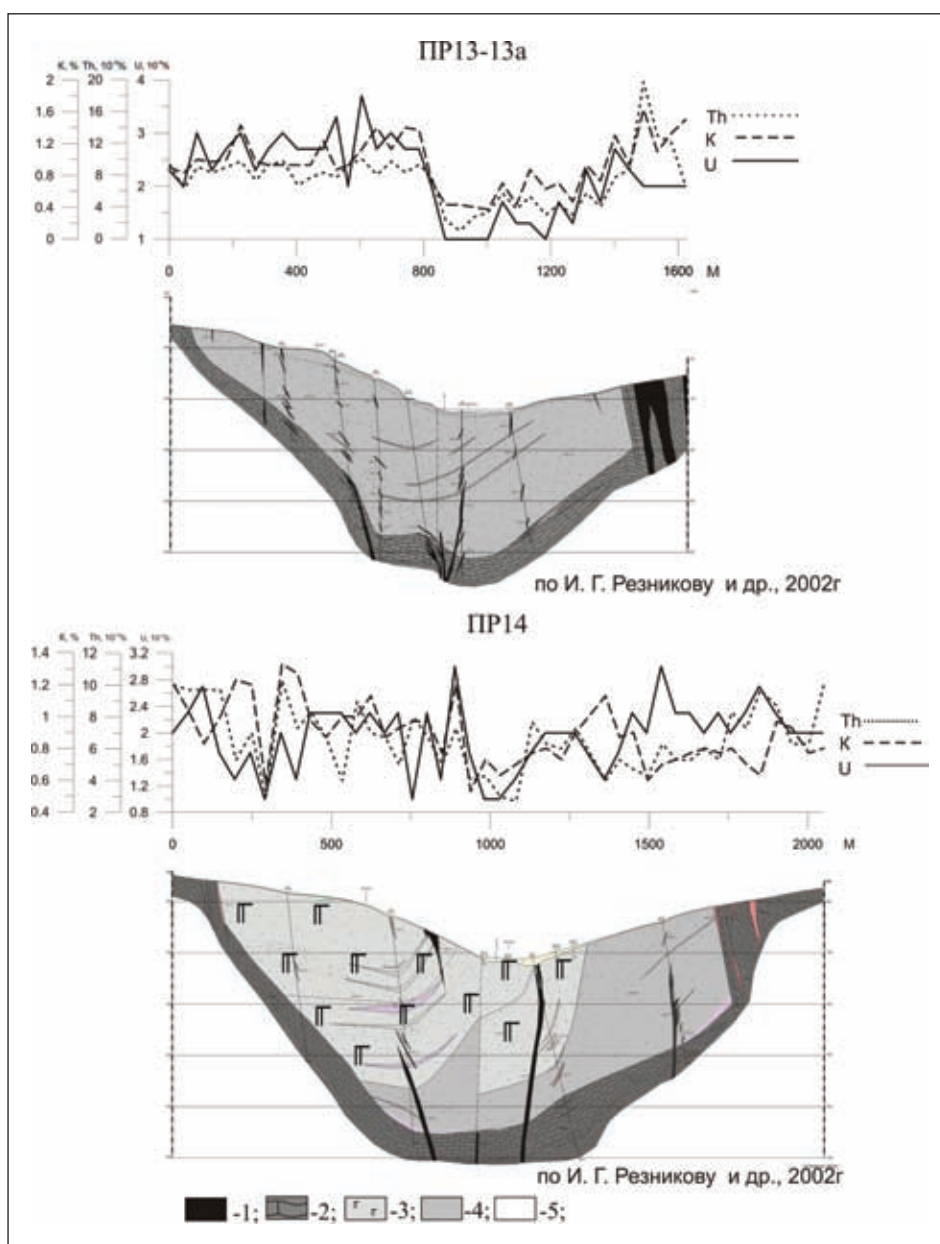


Рис. 3. Результаты наземных гаммаспектрометрических работ по ПР17. (безрудный массив)



1 – гранитоиды; 2 – гнейсы; 3 – габброиды; 4 – гипербазиты (руда); 5 – четвертичные отложения.

Рис. 4. Результаты наземных гаммаспектрометрических работ и разрезы по пройденным профилям 13–13а и 14

бот, проведенных на эталонном Кингашском месторождении и смежных площадях, показали, что наземные гамма-спектрометрические работы способны решать вполне конкретные задачи, такие как:

- геологическое картирование ультраосновных массивов;
- выделение среди них массивов, перспективных на медно-никелевое оруденение.

В результате проведенных работ были рекомендованы следующие поисковые критерии:

- для геологического картирования ультраосновных массивов – явно пониженные по отношению к фону значения

уровней накопления ЕРЭ;

- для выделения рудоперспективных участков – наличие на фоне пониженных значений уровней накопления ЕРЭ положительных аномалий.

Обобщая выявленные поисковые критерии можно сделать вывод, что чем ниже фоновые значения уровней накопления радиоактивных элементов и чем больше значения локальных максимумов в пределах отрицательных аномалий, тем выше перспективность участка на предмет обнаружения оруденения кингашского типа.

Литература

1. Глазунов О.М. Генезис и перспективы медно-никелево-платиноидного оруденения в саянской металлогенической провинции. Поиски и разведка месторождений полезных ископаемых: материалы научной конференции. – Томск: ТПУ, 2000. – С. 40–43.
2. Кирплук П.В., Лазарев Ф.Д., Ромашко В.В. и др. Комплексная аэрогеофизическая съемка масштаба 1:25 000 на канской площади. – Норильск, 2005. – 103 с.
3. Резников И.Г., Третьяков Н.А., Прохорова В.А. и др. Оценочные работы на медно-никелевые руды и благородные металлы на Кингашском месторождении. – Красноярск, 2002. – 281 с.
4. Сердюк С.С., Кириленко В.А., Ломаева Г.Р. и др. Геология и перспективы сульфидного Pt-Cu-Ni оруденения восточной части Алтае-Саянской складчатой области. – Красноярск: изд. «Город», 2010. – 184 с.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) В ПОЧВАХ КОСМОДРОМА «ВОСТОЧНЫЙ» И ПРИЛЕГАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ (АМУРСКАЯ ОБЛАСТЬ)

А.В. Пузанов¹, С.Н. Балыкин¹, А.В. Салтыков¹, И.А. Алексеев², Д.Н. Балыкин¹

¹Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, Россия, puzanov@iwep.asu.ru

²Благовещенский государственный педагогический университет, Благовещенск, Россия

NATURAL RADIONUCLIDES (^{238}U , ^{232}Th , ^{40}K) IN SOIL OF THE VOSTOCHNY COSMODROME AND ADJACENT TERRITORY (THE AMUR REGION)

A.V. Puzanov¹, S.N. Balykin¹, A.V. Saltykov¹, I.A. Alekseev², D.N. Balykin¹

¹Institute for Water and Environmental problems SB RAS, Barnaul, Russia, puzanov@iwep.asu.ru

²Blagoveschensk State Pedagogical University, Blagoveschensk, Russia

Abstract. The soils within the area of the Vostochny cosmodrome and the adjacent territory were investigated. The main physicochemical properties and granulometric composition was determined. The average specific activity of the natural uranium and thorium isotopes corresponds to its background level. All the soils under the study show high level of potassium content.

Согласно физико-географическому районированию территория проектируемого космодрома находится в пределах Амуро-Сахалинской физико-географической страны, Амуро-Зейской провинции [5, 8, 10]. Амуро-Зейское плато, в центральной части которого планируется размещение космодрома, представляет собой высокую эрозионно-аллювиальную равнину [4].

Наибольшую площадь будущего космодрома занимают подбуры оподзоленные, которые формируются на высоких сильно перемытых террасах р. Зея под берёзово-лиственничными, дубово-лиственничными и сосновыми лесами на галечниково-суглинисто-песчаных аллювиальных отложениях. Основными морфологическими признаками этих почв являются большая мощность профиля с характерными подзолистым и слоистым (чаще двух- или трёхслойным) иллювиальным горизонтами.

Среди подбуров оподзоленных, под более светлыми

лиственнично-берёзовыми и лиственнично-дубовыми лесами формируются подбуры иллювиально-железистые, отличающиеся от первых отсутствием признаков оподзоливания и ярко выраженным иллювиально-железистым горизонтом.

В более увлажнённых местах – западинах и межгрядных понижениях формируются подбуры глеевые, отличающиеся от иллювиально-железистого подтипа наличием глеевого горизонта в нижней части менее мощного профиля.

От крупнодисперсных аллювиальных отложений подбуры наследуют песчаный и супесчаный гранулометрический состав, а действие частых и достаточно сильных лесных пожаров отражается в маломощном и слабоокрашенном гумусовом горизонте. Поэтому содержание гумуса и ила в этих почвах очень низкое (табл. 1), за исключением самого верхнего 10-сантиметрового слоя, образованного

после пожара и представленного грубым гумусом.

На территории распространения подбуров, в местах где отсутствует перекрытие коренных пород аллювиальными отложениями, и где они залегают близко к поверхности, формируются перегнойные примитивные почвы, в профиле которых выделяется только один горизонт – перегнойный. Несмотря на его морфологическое сходство с аналогичными горизонтами подбуров, он имеет ряд отличий – низкое содержание илстой фракции гранулометрического состава и нейтральная реакция почвенного раствора.

На дне и в нижней части бортов заболоченных ложбин ручьев и малых рек под бруснично-багульниковыми ерниками формируются мерзлотно-болотные почвы с хорошо выраженным глеевым горизонтом в нижней части профиля и торфянистым или перегнойным горизонтом на поверхности. В отличие от подбуров эти почвы богаты грубым органическим веществом и илом, и за счёт этого обладают большей ёмкостью поглощения.

В пойме более крупных рек, непосредственно у русла под ольховниками на суглинисто-валунно-глыбистых отложениях формируются перегнойные аллювиальные почвы, характеризующиеся только одним перегнойным горизонтом. От примитивных перегнойных почв они отличаются большей гумусированностью и заиленностью, а также более кислым почвенным раствором.

Уран, торий и калий в почвах определяли рентгенофлуоресцентным методом в ИГМ СО РАН (г. Новосибирск). Перевод содержания элементов в их удельную активность – расчетным методом [9]. Основные физико-химические свойства почв выполнены общепринятыми в почвоведении методами [1].

Уровни удельной активности радионуклидов урана и тория в почвах территории строительства космодрома «Восточный» и прилегающих территорий, в среднем соответствуют фоновым значениям, при этом отмечается существенное варьирование их концентраций в исследованных почвах (табл. 2). Наиболее высокие уровни их содержания характерны для перегнойных и глеевых горизонтов мерзлотно-болотных почв территории космодрома, что связано с высоким содержанием органического вещества и более тяжелым гранулометрическим составом этих почв. Соотношение тория и урана соответствует нормальным значениям для почв незагрязненных территорий и, в среднем, составляет 4,0–4,5.

Характерной особенностью всех почв, независимо от типа, является повышенные уровни содержания калия, что связано, по-видимому,

Таблица 1. Основные свойства почв на территории строительства космодрома и прилегающих территорий

Горизонт (мощность, см)	Содержание гумуса, %	Содержание ила, %	pH _{водн.}	Ёмкость поглощения, мг-экв / 100 г.
Подбуров оподзоленные (разрез 1)				
Ап (1–7)	10,4	Не опр.	5,4	64,0
АпА2 (7–13)	0,9	10,1	5,7	14,4
А2В (13–22)	0,8	11,2	5,5	11,2
В1 (22–40)	0,5	16,3	5,3	11,2
В2 (40–76)	0,5	23,1	5,3	11,2
ВС (76–102)	0,3	19,9	5,7	9,6
С (> 120)	0,1	14,9	5,9	6,4
Подбуров иллювиально-железистые (разрез 4)				
Ад (2–13)	13,0	15,3	5,2	84,8
АВ (13–30)	0,9	19,2	5,0	16,0
В (30–60)	0,4	16,2	5,1	14,4
ВС (60–85)	0,2	21,4	5,5	12,8
С (> 85)	0,1	22,4	6,3	8,0
Подбуров глеевые (разрез 6)				
Ап (2–10)	9,2	Не опр.	4,4	91,2
Вg (10–21)	0,8	14,7	5,4	9,6
С1 (21–41)	0,3	5,2	5,8	6,4
С2 (41–70)	0,2	5,5	6,5	4,8
Г (> 70)	0,2	7,0	6,3	4,8
Мерзлотно-болотные перегнойно-глеевые почвы (разрез 7)				
Ом (0–7)	Не опр.	Не опр.	Не опр.	Не опр.
Ап (7–24)	1,9	Не опр.	4,7	60,8
АпГ (24–29)	1,6	23,0	4,7	22,4
Г (> 29)	1,7	22,8	5,1	17,6
Аллювиальные перегнойные почвы (разрез 13)				
Ап (4–1–0)	7,8	10,4	5,2	72,0
Примитивные перегнойные почвы (разрез 16)				
Ап (2–10)	4,4	4,2	6,1	83,2

Таблица 2. Содержание естественных радионуклидов и их удельная активность в почвах космодрома «Восточный» и прилегающих территорий

U	Th	K	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K
мг/кг		%	Бк/кг		
Буроземы оподзоленные $x_{\min} - x_{\max} / x \pm S, n-51$					
<u>0,9–5,3</u> 2,3±0,2	<u>1,0–12,4</u> 6,9±0,4	<u>0,8–9,2</u> 3,2±0,2	<u>11,3–66,7</u> 29,3±2,1	<u>4,0–50,4</u> 28,2±1,5	<u>250,4–2882,7</u> 988,0±70,6
Подбуров иллювиально-железистые $x_{\min} - x_{\max} / x \pm S, n-10$					
<u>0,8–3,4</u> 2,0±0,3	<u>2,6–16,7</u> 7,8±1,3	<u>1,1–5,9</u> 2,6±0,5	<u>10,1–42,8</u> 24,6±3,2	<u>10,6–68,0</u> 31,7±5,5	<u>331,8–1856,1</u> 811,3±143,7
Мерзлотно-болотные $x_{\min} - x_{\max} / x \pm S, n-13$					
<u>1,0–7,3</u> 2,5±0,5	<u>5,4–24,0</u> 8,7±1,3	<u>1,4–6,2</u> 3,2±0,4	<u>12,6–92,0</u> 31,2±6,5	<u>22,0–97,7</u> 35,5±5,4	<u>441,3–1940,6</u> 1010,3±138,8
кларки почв [2]			мировой почвенный фон [11]		
5	6	1,36	32	32	450

Примечание: x – среднее арифметическое, S – стандартное отклонение, $x_{\min} - x_{\max}$ – пределы колебаний.

с минералогическим составом аллювиальных отложений, которые являются преобладающими почвообразующими породами в пределах исследуемой территории. Как отмечается в работе [6] в целом для аллювиальных почв Зейско-Бурейской и Приханкайской равнин, такие уровни являются типичными. По данным Никольской В.В. [11] сре-

ди легких минералов во фракции 0,01–0,25 аллювиальных отложений Зейско-Бурейской равнины преобладают кварц (>50 %), калиевые полевые шпаты, присутствуют биотит и плагиоклазы. В тяжелой фракции преобладают роговая обманка и эпидот, значительное количество ильменита, биотита, мусковита и хлорита.

Литература

1. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. Изд. 2-е. перер. и доп. – М.: Моск. ун-в. 1970. – 487 с.
2. Виноградов А.П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. – М.: АН СССР, 1957.
3. Гвоздецкий, Н.А. Физическая география СССР. / Н.А. Гвоздецкий, Н.И. Михайлов. – М.: Высш. шк., 1987. – 448 с.
4. Геоморфология Амуро-Зейской равнины и низкогогорья Малого Хингана / под ред. С.С. Воскресенского. – М.: изд-во МГУ, 1973. – 273 с.
5. Давыдова, М.И. Физическая география СССР. / М.И. Давыдова, Э.М. Раковская, Г.К. Тушинский. – М.: Просвещение, 1989. – 240 с.
6. Жарикова Е.А. Калий в пойменных почвах Приамурья // Земледеление, почвоведение и агрохимия. 2010. – №2(19). – С.46–51.
7. Никольская В.В. Физико-географические исследования в бассейне верхнего и среднего Амура в связи с работами по отысканию путей борьбы с наводнениями на Зейско-Бурейской равнине / В.В. Никольская // Зейско-Бурейская равнина. – М.: АН СССР, 1958. – С.85–133.
8. Раковская, Э.М. Физическая география России / Э.М. Раковская, М.И. Давыдова. – М.: Владос, 2001. – 288 с.
9. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиозащиты. – Томск.: SST, 2009. – 430 с.
10. Сочава В.Б. Опыт деления Дальнего Востока на физико-географические области и провинции // Доклады института географии Сибири и Дальнего Востока. – Иркутск: Иркутское книжное изд-во, 1962. – С.23–33.
11. Тяжелые естественные радионуклиды в биосфере: миграция и биологическое действие на популяции и биогеоценозы / Р.М. Алексахин, Н.П. Архипов, Р.М. Бархударов и др. – М.: Наука, 1990. – 368 с.

ОСОБЕННОСТИ ФИЗИЧЕСКОГО РАЗВИТИЯ И АДАПТАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ЮНОШЕЙ В УСЛОВИЯХ ЗАТУХАЮЩЕЙ РАДИАЦИОННОЙ ОБСТАНОВКИ

А.С. Пуликов, О.Л. Москаленко

ФГБУ НИИ медицинских проблем Севера СО РАМН, г. Красноярск, Красноярский край, Россия, Pulik_off@mail.ru

CHARACTERISTIC FEATURES OF PHYSICAL DEVELOPMENT AND ADAPTATION POTENTIAL OF YOUNG MEN IN THE CONDITIONS OF THE FADING RADIATION SITUATION

A.S. Pulikov, O.L. Moskalenko

Medical Research Institute for Northern Problems, Siberian Branch of RAMS,
Krasnoyarsk, Krasnoyarsk Territory, Russia, Pulik_off@mail.ru

Abstract. The physiological and anthropometric studies on: 1) young men living from their birth or more than 10 years in Zheleznogorsk, and 2) young men born and brought up in Zheleznogorsk by parents who worked at MCC (NPOPM), 3) young men living in the Krasnoyarsk Territory outside MCC in decaying Radiation MCC showed that two groups of young men had significantly meaningful indicators of proportionality physical development, excess body weight, smaller size and weight of the body with the trend of increased density, as compared with the other groups of young men. Found that adaptive mechanisms of growing organisms of boys were constantly under stress, chronic stress, which had a high workload and demands on the cardiovascular and respiratory systems. These results suggest that chronic exposure to low or ultra-low doses of radiation have a stimulating effect on the physical development and maturation of the body, but at the same time reducing its adaptability. In addition such a phenomenon is likely to be due to radiation and memory embedded in the environment.

Введение

Несмотря на общественные дискуссии относительно экологической безопасности радиоактивного загрязнения окружающей среды, нет убедительных сведений об отрицательном воздействии стандартных производственных процессов АЭС и ГХК (НПОПМ) на физическое развитие и здоровье работников и их потомства, населения, прилежащих населенных пунктов и пунктов, расположенных

ниже по течению реки Енисей. Тем не менее, эксплуатация и техническое обслуживание атомного реактора АЭС связаны с особо опасными условиями труда (ООУТ) из-за воздействия ионизирующего излучения (ИИ), которое входит в перечень вредных и опасных производственных факторов в соответствии с действующим Приказом МЗ и СР РФ №83 от 16.08.04 г., регламентирующим проведение предварительных и периодических медицинских обследо-

ваний работающего контингента. Между тем, ряд целевых исследований показал высокую распространенность и интенсивность заболеваний. Так, показатель заболеваемости злокачественными новообразованиями среди жителей населенных пунктов зоны наблюдения, расположенных относительно ГХК «ниже по течению» р. Енисей, составляет 330,9 случаев на 100 тыс. населения, что на 22,2% превышает показатель заболеваемости злокачественными новообразованиями населения, проживающего «вне реки» Енисей – 257,2 случаев на 100 тыс. [15].

При воздействии вредных и опасных производственных факторов заболеваемость работников с опасными условиями труда ряда промышленных предприятий ядерного и оборонного комплекса, атомных электростанций изучалась рядом исследователей, которые выявили усугубляющее воздействие радиационно-химического производственного фактора на развитие заболеваний [7, 1].

В настоящее время во всех сферах техногенного контакта в обычных условиях и при строгом соблюдении принятых норм радиационной безопасности работающие подвергаются воздействию доз излучений ниже допустимых. Однако, не исключаются случаи повышенных облучений работающих, что делает актуальным вопрос об адекватной системе медицинского наблюдения за работающими, особенно с большим стажем работы. Этой проблеме посвящен ряд исследований во многих областях здравоохранения [2, 8]. Развитие ядерной энергетики, современных химических технологий требует глубоких масштабных научных исследований, в ряде случаев в опасных условиях труда.

В России в этом направлении работает значительное число научно-исследовательских институтов, в которых научные исследования дополняются экспериментальными производствами [14].

Давно установлено, что внешняя среда и наследственность принимают одинаковое участие в формировании физического развития. Наследственно детерминируются главные признаки конституции – продольные размеры тела и доминирующий тип обмена веществ, причем последний наследуется лишь в том случае, если в одной и той же местности жили постоянно 2–3 поколения людей. Комбинация этих признаков определяет степень сходства многих людей друг с другом, что позволяет выделить их в 3–4 основных конституциональных типа.

Важным интегративным критерием состояния здоровья является физическое развитие. Антропометрические параметры и их производные отражают морфологические (структурные) особенности организма, которые позволяют оценить характер наиболее общих закономерностей, лежащих в основе прогрессивного развития. В такой совокупности различные размерные признаки могут рассматриваться как морфофункциональные и как критерии, являющиеся информацией об особенностях ростовых процессов [5].

Наиболее чувствительными к воздействию факторов внешней среды и особенно радиации относятся детский и юношеский возраст. Юношеский возрастной период (у юношей 17–21 лет) характеризуется окончанием развития ростовых процессов и достижением основных размерных

признаков дефинитивных величин [9, 10]. При этом в процессе деятельности разные факторы продолжают стимулировать развитие организма, все ещё находящегося в процессе роста [17]. Особое беспокойство в настоящее время вызывают тенденции в ухудшении здоровья школьников и студентов юношеского возраста, так как темпы морфофункционального развития и состояние их здоровья зависят не только от генофонда, но и в значительной степени от ряда факторов окружающей среды [6, 11, 12]. Поэтому, помимо физического статуса изучение особенностей физиологической реакции системы вегетативной регуляции сердечно-сосудистой системы является актуальным для определения качества адаптации макроорганизма в целом [3].

Современные дозы облучения населения, проживающего в зоне наблюдения ГХК г. Железнодорожска, относятся к категории «малых доз», связь которых с радиационно-индуцированной заболеваемостью и смертностью населения в настоящее время является дискуссионной и на популяционном уровне не может быть достоверно выявлена [15].

На предыдущей международной конференции по радиозоологии мы давали информацию об имеющихся особенностях морфо-физиологического и адаптивного статуса юношей, живущих на территории вблизи ГХК. Однако, целевые исследования состояния морфо-функционального статуса детей юношеского возраста работников горно-химического производства, родившихся и выросших в условиях воздействия ГХК, ранее не проводились. Поэтому мы поставили перед собой цель исследования: выявить индивидуально-типологические и эволютивные показатели физического развития и адаптационных возможностей юношей, родившихся от родителей, которые работали на ГХК и вне его.

Материал и методы

Проведено обследование 134 юношей (от 17 до 22 лет) филиала Красноярского государственного педагогического университета им. В.П. Астафьева в г. Железнодорожске. Железнодорожск – закрытый город, небольшой по территории, располагается в лесной зоне и с высоко развитой атомной промышленностью, прилегающие окрестности – хранилище её отходов разной степени активности).

Все юноши являлись европеоидами и проживали в зоне наблюдения горно-химического комбината (ГХК) г. Железнодорожска с территорией радиусом 20-км от территории комбината, а также в городах и прилегающих районах. Юноши были распределены на 3 группы: 1 группа – юноши, проживающие с рождения или более 10 лет в г. Железнодорожске; 2 группа – юноши, родившиеся и выросшие в г. Железнодорожске от родителей, работавших на ГХК (НПОПМ); 3 группа – юноши, проживающие в Красноярском крае за пределами ГХК.

Измерения проводились в первой половине дня стандартным набором антропометрических и физиологических инструментов и приборов, прошедших метрическую проверку, по общеизвестным и принятым методикам. Помимо абсолютных и относительных показателей рассчитыва-

лись коэффициенты и индексы Е.Н. Хрисанфовой (1990), Клиорин, 1996 [16, 4]. Количественную оценку индивидуального здоровья обследуемых определяли методом расчета адаптационного потенциала (АП) системы кровообращения по Р.М. Баевскому (1987).

Статистическую обработку результатов проводили с помощью пакета прикладных программ «Statistika v.6.0» с применением методик параметрической и непараметрической статистики.

Результаты и их обсуждение

Средний возраст обследуемых юношей находился в пределах $19,58 \pm 1,37$ лет без достоверно значимых различий между группами. Антропометрическое исследование юношей г. Железнодорожска показало, что длина тела у всех юношей $177,74 \pm 0,54$ см. Масса тела $73,74 \pm 1,39$ кг.

Наиболее низкий рост и вес выявлен у юношей 2 группы (соответственно $174,07 \pm 0,30$ см и $72,26 \pm 1,14$ кг). Индекс Кетле (ИМТ) у всех групп был одинаков, в пределах 1 группы ($23,48 \pm 0,74$ кг/м²). Однако среди юношей НПОПМ в 42,85 % встречалась избыточная масса тела, в первой группе избыточная масса тела в 24,24 %, ожирение 4,55 % и ХЭН 3,03 %, в 3 группе избыточная масса тела в пределах 15 %, ожирение и ХЭН по 5,89 %. Средние значения индекса Рорера в пределах нормы, что свидетельствует об одинаковом содержании различных тканей в организме юношей во всех группах с тенденцией прироста во 2 группе.

Валовое соматотипирование по L. Rees – H.J. Eisenk (1945) [19], характеризующему пропорциональность и конституцию телосложения выявило во всех группах юношей нормостенический тип телосложения. Из них во всех группах выявлено больше всего нормостеников, но выше всего их количество во 2 группе, основу из них составляли нормостеники и пикники (по 42,85 %) и меньше всего астеники (14,29 %). В остальных группах количество пикников, нормостеников и астеников находилось в примерном соотношении 30 %, 40 % и 30 %.

По индексу полового диморфизма (ИПД), характеризующему принадлежность к одному из полов и степень её выраженности, все юноши 2 группы относятся в 42,87 % к мезоморфам и имеют признаки легкой дисплазии пола, остальные юноши являются андроморфами 57,13 %. У юношей 1 группы встречаются признаки противоположного пола умеренной степени в (13,64 %), легкой степени (56,06 %) и отсутствие этих признаков 30,31 %. У юношей 3 группы, не связанной с районами проживания с ГХК, больше всего юношей гинекоморфного типа телосложения (21,57 %), меньше всего мезоморфного (37,25 %), андроморфизм встречается лишь в 41,18 %.

По индексам полового диморфизма (ИПД), грудной клетки (ИГК), ширины грудной клетки по В.Н. Шевкуненко и индексу стении юноши г. Железнодорожска относятся в своем большинстве к мезоморфному типу телосложения, но у них выше, чем во всех группах ИГК, индекс Эрисмана и ширины грудной клетки, имеют наиболее широкие плечи ($23,06 \pm 0,09$ см) и наиболее узкий таз: разница между

диаметром плеча и таза составляет ($12,36 \pm 0,18$ см), что существенно выше, чем в остальных группах ($10,74 \pm 0,87$).

Для выявления различий телосложения юношей рассчитывали трохантерный индекс, согласно которому всех обследуемых распределяли на конституции – эволютивные типы по В.Г. Штефко и А.Д. Островскому [18].

Среди железнодорожцев (1 группа) наиболее высокими были гипо- и гиперэволютивные типы (17,91 %), наиболее низкими – патологический тип (26,87 %), самыми легкими – гиперэволютивный тип (4,48 %), самыми тяжелыми – нормозволютивный тип (23,88 %).

У юношей железнодорожцев избыточная масса тела наблюдалась почти у всех эволютивных типов (от 11,1 до 28,57 %) кроме гиперэволютивного, а ожирение встречалось чаще всего у патологического типа (11,11 %), ХЭН отмечали только в 9,52 % и только у дисэволютивного типа.

Г.С. Васильченко (1990) [13] предложен трохантерный индекс как один из критериев силы половой конституции и клинико-антропометрический маркер евнухоидизма. Согласно трохантерному индексу юноши НПОПМ относились к гипозволютивному (66,67 %) и нормозволютивному (33,33 %) типам телосложения. Юноши 1 группы в своем большинстве имели патологический (41,38 %) и дисэволютивный (17,25 %) типы телосложения, гипо-, нормо- и гиперэволютивные типы выявлены в 41,37 %. Патологический индекс у юношей 3 группы – 11,77 %, дисэволютивный – 38,23 %, остальные типы телосложения составляли 50,47 % из которых 26,47 % приходился на нормозволютивный тип.

Оценка степени адаптации организма по выявленному адаптационному потенциалу (АП) показала резкие различия в зависимости от места рождения и проживания юношей и их родителей.

У юношей г. Железнодорожска неудовлетворительная адаптация (3,23 %) и напряжение механизмов адаптации (85,48 %) имеются почти в 89 %, а удовлетворительная адаптация лишь у 11,29 % юношей. В 1 группе удовлетворительная адаптация выявлена в (13,64 %), напряжение механизмов адаптации (84,85 %), неудовлетворительная адаптация (1,51 %). У юношей 3 группы удовлетворительная адаптация наблюдали (9,80 %) юношей, напряжение механизмов адаптации (82,36 %), неудовлетворительная адаптация (7,84 %). Все 100 % юношей родившихся от родителей, работавших в НПОПМ (2 группа), имели напряжение механизмов адаптации – или наиболее низкий адаптационный потенциал.

Таким образом, в ходе исследования выявлено, что юноши 2 группы г. Железнодорожска имеют достоверно значимые показатели избыточности массы тела, меньшего роста и веса тела с тенденцией повышенной его плотности, по сравнению юношами других групп. Установлена тесная связь между физическим развитием юношей и половым диморфизмом: гинекоморфный тип телосложения чаще соответствует астеническому типу, мезоморфный – нормостеническому, андроморфный – пикническому типу конституции. Более пропорционально (нормостенично) сложены юноши – железнодорожцы 2 группы, менее 1 и 3 группы. В таком же порядке возрастает количество случаев недо-

статочности действия андрогенов (гипогонадизма и евнухоидизма). Юноши евнухоидного типа относятся большей частью к патологическому и дисэволютивному типам телосложения.

В настоящее время по данным контролирующих организаций радиационный фон в Железногорске не существен и не выходит за пределы нормальных значений.

Учитывая многие факторы, а также время рождения юношей 17–21 год назад: (1985–1995 гг.) от родителей, работавших на ГХК (НПОПМ) – 2 группа, юношей и родителей, проживших не менее 10 лет в г. Железногорске и прилегающих территориях – 1 группа, последующего их роста и развития, а также хроническое воздействие малых или даже сверхмалых доз радиации, так как в Железногорске,

по-видимому, кроме повышенного радиационного фона не было других загрязнений, можно прийти к выводу, что адаптационные механизмы растущих организмов юношей постоянно находились в напряженном состоянии, хроническом стрессе, что оказывало повышенную нагрузку и требования к сердечно-сосудистой и дыхательной системам. Полученные результаты позволяют предположить, что хронические воздействия малых или даже сверхмалых доз радиации оказывают стимулирующее действие на физическое развитие и созревание организма, но в то же время снижает его адаптационные возможности. Кроме того, подобный феномен, вероятно, может быть обусловлен и радиационной памятью, запечатленной в окружающей среде.

Литература

1. Бабенков Д.Н. Повышение уровня стоматологической помощи работникам с особо опасными условиями труда Смоленской атомной электростанции на основе анализа стоматологической заболеваемости: автореф. дис... канд. мед. наук. / Д.Н. Бабенков. – Москва, 2006. – 26 с.
2. Бабенков Д.Н. Стоматологическая заболеваемость у работников промышленных предприятий / Д.Н. Бабенков, Я.Н. Гарус, Г.Л. Сорокоумов, В.Н. Олесова // Методическое пособие. – ИПК ФМБА России, 2006. – 37 с.
3. Вегетативные расстройства: Клиника, лечение, диагностика / Под ред. А.М. Вейна. – М.: Медицинское информ. агентство, 2000. – 752 с.
4. Клиорин А.И. Соматотипы и парадигмы индивидуальных конституций. Развитие учения о конституции человека в России во второй половине 20 столетия // Физиол.журн. им. Сеченова, 1996. – №3. – С.15–21.
5. Комисарова И.А. Антропометрические параметры – критерии информации о наиболее общих закономерностях развития // Гигиена и санитария, 1983. – №2. – С.63.
6. Литовченко О.Г. Онтогенетические и адаптационные аспекты морфофункционального состояния учащихся г. Сургута в условиях лечебной деятельности // Успехи современ. естествознан. 2006. – №2. – С.45.
7. А.Г. Мартыросов, В.Н. Олесова, Г.Л. Сорокоумов, А.Ю. Бушманов. Состояние полости рта у работников плутониевого производства // Российский стоматологический журнал, 2007. – №1. – С.38–39.
8. Мартыросов А.Г. Состояние полости рта у работников химико – металлургического производства, подвергающихся радиационному воздействию // Автореф. дис... канд. мед. наук. – Москва, 2007. – 19 с.
9. Привес М.Г. Особенности анатомической антропологии // Матер. науч. практ. конф. – СПб., 1998. – С.55–56.
10. Р.И. Айзман, Н.Н. Айзман, В.Б. Рубанович, А.В. Лебедев. Принципы и алгоритмы мониторинга здоровья учащихся и студентов // Сиб. мед. обозрен. 2009. – №3. – С.101–103.
11. А.С. Пуликов, О.Л. Москаленко, О.И. Зайцева. Адаптационный потенциал юношей Красноярского края как показатель состояния здоровья // В мире научных открытий. Серия: Гуманитарные и общественные науки, 2011. – №4(16). – С.361–367.
12. Пуликов А.С., Москаленко О.Л. Физическое развитие и мужской гипогонадизм у юношей в условиях Центральной Сибири // В мире научных открытий, 2012. – №2.2(26). – С.128–142.
13. Г.С. Васильченко, С.Г. Агаркова, С.Г. Агарков и др. Сексология. – М.: Медицина, 1990. – 576 с.
14. Сорокоумов Г.Л. Особенности стоматологического статуса работников при воздействии радиационного профессионального фактора и меры по совершенствованию их диспансерного обслуживания // Автореф. дис... докт. мед. наук. – Москва, 2009. – 35 с.
15. Т.В.Поплавская, И.В. Тихонова. Результаты мониторинга заболеваемости и смертности населения, проживающего в зоне наблюдения горно-химического комбината г.Железногорска Красноярского края // Радиозкология XXI века: матер. междунар. науч.-практ. конф. – Красноярск, 2012. – С.416–421.
16. Е.И. Хрисанфова, И.В. Перевозчиков. Антропология. – М.: Наука, 2005. – 400 с.
17. Шарайкина Е.П. Закономерности изменчивости морфофункциональных показателей физического статуса молодых людей в зависимости от пола и типа телосложения // Автореф. дисс. ... докт.мед.наук. – Красноярск, 2005. – 48 с.
18. В.Г. Штефко, А.Д. Островский. Схемы клинической диагностики конституциональных типов. – М.: Биомедгиз, 1929. – 79 с.
19. W. L. Rees, H. Eysenck. A factorial study of some morphological and psychological aspects of human constitution // J. Mental Sci. 1945. – V.91. – №386. – P.8–21.

ОБСЛЕДОВАНИЕ УРОВНЕЙ НАКОПЛЕНИЯ РАДОНА НА ТЕРРИТОРИИ АРХАНГЕЛЬСКОЙ ПРОМЫШЛЕННОЙ АГЛОМЕРАЦИИ

А.В. Пучков, Г.П. Киселев

Институт экологических проблем Севера УрО РАН, rassvet2008-86@mail.ru

ASSESSMENT OF VARIABLE DATES OF RADON-222 VOLUMETRIC ACTIVITY IN ARCHANGELSK INDUSTRIAL AGGLOMERATION

A.V. Puchkov, G.P. Kiselev

Institute of ecological problems of the North

Abstract. *In the article the results of the research of radon-222 volumetric activity distribution in the air of living houses basements and soil air on the Archangelsk industrial agglomeration territory have been presented. Measurement of radon-222 volumetric activity by radon radiometer PPA-01M-03 МГФК 412124.003 on the basis of rapid analysis methods of measurement radon-222 volumetric activity in the basements and soil air was used as research methods. It has been established that radioactive gas emanates from Earth depths and can accumulate in basements of living houses in big quantities. There were detected zones with increased radon-222 quantity in a soil air.*

Доза облучения, которую ежегодно получают люди, складывается из воздействия различных источников ионизирующего излучения как природного, так и техногенного характера. Согласно данным Научного Комитета ООН по действию атомной радиации, 85,5 % среднемировой годовой эффективной эквивалентной дозы люди получают от природных источников и лишь 0,01 % обусловлена воздействием объектов атомной энергетики и ядерного топливного цикла. В этом заключается важная социальная проблема – недопонимание обществом роли природной компоненты в облучении населения и главным образом – радоновой: 50 % среднемировой годовой дозы от природных источников обусловлено ингаляцией радона и короткоживущих дочерних продуктов его распада [1].

Радон-222 – инертный радиоактивный газ без цвета и запаха, являющийся продуктом распада радия-226, который, в свою очередь, образуется в результате распада урана-238. 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 [2].

Изучение радиоактивности городских агломераций и радиоактивно загрязненных территорий является актуальным в связи с воздействием радиационного фона и радиоактивных изотопов естественного и искусственного происхождения на здоровье человека. Данное исследование на территории Архангельской промышленной агломерации ранее не проводилось.

Архангельская промышленная агломерация, состоящая из городов Архангельск, Северодвинск и Новодвинск в настоящее время представляет собой высокоразвитый агропромышленный район, в котором сосредоточены объекты – лесопромышленного комплекса, машиностроительного комплекса, топливно-энергетического комплекса, промышленности строительных материалов, пищевой и

перерабатывающей промышленности, легкой промышленности, транспортного и агропромышленного комплексов. Население агломерации насчитывает более 660 тысяч человек.

Целью настоящего исследования является – количественная оценка содержания радона-222 в воздухе подвальных помещений жилых домов и почвенном воздухе на территории Архангельской промышленной агломерации.

Начиная с 2008 г. на территории Архангельской промышленной агломерации начался систематический контроль объемной активности радона-222 в воздухе подвальных помещений жилых домов, а также в почвенном воздухе на городских и прилегающих к ним территориях. Изучение количественных показателей распределения радиоактивного газа проводилось в период с мая по август в течение трех лет. Все работы осуществлялись сотрудниками лаборатории экологической радиологии Института экологических проблем Севера, аккредитованной в области радиометрического контроля по международному стандарту ИСО/МЭК 17025 2005.

В качестве средства измерения использовался радиометр PPA-01M-03 МГФК 412124.003. Прибор позволяет определять объемную активность радона в пределах $20 \div 2 \times 10^4$ Бк/м³ с погрешностью не более 30 %. Все работы проводились на основе аттестованных методик по определению объемной активности радона-222 в исследуемых средах [7, 8].

Радиометрическая съемка на территории г. Архангельска производилась с помощью прибора геологоразведочного сцинтилляционного радиометра СРП-88Н.

В мае 2008 г. измерения объемной активности радона были произведены в подвальных помещениях жилых домов города Северодвинска. В ходе проведенной работы было обследовано 98 объектов. Концентрация радиоактивного газа превысила значение 200 Бк/м³ только в одном подвале, в 2 составила более 100 Бк/м³, в 3 подвалах – более 50 Бк/м³. Показано, что радон в подвальных помещениях жилых домов г. Северодвинска не зависит от радиоактивности строительных материалов. Аналогичные работы, проведенные в июне 2009 года на тех же объектах,

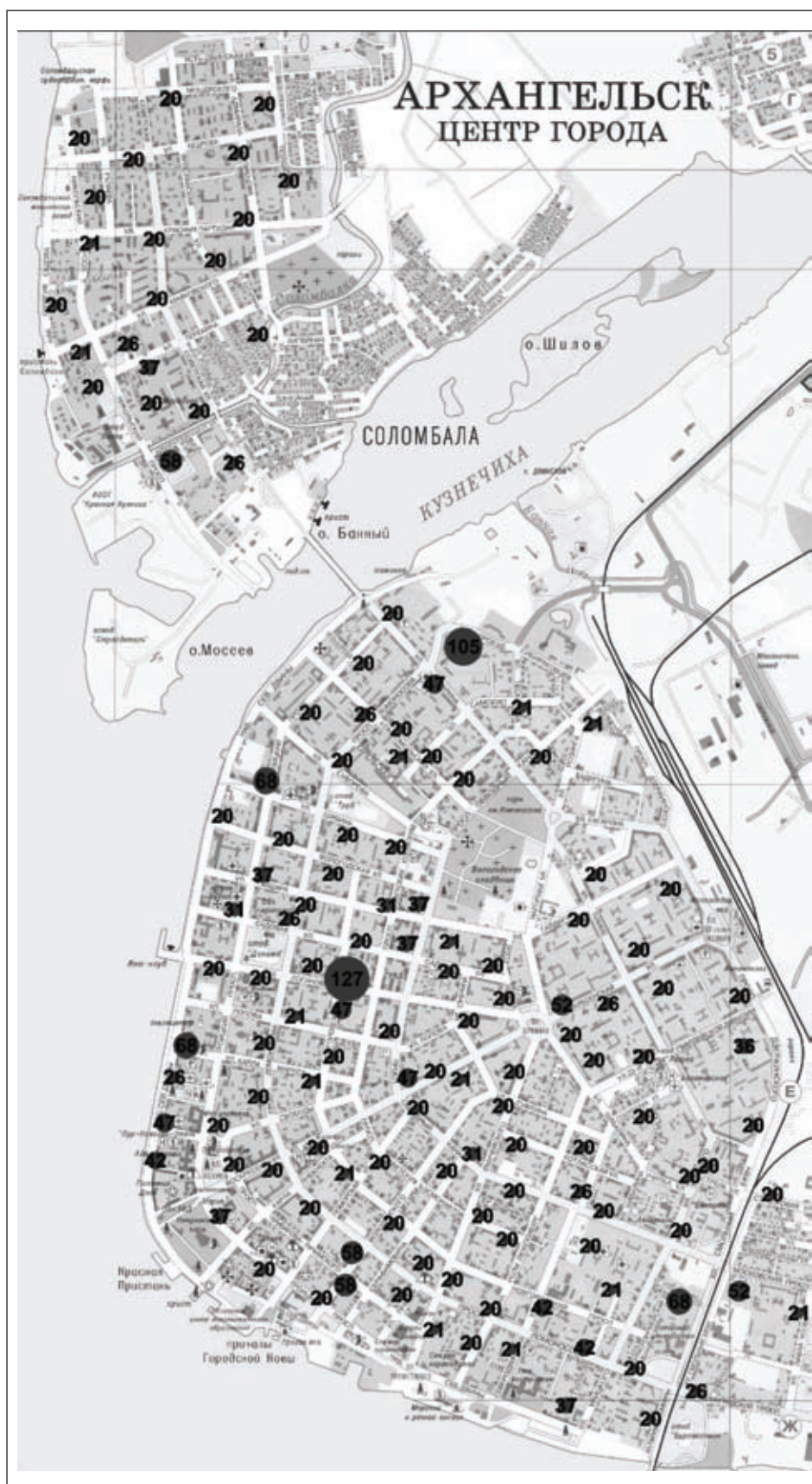


Рис. 1. Распределение объемной активности радона-222 в подвальных помещениях жилых домов на территории г. Архангельска

выявили снижение показателей объемной активности газа по сравнению с предыдущим годом, вследствие сезонных мероприятий коммунальных служб по проветриванию подвальных помещений.

В 2009 году было изучено распределение радона в Архангельске, Северодвинске и Новодвинске. В общей сложности было обследовано 317 подвальных помещений жилых домов. В Архангельске 3 подвала имеют значение объемной активности радона более 100 Бк/м³, 12 – более 50 Бк/м³. В Северодвинске 3 подвала имеют значение объемной активности радона более 100 Бк/м³, в 5 подвалах – более 50 Бк/м³. В 2 подвалах г. Новодвинска обнаружено превышение предельно допустимого значения, т.е. более 200 Бк/м³, 7 подвалов имеют значение объемной активности радона более 100 Бк/м³, в 6 подвалах – более 50 Бк/м³ (рис. 1).

По нашему мнению, такая концентрация радона-222 образована его выходом из глубоких земных горизонтов, накопление в подвалах жилых домов обусловлено несоблюдением мер профилактики, в частности проветривание помещений.

Обследуемые помещения, жилые дома, представляют собой сооружения разного типа, отличающиеся между собой, в частности, использованием различных видов строительных материалов. Какой-либо зависимости содержания радона-222 в подвальных помещениях от типа строительных материалов выявлено не было. Были произведены замеры на улицах городов в количестве 3 измерений радона-222 в атмосферном воздухе. Активность радона и его продуктов распада в воздухе менее 20 Бк/м³. 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. Ни в одном из случаев не было выявлено корреляционной зависимости между концентрацией радона-222 и значением радиоактивности, это указы-

вает, что строительные материалы не выделяют радон, последний поступает из глубоких горизонтов земной коры, что часто наблюдается и в других районах мира.

Также была исследована объемная активность радона в почвенном воздухе в городах и прилегающих территориях. Произведено более 450 измерений. Полученные результаты варьируются в больших пределах, от 20 до 3016 Бк/м³. Наиболее высокая концентрация радиоактивного газа сосредоточена в районе п. Рикасиха (рис. 2).

Предполагается, что появление радона может быть вызвано высокими концентрациями урана на глубинах 130–170 м. Трещиноватость горных пород и их высокая пористость способствуют его поступлению в экосистему [3].

Известно, что основными источниками поступления радона в помещении являются грунты под зданиями. 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 горных пород. При этом радоновыделение определяется не только общей радиоактивностью горных пород, но так же их коллекторскими свойствами и коэффициентом эманирования [9].

В практике геологических исследований нередко случаи, когда слаборадиоактивные породы содержали в своих пустотах и трещинах радон в количествах, в сотни и тысячи раз больших, чем высоко радиоактивные горные породы. При своеобразном «дыхании» Земли радон выделяется из горных пород в атмосферу, причем в наибольших количествах из тех участков Земли, в пределах которых имеются коллекторы радона. В процессах тектонической деятельности и выветривания горных пород повышается их пористость, при этом образуются системы разномнаправленных трещин, полостей. Тектонические зоны приобретают хорошие коллекторские свойства, в них происходит накопление радона, повышается коэффициент эманирования. В результате этого большая часть тектонических нарушений

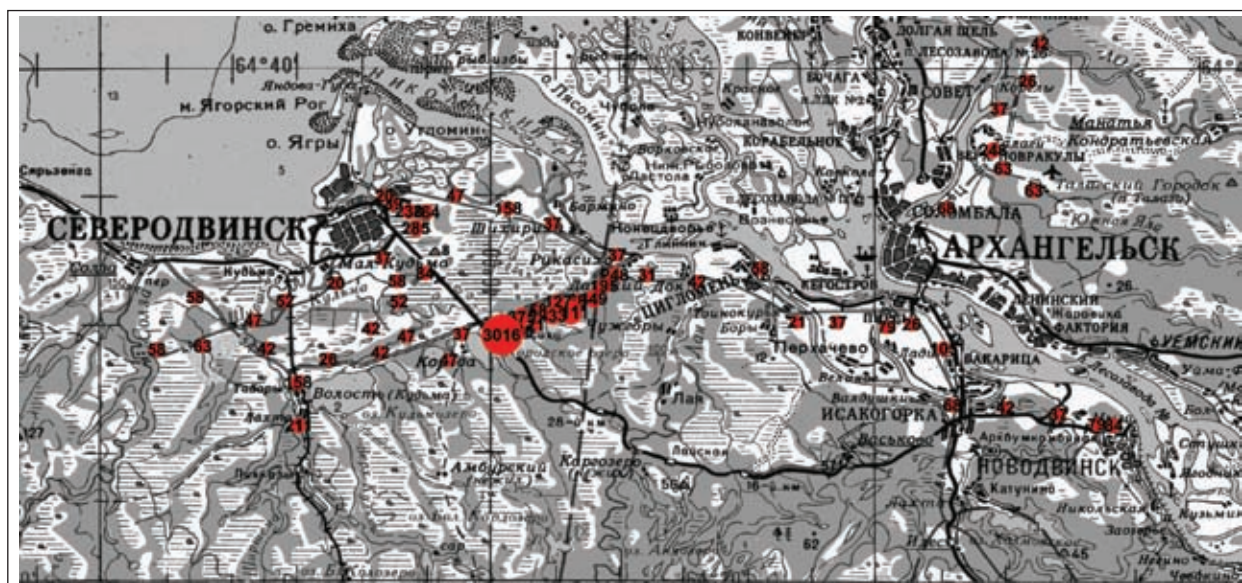


Рис. 2. Распределение объемной активности радона-222 в почвенном воздухе на территории Архангельской промышленной агломерации

превращается в радононосные подводящие структуры. В случаях, когда над такими структурами располагаются постройки, в них резко повышается вероятность накопления высоких концентраций радона [8].

Различные типы горных пород выделяют в воздух разные количества радона. Выделение радона из горных пород существенно зависит от трех характеристик: концентрации урана, пористости и так называемого коэффициента эманации. Последний определяется как отношение количества атомов радона, покинувших породу, к количеству атомов, родившихся за это же время. Как правило, породы с высокой пористостью обладают более высоким коэффициентом эманации и большей радоноопасностью при равных концентрациях в них урана [8].

До 1980 года нормативы на содержание радона и дочерних продуктов распада в помещениях отсутствовали во всех странах. Однако исследования выявили относительно высокие значения доз, получаемых отдельными группами населения за счет дочерних продуктов распада, находящихся в воздухе жилых помещений.

В Российской Федерации в 2009 г. были введены «Нормы радиационной безопасности 99/09», согласно которым при проектировании новых зданий жилищного и общественного назначения должно быть предусмотрено, чтобы среднегодовая эквивалентная равновесная объемная активность дочерних продуктов радона и торона в воздухе помещений не превышала 100 Бк/м³. В эксплуатируемых жилых и общественных зданиях среднегодовая эквивалентная равновесная объемная активность дочерних продуктов радона и торона в воздухе жилых и общественных помещений не должна превышать 200 Бк/м³ [5]. При более высоких значениях объемной активности должны проводиться защитные мероприятия, направленные на снижение поступления радона в воздух помещений и улучшение вентиляции помещений.

Российские нормы отличаются от международных по определению нормируемых величин: Международная комиссия по радиационной защите рекомендует регламентировать непосредственно объемную активность радона в воздухе, тогда как Нормы радиационной безопасности 99/09 – эквивалентную равновесную объемную активность. Это усложняет контроль и накладывает гораздо более жесткие требования на приборную базу и методики измерений. Проведенное исследование дает оценку эквивалентной равновесной объемной активности радона и его дочерних продуктов распада.

Количество поступающего радона в жилые помещения зависит от геологических пород, слагающих данную территорию. Города АПА находятся на Мезенской синеклизе Русской плиты Восточно-европейской платформы. Мезенская синеклиза представляет собой чашеобразный

прогиб древнего кристаллического фундамента, сложенного гранито-гнейсами архея и протерозоя на котором располагаются осадочные породы верхнего рифея, венда и четвертичных отложений. На территории городов Архангельск, Северодвинск и Новодвинск мощность отложений рифея и венда составляет 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, т.е. в город. Четвертичные отложения достигают мощности 80 м и состоят из песчаноглинистых отложений различного генезиса. Города непосредственно располагаются 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 глинистые отложения также содержат повышенные количества радия-226 который при распаде дает радон-222 и способен накапливаться в жилых помещениях [3]. Геологическое строение территорий городов АПА «благоприятно» для потоков радона-222 в городскую агломерацию.

На первый взгляд ситуация может показаться благополучной, так как доля зданий с превышением уровня 50 Бк/м³ составляет примерно 12 %. Однако, нужно учитывать, что данные строения являются местом постоянного проживания людей, что напрямую может оказывать негативное влияние на состояние их здоровья. У лиц, в течение длительного времени находившихся в атмосфере с относительно высоким уровнем содержания в ней радона и продуктов его распада может проявляться увеличение числа заболеваний раком легкого, неблагоприятных генетических эффектах и патологических нарушениях состояния системы кроветворения [4]. В целом существуют условия, способствующие накоплению радиоактивного газа в значительных количествах, в частности, не проветриваемые помещения.

Высокие концентрации радиоактивного газа в районе п. Рикасиха могут быть связаны, по нашему мнению, с геолого-структурными особенностями строения территории. Стоит отметить что исследуемая местность является зоной лишь рекреационного значения.

Полученные данные могут служить информационной базой для дальнейших исследований. Трехлетний опыт практической работы по контролю содержания радона в помещениях убедил авторов в серьезности проблемы и необходимости проведения в Архангельской области более масштабных, систематических исследований и регулярно контроля.

Работа выполнена по проекту 12-У-5-1009.

Литература

1. Н.В. Бутото, А.Н. Гребенюк, В.И. Лёгеза. Под ред. И. Б. Ушакова. Основы медицинской радиобиологии. – СПб: ООО «Издательство Фолиант», 2004. – 384 с.
2. М.В. Жуковский, И.В. Ярмошенко. Радон: Измерение, дозы, оценка риска. – Екатеринбург. Уро РАН, 1997. – 230 с.
3. Малов А.И. Подземные воды Юго-Восточного Беломорья: формирование, роль в геологических процессах. – Екатеринбург: Уро РАН, 2003. – 238 с.
4. Москалев Ю.И. Отдаленные последствия воздействия ионизирующих излучений. – М.: Медицина, 1991. – 464 с.

5. Нормы Радиационной Безопасности (НРБ-99/2009) СП 2.6.1.2523-09.
6. Пучков А.В., Киселев Г.П. Объемная активность Rn-222 в подвальных помещениях жилого комплекса городов Архангельской промышленной агломерации. // Генезис, география, классификация почв и оценка почвенных ресурсов. Материалы Всероссийской научной конференции, посвященной 150-летию со дня рождения Н.М. Сибирцева. г. Архангельск 14–16 сентября 2010 г. – С.309–312.
7. Рекомендация. Государственная система обеспечения единства измерений. Методика экспрессного измерения объемной активности радона-222 в воздухе с помощью радиометра типа РРА. – Москва, 2006. – 15 с.
8. Рекомендация. Государственная система обеспечения единства измерений. Методика экспрессного измерения объемной активности радона-222 в почвенном воздухе с помощью радиометра типа РРА. – Москва, 2006. – 16 с.
9. В.И. Уткин, М.Я. Чеботина, В.Я. Евстигнеева. Радиоактивные беды Урала Екатеринбург. – Уро РАН, 2000. – 126 с.

ЧИСЛЕННЫЙ АНАЛИЗ ДАННЫХ РАДИАЦИОННОГО МОНИТОРИНГА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЕРРИТОРИЙ АВАРИЙНЫМИ ВЫБРОСАМИ НА СИБИРСКОМ ХИМИЧЕСКОМ КОМБИНАТЕ И АЭС «ФУКУСИМА-1»

В.Ф. Рапута, Т.В. Ярославцева

Институт вычислительной математики и математической геофизики
СО РАН, Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

NUMERICAL ANALYSIS OF DATA OF RADIOACTIVITY MONITORING OF TERRITORIES CONTAMINATED BY ACCIDENTAL RELEASE IN SIBERIAN CHEMICAL PLANT AND FUKUSHIMA NUCLEAR POWER PLANT

V.F. Raputa, T.V. Jaroslavlseva

Institute of computational mathematics and mathematical geophysics of SB of RAS, Novosibirsk, Russia, raputa@sscc.ru

Abstract. The model of reconstruction of fields of losses of a polydisperse impurity from an instant source on a trace axis is offered. For the description of process of carrying over of aerosols in atmosphere the semiempirical equation of turbulent diffusion is used. The fractional structure of an impurity in a source on speeds of subsidence is set by means of double gamma distribution. Approbation of the model of reconstruction on the data of monitoring of emergency pollution of vicinities of radiochemical factory in Tomsk-7 and the atomic power station «Fukushima-1» is spent.

Проблема определения количественных характеристик радиоактивного загрязнения природных сред в результате аварий на атомных станциях и предприятиях ядерно-технологического цикла является весьма актуальной. Применение методов прямого моделирования переноса загрязняющих примесей в принципе даёт возможность вполне корректного описания полей концентраций, но в данном случае этот подход сталкивается со значительными затруднениями обеспечения моделей соответствующей входной информацией. К ним следует отнести неопределённости высоты и мощности источника выброса радионуклидов в атмосферу, распределение в начальном облаке аэрозольных частиц по размерам и скоростям оседания, определение текущих метеорологических условий и т.д., что приводит к необходимости использования дополнительной экспериментальной информации о полях загрязнения и создания соответствующих моделей реконструкции [1, 5, 7, 8].

Модель реконструкции атмосферных выпадений полидисперсной примеси. Для априорного описания распределения вещества примеси по скоростям оседания в атмосфере воспользуемся следующей двупараметрической функцией [6]

$$N(w) = \frac{a^{m+1}}{\Gamma(m+1)} w^m e^{-aw}, m \geq -1, a = \frac{m}{w_m} \quad (1)$$

где параметр w_m характеризует скорость преобладающей по количеству частиц фракции примеси, m – степень однородности распределения частиц примеси по скоростям w , $\Gamma(m)$ – гамма-функция Эйлера.

Тогда поле выпадений примеси от точечного источника определяется соотношением

$$\rho = \int_0^\infty w q_w N(w) dw, \quad (2)$$

где q_w – поле концентрации монодисперсной примеси со скоростью оседания w .

Для описания поля концентрации используется степенная аппроксимация скорости ветра и коэффициента вертикального турбулентного обмена [2]:

$$u(z) = u_1 \left(\frac{z}{z_1} \right)^n, k_z = k_1 \frac{z}{z_1}. \quad (3)$$

С учётом (3) поле концентрации q_w вблизи земли можно представить в виде [2]

$$q_w(x, y) = \frac{Mc^0}{2(1+n)\sqrt{\pi k_0} \Gamma(1+\omega)} x^{1.5+\omega} \times \exp\left(-\frac{c}{x} - \frac{y^2}{4k_0 x}\right), \quad (4)$$

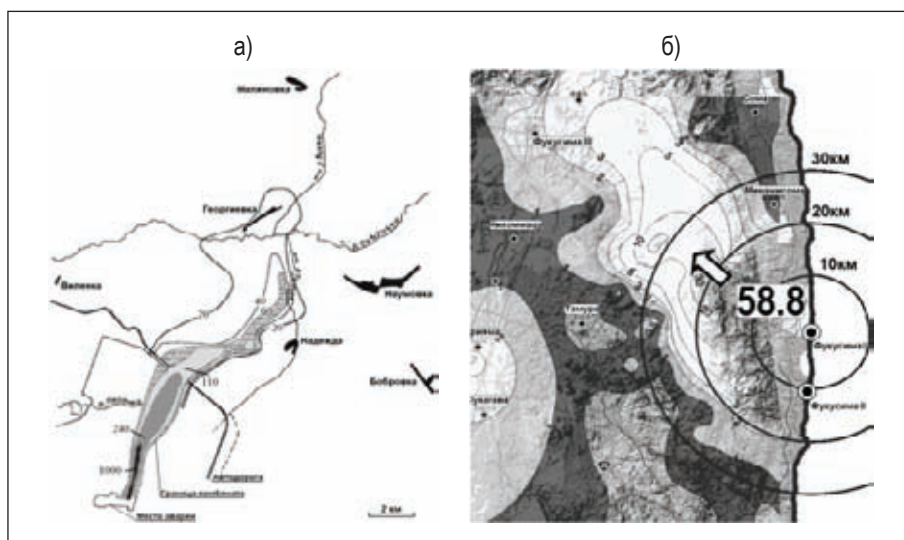


Рис. 1. Карты следов радиоактивных выпадений: а) – загрязнение почвы от аварии на СХК по состоянию на 13 мая 1993 г. (мкР/ч); б) – загрязнение почвы от серии взрывов на АЭС «Фукусима-1» по состоянию на 12 апреля 2011 г. (мкЗ/ч)

$$c = \frac{u_1 H^{1+n}}{(1+n)^2 k_1}, \quad \omega = \frac{w}{k_1(1+n)}.$$

Здесь ось x ориентирована в направлении ветра, ось y в поперечном направлении, M – мощность источника, k_0 – параметр турбулентного обмена в направлении оси y .

С учётом соотношений (1), (4) выражение (2) можно представить в виде

$$\begin{aligned} p(x, y) &= \frac{Ma^{m+1}}{2(1+n)\sqrt{\pi k_0} \Gamma(1+m)} x^{1.5} \times \\ &\times \exp\left(-\frac{c}{x} - \frac{y^2}{4k_0 x}\right) \int_0^\infty \frac{w^{m+1} \exp(-aw)}{\Gamma(1+\omega)} \left(\frac{c}{x}\right)^\omega dw = \\ &= \frac{Ma^{m+1} (1+n)^{m+1} k_1^{m+2}}{2\sqrt{\pi k_0} \Gamma(1+m)} x^{1.5} \times \\ &\times \exp\left(-\frac{c}{x} - \frac{y^2}{4k_0 x}\right) \int_0^\infty \frac{\omega^{m+1} \exp(-ak_1(1+n)\omega)}{\Gamma(1+\omega)} \left(\frac{c}{x}\right)^\omega d\omega. \quad (5) \end{aligned}$$

В частности, для осевой концентрации ($y=0$) соотношение (5) представляется в виде

$$\begin{aligned} p_{\text{ось}}(x) &= \frac{\theta_1}{x^{1.5}} \exp\left(-\frac{c}{x}\right) \int_0^\infty \frac{\omega^{\theta_2} \exp(-\theta_3 \omega)}{\Gamma(1+\omega)} \left(\frac{c}{x}\right)^\omega d\omega, \\ \theta_1 &= \frac{Ma^{m+1} (1+n)^{m+1} k_1^{m+2}}{2\sqrt{\pi k_0} \Gamma(1+m)}, \\ \theta_2 &= m+1, \quad \theta_3 = ak_1(1+n). \quad (6) \end{aligned}$$

Оценка неизвестных параметров θ_1 , θ_2 , θ_3 , входящих в соотношение (6), проводится методом наименьших квадратов с использованием данных измерений уровней радиации в точках местности.

Замечание. Параметры θ_2 , θ_3 зависят от характеристик

дисперсного состава аэрозольной примеси и метеорологических условий. Данное обстоятельство позволяет существенно снизить количество опорных точек измерений при проведении повторного оценивания осевого загрязнения в другие моменты времени. В этом случае достаточно лишь провести переоценку параметра θ_1 , который согласно (6) пропорционален мощности источника, и изменение которого будет происходить лишь вследствие радиоактивного распада выпавших нуклидов.

Численные реконструкции полей выпадений, образовавшихся в результате аварий на Сибирском химическом комбинате (СХК)

а) *Восстановление загрязнения по оси следа от аварии 1993 г.* 6 апреля 1993 г. на радиохимическом заводе в г. Томске – 7 произошло разрушение ёмкости с радиоактивным раствором. Авария сопровождалась кратковременным залповым выбросом радиоактивных веществ в окружающую среду через вентиляционную систему, вытяжную трубу высотой 150 м, а также развал стены здания на высоте 15 м. Распределение радиоактивного загрязнения местности изучалось с помощью самолётной гамма-съёмки, а также наземных маршрутных наблюдений загрязнения снегового и почвенного покрова. Начальная протяжённость следа с уровнем более 15 мкР/ч составила 28 км, наибольшая ширина – 6 км, площадь зоны загрязнения составила более 100 км² [3, 4]. Дальнейшие наблюдения в мае-июне показали довольно быстрое снижение уровней загрязнения, что было обусловлено распадом короткоживущих радионуклидов – ¹⁰³Ru, ⁹⁵Nb, ⁹⁵Zr, ¹⁰⁶Ru, доминировавших в составе выброса.

На рис. 1, а представлена карта радиационной обстановки в районе аварии на СХК на 13 мая 1993 г., полученная по данным наземных измерений гамма-поля на высоте 1 м [3]. К этому времени снеговой покров уже отсутствовал, что значительно упростило проведение наблюдений и анализ полученных экспериментальных результатов. С ис-

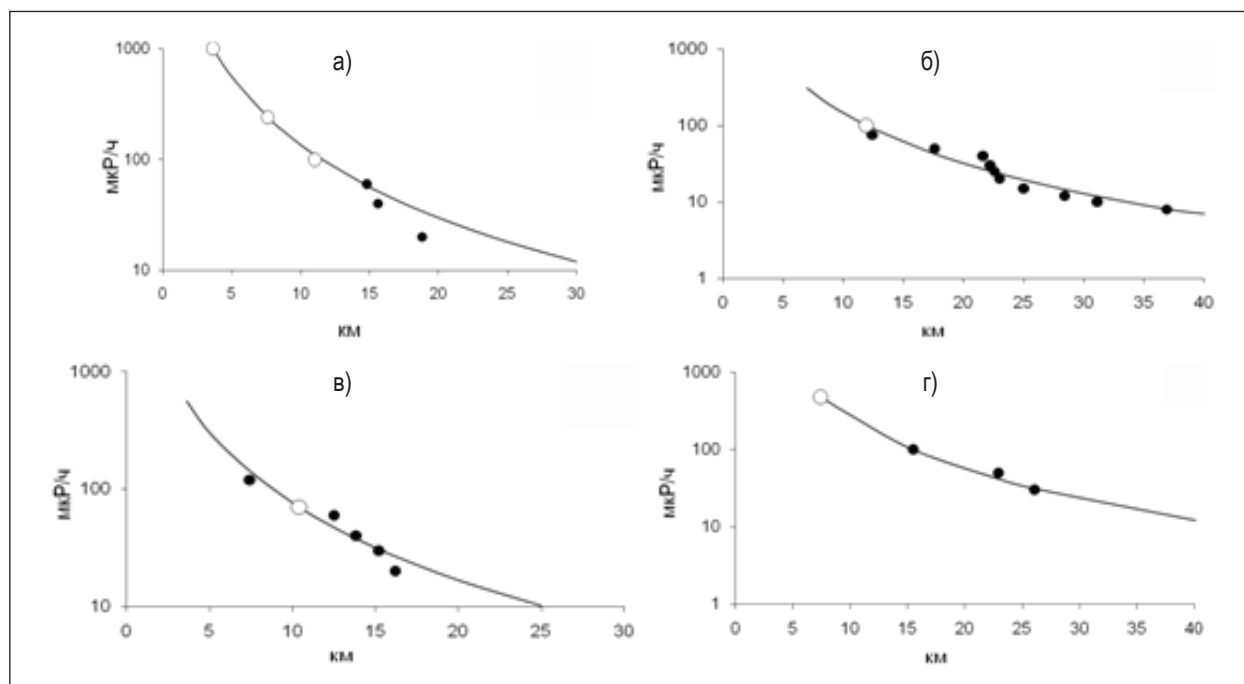


Рис. 2. Численно восстановленные по данным наблюдений уровни радиоактивного загрязнения почвы и снегового покрова от аварии на СХК 1993 г. вдоль оси следа: а) по состоянию на 13 мая, б) на 12 апреля (самолётная гамма-съёмка), в) на 13 июня, г) на 12 апреля (наземные наблюдения). ———— результат численного моделирования, ○, ● – опорные и контрольные точки измерений

пользованием данных, приведённых на рис. 1, а, и модельной зависимости (б) была проведена реконструкция осевой части следа. Для проведения оценивания неизвестных параметров в качестве опорных уровней измерений были использованы уровни: 110, 240, 1000 мкР/ч.

Результаты численного восстановления осевых выпадений радионуклидов по заданным трём опорным уровням измерений представлена на рис. 2, а. С использованием одной опорной точки на оси следа и оценок параметров, взятых из предыдущего расчёта был проведён численный анализ полей радиоактивного загрязнения от аварии на СХК к моментам времени 12 апреля и 13 июня 1993 г. На рис. 2, б–г приведены результаты восстановления выпадений нуклидов в осевых направлениях по данным аэрогамма и наземной снеговой и почвенной съёмки.

Анализ результатов моделирования показал вполне удовлетворительное согласие измеренных и вычисленных значений активности в контрольных точках измерений. Несмотря на значительную высоту источника произошло довольно быстрое снижение уровней загрязнения с расстоянием, что указывает на большую разнородность дисперсного выброшенной смеси радионуклидов. Тем не менее первоначальная протяжённость следа составила не менее 40 км. Из сравнения значений вычисленных оценок параметров для самолётной и наземной гамма-съёмки снегового покрова вытекает, что в случае данной аварии аэросъёмка дала в среднем на 40% значения мощности дозы ниже. Анализ рис. 2, а и 2, в, показывает заметное снижение в течение месяца уровня загрязнения почвы, что в первую очередь связано с процессами радиоактивного распада.

б) Реконструкция полей выпадений ^{137}Cs . С использованием модели реконструкции полей атмосферных выпадений примесей проведён анализ данных аэрогамма-спектральной съёмки окрестностей СХК, выполненной в сентябре 1993 г. лётной экспедицией НПО «Тайфун». К северу от СХК по ограниченному числу точек численно восстановлен след выпадений ^{137}Cs , образовавшийся в результате крупной радиационной аварии на реакторных заводах комбината в шестидесятых годах прошлого столетия (рис. 3, а). На рис. 3, б представлена измеренная и численно восстановленная плотность выпадений радионуклида по оси следа.

С использованием рассчитанных параметров модели реконструкции и закона радиоактивного распада для ^{137}Cs на рис. 4б приведена прогнозная оценка современного состояния следа, а также на предположительное время аварии – вторая половина 60 годов прошлого столетия (рис. 4, а).

Анализ данных наблюдений радиоактивного загрязнения почвенного покрова в региональных окрестностях АЭС «Фукусима-1»

Мощное землетрясение 11 марта 2011 г. у берегов Японии обусловило отключение на АЭС «Фукусима-1» централизованного электроснабжения, а последующее за ним катастрофическое цунами вывело из строя резервные дизель-генераторы, что не позволило в дальнейшем проводить эффективное охлаждения активных зон остановленных реакторов и в конечном итоге привело к серии мощных взрывов на станции с выбросом в атмосферу смеси радионуклидов, включающих радиоактивные изотопы

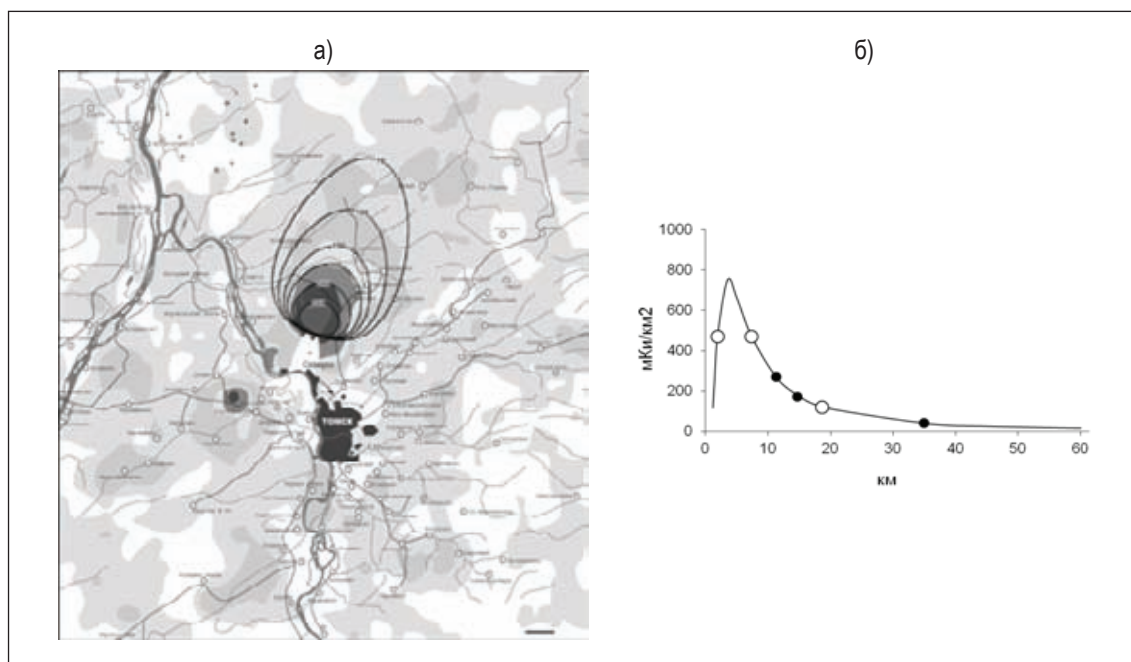


Рис. 3. Карта-схема плотности загрязнения почв ^{137}Cs (мКи/км^2) на 1993 г. по данным аэрогаммасъёмки (а) и численно восстановленный по модели реконструкции (б) северный след аэрозольных выпадений радионуклида (б)

йода, цезия. В частности в направлении на северо-запад от АЭС (префектура Фукусима) образовался след выпадений с высоким уровнем радиоактивного загрязнения.

В префектуре Фукусима ежедневно проводилась автомобильная радиационная разведка района загрязнения за пределами 20-километровой зоны вокруг АЭС. Данные этого мониторинга ежедневно появлялись в открытом доступе на сайте Министерства образования, культуры, спорта, науки и технологии Японии (МEXT). В начальный период загрязнения (15-18 марта) максимальная мощность дозы в 30 км на северо-запад от АЭС составляла порядка 150–

170 мкЗв/ч . На рис. 1, б представлена карта мощности доз (мкЗв/ч) на 12 апреля 2011 г., построенная на основании данных передвижного мониторинга. Максимальная доза в 20 км от АЭС на радиоактивном следе составляла 58,8 мкЗв/ч . Для проведения численной реконструкции загрязнения по оси следа в качестве опорных точек измерений использовались точки со значениями доз 3, 5 и 10 мкЗв/ч .

На рис. 5, а представлены результаты реконструкции осевой части следа, полученные с использованием соотношения (6), по указанным выше опорным значениям мощностей доз. Восстановленная кривая вполне удовлетвори-

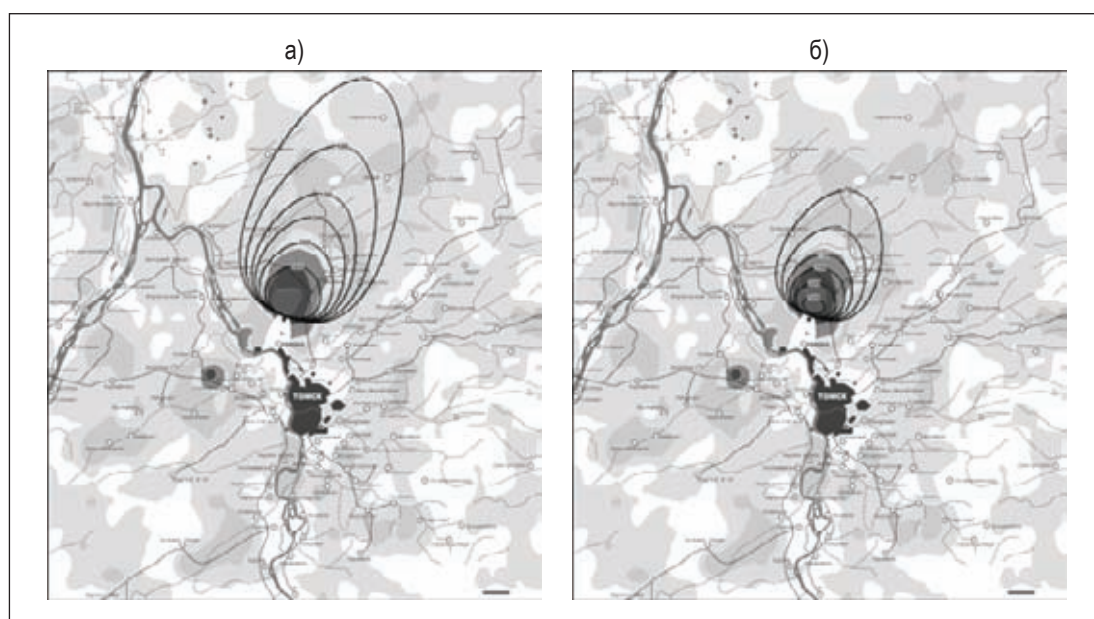


Рис. 4. Прогнозные поля плотности загрязнения почв ^{137}Cs (мКи/км^2) к северу от Сибирского химического комбината на предполагаемое время аварийного выброса (а) и на 2012 г. (б)

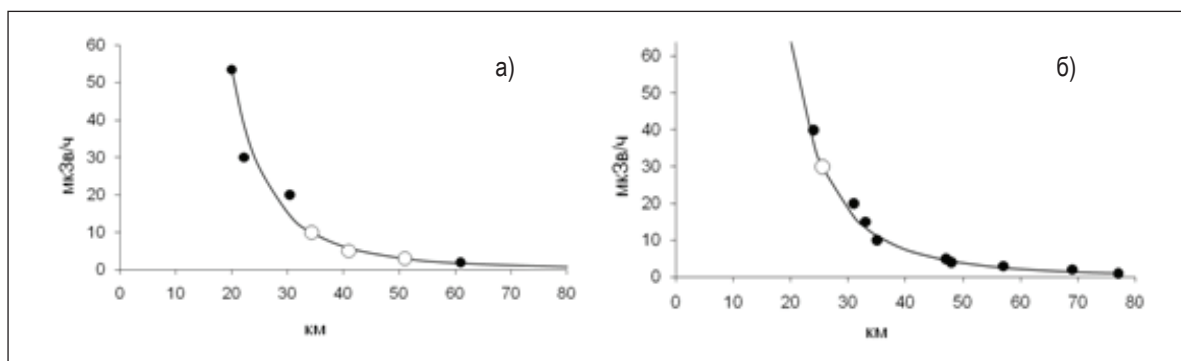


Рис. 5. Численная реконструкция осевой части следа радиоактивных выпадений от аварии на АЭС «Фукусима-1»: а) по состоянию на 12 апреля, б) на 24 апреля 2011 г

тельно описывает загрязнение по оси следа. Быстрый рост мощности доз в направлении к АЭС указывает на то, что подобную тенденцию следует ожидать и внутри 20-километровой зоны. Зависимость (6) вполне позволяет провести оценивание уровней осевого радиоактивного загрязнения внутри рассматриваемой зоны. Для повышения точности описания уровней загрязнения в ближней зоне необходим более детальный учёт распределения активности по вертикали в момент выброса радионуклидной смеси. Использование полученных оценок параметров Θ_2 , Θ_3 даёт возможность восстановить загрязнение и для других сроков наблюдений по более ограниченной информации. В частности, на рис. 5,б приведены результаты восстановления осевого загрязнения по одной точке на 24 апреля 2011 г. Согласие данных радиационного мониторинга и численной реконструкции в диапазоне расстояний от 20 до 80 км даёт подтверждение как надёжности данных мониторинга, так и определённой универсальности полученных оценок параметров к рассматриваемому загрязнению.

Литература

1. Андрушин И.А., Чернышев А.К., Логачёв В.А., Михалихина Л.А., Степанов Ю.С., Красилов Г.А., Матущенко А.М., Дубасов Ю.В. Современная интерпретация данных воздушной и наземной радиационных разведок следа первого ядерного испытания в СССР в 1949 г. // Вестник научной программы «Семипалатинский полигон – Алтай», 1995. – №2. – С.102–108.
2. Берлянд М.Е. Прогноз и регулирование загрязнения атмосферы. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1985. – 272 с.
3. Булатов В.И., Чирков В.А. Томская авария: мог ли быть сибирский Чернобыль? – Новосибирск: ЦЭРИС, 1993. – 32 с.
4. Вакуловский С.М., Шершаков В.М., Бородин Р.В., Возженников О.И., Газиев Я.И., Косых В.С., Махонько К.П., Чумичёв В.В. Анализ и прогноз радиационной обстановки в районе аварии на Сибирском химическом комбинате // Радиация и риск, 1993. – Вып.3. – Приложение 2. – С.3–48.
5. Изразль Ю.А., Цатуров Ю.С., Назаров И.М., Петров В.Н.,

Заключение

Разработанная малопараметрическая модель реконструкции выпадений полидисперсной примеси даёт возможности численного анализа данных наблюдений практически по всему следу. Для получения оценок неизвестных параметров в зависимостях (5), (6) требуется привлечение относительно небольшого объёма данных измерений. Весьма полезным приёмом оказалось выделение групп параметров, зависящих от характеристик дисперсного состава, что позволило в ряде случаев дополнительно сократить количество используемых точек измерений. Весьма необходимой является информация о количественном составе выброшенной в атмосферу радионуклидной смеси. Её наличие позволяет дать численный прогноз радиационной обстановки на последующие моменты времени.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН №4.9-3.

- Стукин Е.Д., Фридман Ш.Д., Кантарович Р.С., Федоткин А.Ф., Керцман В.М. Реконструкция фактической картины радиоактивного загрязнения местности в результате аварий и ядерных испытаний // Метеорология и гидрология, 1994. – №8. – С.5–18.
6. Прессман А.Я. О распространении в атмосфере тяжёлой неоднородной примеси из мгновенного точечного источника // Инженерно-физич. журн., 1959. – Т.2. – №3. – С.78–87.
7. Рипута В.Ф. Модели реконструкции загрязнения осевой части Восточно-Уральского радиоактивного следа // Вычислительные технологии, 2006. – Т.11. – Ч.2. – Спецвыпуск. – С.10–16.
8. Pitovranov S.E., Fedorov V.V., Edwards L.L. Optimal sampler siting for atmospheric tracer experiments taking into account uncertainties in the wind field // Atmos. Environ., 1993. – Vol.27A. – №7. – P.1053–1059.

НОВЫЕ ДАННЫЕ О РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИХ ОСОБЕННОСТЯХ ПРИРОДНЫХ СРЕД БАРГУЗИНО-ЧИВЫРКУЙСКОГО ПЕРЕШЕЙКА (ОЗ. БАЙКАЛ) И ТУНКИНСКОЙ КОТЛОВИНЫ

Л.П. Рихванов¹, Т.Т. Тайсаев², Н.В. Барановская¹, Б.Р. Соктоев¹, Т.А. Перминова¹

¹Томский политехнический университет, Томск, Россия, rikhvanov@tpu.ru

²Бурятский государственный университет, Улан-Удэ, Россия

NEW DATA ON THE RADIOGEOCHEMICAL FEATURES OF THE ENVIRONMENTAL MEDIA OF THE BARGUZIN-CHIVYRKUY STRAIT (LAKE BAIKAL) AND TUNKA DEPRESSION

L.P. Rikhvanov¹, T.T. Taisaev², N.V. Baranovskaya¹, B.R. Soktoev¹, T.A. Perminova¹

¹Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

²Buryat State University, Ulan-Ude, Russia

Abstract. The article introduces the results of the new under-investigated media research – the salt sediments and the distribution of the radioactive elements (Th, U) in this media. By the example of the Baikal region it is shown that the element composition of the salt sediments reflects the chemical composition of the drinking water, especially for uranium. The territories with possible uranium mineralization are marked i.e. the Borgoy depression, Ust-Barguzin depression, suburbs of Ulan-Ude.

После появления в печати сообщений И.С. Ломоносова, А.А. Мясникова и др. [5, 6] о радиогеохимических аномалиях и возможном формировании урановой минерализации на Баргузино-Чивыркуйском перешейке озера Байкал (рис. 1) нами были проведены дополнительные исследования природных сред в этом районе с отбором проб донных отложений, торфов, вод, матов, горных пород. При этом, полевые исследования проводились с использованием радиометра-концентратора РКП-305, позволяющего определять содержания U (по Ra), Th и K в исследуемых природных образованиях. Одновременно, в отобранных пробах выполнялось определение урана и тория методами масс-спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP-MS) и нейтронно-активационного анализа, что позволяло судить о величине радиоактивного равновесия между U и Ra. Кроме того, методом ICP-MS, выполненными в различных аккредитованных лабораториях (гг. Иркутск, Томск), был выполнен анализ 60 сопутствующих U и Th химических элементов.

Подробное описание геолого-тектонических, ландшафт-

тно-геохимических и гидрогеохимических особенностей района выполнено в работе И.С. Ломоносова и др. [5].

Полученные радиогеохимические особенности приведены в таблице 1.

Анализ приведенных в таблице данных показывает, что современные природные процессы на Баргузино-Чивыркуйском перешейке (БЧП) формируются в пределах развития высокорadioактивных гранитоидов Ангаро-Витимского плутона. По нашим данным среднее содержание урана в этих породах – 5–11 г/т, тория – 53–67 г/т. Природа радиоактивности ториевая (Th/U > 5). Данные породы находят отражение в радиогеохимических полях по данным азотгамма-спектрометрии, образуя ярко выраженный ареал распространения, соответствующий положению «древнего темени Азии» Э. Зюсса и В.А. Обручева.

Наличие данного специализированного радиогеохимического комплекса пород может обеспечивать при их выветривании выщелачивание урана и его поступление на те или иные геохимические барьеры, которые имеют место быть на БЧП в виде отложений, обогащенных органическим веществом в руслах малых рек и ручьев (Буртуй, Арангатуй), в отложениях формирующихся торфяных болот (урочище Мягкая Карга), так и в местах разгрузки в них термальных вод (источники «Кулиные болота»).

Об этом свидетельствуют аномально высокие, вплоть до минимальных промышленных концентраций урана в донных отложениях ручья Буртуй (до 100 г/т), или в торфяниках на его берегу, при выходе ручья в болото. Концентрация урана в золе этого торфа составляет 270–340 г/т.

При этом обращает на себя особое внимание, что высокие концентрации урана выявляются только при инструментальных лабораторных исследованиях (методы ICP-MS и нейтронной активации), тогда как методом гамма-спектрометрии, определяющим уран по продукту его распада Ra^{226} , он обнаруживается на кларковом уровне (3,8 г/т), что более чем в 10 раз ниже его истинных содержаний.

Это однозначно свидетельствует о том, что на БЧП формируется современное урановое оруденение, для которого характерен сдвиг радиоактивного равновесия в



Рис. 1. Район исследования – Баргузино-Чивыркуйский перешеек озера Байкал

Таблица 1. Радиогеохимические характеристики природных объектов Баргузино-Чивыркуйского перешейка

Материал пробы, место отбора и метод измерения	U	Th	Th/U	Некоторые другие геохимические показатели
Ручей Буртуй				
Донные отложения, по данным гамма-спектрометрии	$\frac{3,8}{1-5}$	$\frac{10,9}{4-17}$	2,9	Температура воды 3 °С, pH – 6,5. Минерализация воды – 46,8 мг/дм ³ . Концентрация F – 0,37 мг/дм ³ . Содержание Rn – менее 5 Бк/дм ³ .
Донные отложения по всему руслу, по данным ИНАА	$\frac{43,6}{17,86-96,61}$	$\frac{17,5}{7,55-28,53}$	0,4	Вода, мг/дм ³ : W (0,042), Au (0,00004), Ba (0,05), Sr (0,1), Mo (0,004)
Донные отложения, по данным ICP MS	190–100	12–13		Донные отложения, мг/кг: Mo (3,9)
Торф болот на берегу ручья, по данным гамма-спектрометрии	$\frac{1,3}{1-2}$	$\frac{5}{4-7}$	3,8	Зола торфа, мг/кг: Mo (8,6), Ce (2,2), Ga (28), TR (n*100), Be (2,5)
Торф болот (зола) на берегу ручья, по данным ICP MS	$\frac{305}{270-340}$	$\frac{23}{19-27}$	0,08	
Вода из ручья, мг/дм ³	0,00084	0,00001		
Источник Арангатуй				
Граниты порфировидные, из которых выходит источник	$\frac{7,5}{5-11}$	$\frac{60}{53-67}$	8	Температура воды 12 °С, pH – 6,5. Минерализация воды – 81,7 мг/дм ³ . Концентрация F – 0,12 мг/дм ³ . Содержание Rn – 324–360 Бк/дм ³ .
Донные отложения у источника на выходе, по данным гамма-спектрометрии	$\frac{37,8}{23-59}$	$\frac{58}{42-77}$	1,5	Вода, мг/дм ³ : Ce (0,0001), Sn (0,001), Ni (0,01), Sr (0,1)
Донные отложения у источника на удалении, по данным гамма-спектрометрии	$\frac{9,3}{5-14}$	$\frac{31,3}{21-40}$	3,4	Маты, мг/кг: Cr (16), Zn (103), Br (25), La (39), Ce (103), Nd (69), Sm (28), Hf (3,5), Ta (11,8)
Донные отложения у источника, по данным ИНАА	19,36	17,69	0,9	
Донные отложения у источника, по данным ICP MS	20	23	1,2	
Вода из ручья	0,0017	0,00001	0,006	
Микробные сообщества (маты), по данным ИНАА	101	12,53	0,12	
Кулиные болота				
Иловые отложения по краям грифона горячих источников по данным гамма-спектрометрии	$\frac{1,13}{1-2}$	$\frac{2,75}{1-4}$	2,4	Температура воды 30–45 °С и колеблется от сезона года. Минерализация воды – 677 мг/дм ³ . Концентрация F – 18,4 мг/дм ³ . Содержание Rn – менее 5 Бк/дм ³ . Аномально высокое содержание H ₄ SiO ₄ – 173 мг/дм ³ ; сульфат-иона – 180 мг/дм ³ .
Вода горячих источников по данным ICP MS	0,000015	0,00001	0,7	Вода, мг/дм ³ : Mo (0,003), W (0,03), Cd (0,003), Sr (0,6), Fe (0,25), Ce (0,0002), Sn (0,0002), Nd (0,00006), Zr (0,0005)
Микробные сообщества (маты) по данным ИНАА	0,44	1,21	2,75	Маты, мг/кг: Sb (1,04), Ba (400), La, Ce, Nd (n•10), Pa (1,6)
Баргузинский залив озера Байкал				
Вода по данным ICP MS	0,00052	0,00001	0,02	Вода, мг/дм ³ : Zn (0,25), Tl (0,00002), Pb (0,02), Bi (0,00004)
Накипь из воды озера по данным ICP MS	5,4	0,33	0,06	Донные отложения, мг/кг: W (0,7), Cu (58), Zn (100), Ag (0,7), Cd (0,5)
Донные отложения по данным ИНАА	4,58	5,11	1,1	Накипь, мг/кг: Li (120), Be (0,1), Se (11), As (370), Mo (3), Sn (1), W (0,4), Au (0,1)
Донные отложения по данным ICP MS	3,1	3,4	1,1	
п. Усть-Баргузин				
Солевые отложения (накипь) из питьевых вод поселка, находящегося на берегу залива	21	0,6	0,03	Co (150), As (2,5), Ag (21)

сторону урана. Это факт достаточно хорошо известен в настоящее время в ряде стран мира (США, Канада, Россия и др.). Известны они и в Байкало-Витимской горной области (месторождение Сиротинка) [11].

Этот генетический тип месторождений урана не является важным геолого-промышленным типом, но в последней половине XX века о них стали достаточно часто писать и уже известны случаи их успешной отработки [1, 8].

В зарубежной печати эти объекты относятся к группе, так называемых «поверхностных месторождений» [4], для которых разработана и специальная классификация [3, 9].

Эти месторождения формируются на глубине первые метры в зоне активного водообмена в окислительной обстановке за сравнительно короткий интервал геологического времени, которые не подвергались глубинному погребению.

Общими чертами для месторождений этого типа являются [1]:

1. Они образуются на поверхности или в нескольких метрах от нее в результате взаимодействия грунтовых или поверхностных вод с различными компонентами почв или осадков. Тип и характер месторождения определяется природой этих вод, способами их взаимодействия с осадками и фациальными условиями накопления последних.
2. Уран почти не сопровождается дочерними продуктами, и, соответственно, месторождения не отмечаются аномалиями радиоактивности. Исключения составляют случаи резкого поверхностного обогащения и случаи прямого осаждения из природных водных источников.
3. Уран в осадочном материале связан достаточно свободно процессами сорбции и ионного обмена, а потому легко повторно мобилизуется.
4. Обычным спутником урана является молибден, концентрации ванадия обычно отсутствуют.
5. Известные месторождения, как правило лежат в районах, которые подстилаются интрузивными породами среднего и кислого состава.

Характерной особенностью рудных объектов этой группы является практически полное отсутствие минералов урана, большая часть которого фиксирована органическим материалом. Частыми спутниками урана в этих рудных образованиях являются молибден, а также никель, кобальт, цинк, медь, селен, барий и др., что наблюдается и в геохимическом спектре изученных природных образований БЧП (табл. 1).

Таким образом, можно констатировать, что в данном

районе Байкальской рифтовой зоны (БРЗ) функционирует своеобразная природная лаборатория, в которой наблюдаются современные процессы рудообразования при смешении поверхностных вод зоны аэрации и глубинных азотных, метановых, углекислых и вод другого состава, возможно, экзогенной природы, при активном участии органического вещества как сорбентов и микробного сообщества, роль которых в такого рода рудообразованиях до сих пор недооценена [2].

О роли микробного фактора можно судить по данным накопления урана в микробном сообществе, так называемых «матах» [7]. В нашем случае концентрация последнего может достигать 101 г/т на сухое вещество (табл. 1).

Не менее интересные радиогеохимические аномалии отмечены нами и в юго-западной части БРЗ (Тункинская впадина), где имеет место активное современное гидротермальное рудообразование, примером которого могут быть участок «Жемчуг». На одном из источников (скважина Г-1), имеющей температуру воды на выходе и являющейся углекислой по составу, идет мощное травертинообразование. Данные солевые осадки имеют ярко выраженные радиогеохимические особенности при их изучении методами гамма-спектрометрии. Так, среднее содержание естественных радионуклидов в них соответственно составляет: U (по Ra-226) – 4,3 г/т при разбросе частных значений от 3 до 7; Th (по изотопу Th-208) – 66 г/т (разброс от 24 до 92); K – 0,5 % (разброс – 0,2 до 1,5). Величина Th/U отношения соответственно составила 15. Мощность экспозиционной дозы достигала 0,5–1 мкЗв/час. Последующее изучение этих образований в лабораторных условиях методами прямого измерения радиоэлементов (ИНАА, ICP-MS) показали следующие результаты: содержание U – 3,7 г/т, Th – 0,2 г/т. То есть в них фиксируется ярко выраженное нарушение радиоактивного равновесия в сторону Th-208, что в природе встречается крайне редко. Такая ситуация установлена в районе функционирования «чёрных курильщиков» в районе Хуан-де-Фука [12]. Но там сдвиг радиоактивного равновесия наблюдается как для тория, так и для урана.

В этой радиогеохимически аномальной по Th точке в травертинах отмечается необычайно высокая концентрация Au (8,7 мг/кг), Ag (174 мг/кг) и других компонентов [10]. В данной гидротермальной системе также отмечается концентрирующая роль бактериальных сообществ [7].

Полученная новая радиогеохимическая информация по БРЗ требует осмысления и детального изучения. Несомненно, что в этом сегменте земной коры идут активные рудообразующие процессы, хорошими индикаторами которых могут быть радиоактивные элементы.

Литература

1. Бойл Д.Р. Генезис поверхностных месторождений урана // *Мат. по геол урановых месторождений зарубежных стран.* – М., 1987. – Вып.38.
2. Виниченко П.В. Теория биогенного разнообразия на примере урановых месторождений. – Иркутск, 2004.
3. Колберг Р.Р., Бойл Д.Р., Левинсон А.А. Поверхностные урановые месторождения в Канаде // *Мат. по геол урановых месторождений зарубежных стран.* – М., 1987. – Вып.38.
4. Кудрявцев В.Е., Корнева Н.П., Титова Р.С. Поверхностные месторождения урана // *Мат. по геол урановых месторождений зарубежных стран.* – М., 1987. – Вып.38.
5. Ломоносов И.С. Радиогеохимия природных вод Баргузинско-Чивыркуйского перешейка (Забайкальский национальный парк) / И.С. Ломоносов, А.А. Мясников, А.Д. Абалаков, Л.С. НВоикова, Е.Д. Овдин, В.О. Берсенева // *Подземная гидросфера: Материалы Всероссийского совещания по подзем-*

- ным водам Востока России (XVIII Совецание по подземным водам Сибири и Дальнего Востока). – Иркутск, 2006. – С.81–86.
6. Мясников А.А. Современное формирование урановой осадочно-инфильтрационной (гидрогенной) минерализации Баргузино-Чивьркуйского перешейка на озере Байкал / А.А. Мясников, И.С. Ломоносов, Н.Н. Брюханова, А.Д. Абалаков, Л.С. Новикова, Е.Д. Овдин, А.С. Пирогов // Минералогия и геохимия ландшафта горнорудных территорий. Современное минералообразование: Труды II Всероссийского симпозиума с международным участием и VIII-х Всероссийских чтений памяти академика А.Е. Ферсмана. – Чита, 2008. – С.93–96.
7. Намсараев Б.Б. Геохимическая деятельность микроорганизмов гидротерм Байкальской рифтовой зоны / Б.Б. Намсараев, Д.Д. Бархутова, Э.В. Данилова и др. – Новосибирск: Академическое издательство «Гео», 2011. – 302 с.
8. Оттон Дж.К. Поверхностные месторождения в Соединенных Штатах Америки // Мат. по геол урановых месторождений зарубежных стран. – М., 1987. – Вып.38.
9. Пажель М. Петрология, минералогия и геохимия поверхностных урановых месторождений // Мат. по геол урановых месторождений зарубежных стран. – М., 1987. – Вып.38.
10. Рихванов Л.П. Геохимические особенности травертинов различных регионов и их прогнозные значения / Л.П. Рихванов, Т.Т. Тайсаев, Н.В. Барановская, Б.Р. Соктоев, Т.А. Монголина, А.Ф. Судько, С.С. Ильенко // Современные проблемы геохимии: материалы Всероссийского совещания (с участием иностранных ученых). – Иркутск, 2012. – В 3-х томах. – Т.1. – С.233–236.
11. Самович Д.А. Минерально-сырьевая база урана Восточной Сибири / Д.А. Самович, О.С. Никифоров, Л.П. Гаврилов и др. – Иркутск, 2007.
12. Grasty R.L. Radioactive orphans in barite-rich chimneys, Axial Caldera, Juan De Fuca Ridge / R.L. Grasty, C. Smith, J.M. Franklin, I.R. Jonasson // Can. Mineralogist, 1988. – Vol.26. – P.627–636.

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В БИОСФЕРЕ И ВОЗМОЖНЫЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПОСЛЕДСТВИЯ

Л.П. Рихванов

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

RADIOACTIVITY AND RADIOACTIVE ELEMENTS IN THE BIOSPHERE AND THE POSSIBLE ECOLOGICAL CONSEQUENCES

L.P. Rikhvanov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, rikhvanov@tpu.ru

Abstract. The natural and technogenic radionuclides in the biosphere are reviewed. Special attention should be paid to the appearance of the transuranic elements. The ecological problems connected with radon, plutonium and americium are discussed. The necessity of the quantitative study and evaluation of the radiation exposure by the biodosimetry is revealed.

Радиоактивность, как фундаментальное физическое свойство некоторых химических элементов переходить из неравновесного состояния в равновесное с испусканием фотонов энергии (гамма-квантов), заряженных частиц (бета-частицы, как поток электронов) и (или) положительно заряженных ядер атомов гелия (альфа-частицы), как и носители этого свойства - радиоактивные элементы, являются всеобщим свойством материального мира и характерно как для косных (минералы, породы, руды, почвы, вода), так и живых систем. Радиоактивные элементы, наряду со всеми другими, в том числе кальцием, фосфором, азотом, участвуют в кругообороте вещества вообще и биологическом, в частности. Радиоактивные элементы являются бренными и распадаются по закону радиоактивного распада со строго определённой скоростью, определяемой периодом полураспада.

На сегодняшний день, все существующие радиоактивные элементы в геосферных оболочках нашей планеты, в том числе биосфере, могут быть разделены на три большие группы:

1. Естественные (природные) радиоактивные элементы (ЕРН).

2. Искусственные (техногенные или антропогенные) радиоактивные элементы (ТРН).
3. Радиоактивные элементы, образующиеся при взаимодействии нейтронов космического излучения (космогенные радионуклиды), а также нейтронов, образующихся при ядерных реакциях деления U^{235} или Pu^{239} с нерадиоактивными элементами (техногенные радионуклиды того же состава, что и космогенные. Их нередко называют «бомбовыми») (КТРН).

ЕРН присутствуют в тех или иных количествах абсолютно во всех природных объектах и, как писал В.И. Вернадский (1934) они являются всюдными, с момента формирования Вселенной.

Главными их представителями в биосфере на сегодняшний день являются U, Th и продукты их распада, а также радиоактивный изотоп калия – ^{40}K , на долю которого приходится около 0,012% от общего его содержания. Именно эти компоненты определяют общую радиоактивность среды обитания человека и являются главными источниками внутренней энергии нашей планеты. Кроме этих трёх основных ЕРН, в природе существуют и некоторые другие радиоактивные изотопы естественных химических

элементов (Rb^{87} , Sm^{147} и некоторые другие), но их крайне мало и они не играют важной радиоэкологической роли, но они чрезвычайно важны для определения абсолютных возрастов и использования в качестве радиоактивных маркеров. Претерпевая радиоактивный распад, изотопы U и Th превращаются в изотопы не-радиоактивного Pb.

В цепочках распада этих элементов на определённых этапах возникают дочерние радиоактивные элементы. Так, в ряду U таковыми являются Ra, Rn и Po, представляющие главную радиоэкологическую опасность для биосферы. Прежде всего это относится к радиоактивному газу без запаха и цвета – радону, испускающему альфа-излучение и имеющему период полураспада 3,7 суток. Этот газ присутствует абсолютно везде и он определяет развитие рака лёгочной системы (второй по значимости, после курения, фактор этого заболевания). Содержание этого компонента в воздухе жилых зданий строго нормируется. Не менее опасен для человека и альфа-излучающий Po, имеющий свойство избирательно накапливаться в табаке и, соответственно, создавать повышенную радиационную дозовую нагрузку на внутренние органы человека – курильщика и окружающих его некурящих коллег.

Следует отметить, что на ранних этапах развития планеты содержание ЕРЭ на планете было существенно выше, чем в настоящее время и радиационный фактор от них был весьма значителен. Высказывается точка зрения (А.И. Опарин и др.), что этот фактор имел большое влияние на первоначальном этапе зарождения белковых тел и, возможно, его наличие предопределяло возникновение специфических мутаций, определивших эволюционное развитие приматов и появление человека. П.П. Лазарев, В.П. Казначеев и некоторые другие высказывали мысль о том, что бета-излучение K^{40} может являться источником энергетического питания клетки. С.Г. Неручев и некоторые другие, изучая эволюцию живого вещества на планете Земля, отмечают, что эпохи интенсивного накопления урана, а их было около десятка только за последние 550 млн.лет, играют особую революционную роль в развитии биоты, значительно ускорив темпы эволюции, обуславливая исчезновение одних и появление новых видов и принципиально новых типов строения организмов (Неручев, 1982).

Значительные концентрации ЕРЭ, представляющие реальную опасность, в биосфере встречаются крайне редко и в силу этого животные и человек в своей жизни сталкивались с этим фактором воздействия крайне редко. Но в тех случаях, когда это имеет место, наблюдаются определённые биологические и биогеохимические эффекты. Так, в растениях и животных происходило избыточное

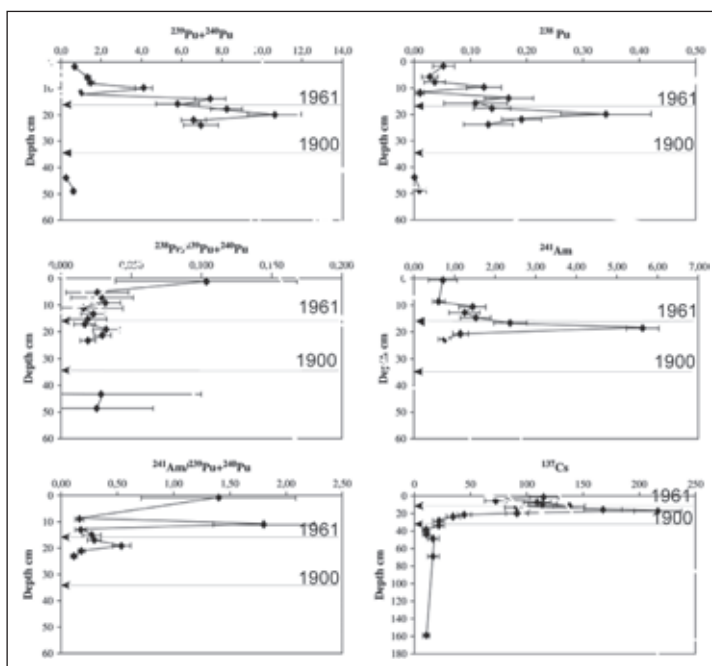


Рис. 1. Район исследования – Баргузино-Чивыркуйский перешеек озера Байкал

Таблица 1. Удельная активность Ra-226 в костях человека (по А.А. Моисеву и др., 1974, с дополнением)

Страна, район, год исследования	Средняя удельная активность, 10^3 пКи/г	Возможная причина повышенных концентраций
Аргентина, 1959	11–12	
Германия, 1964	13	
Япония, 1959	4	
Англия, 1959	15	
США, 1959–1970	5–37	В штате Иллинойс и др. распространены урансодержащие фосфориты и др. месторождения урана
Израиль, 1959	36	Ураноносные фосфориты
Украина, 1968	39	Ураноносные граниты
Индия, Штат Керал, 1966	143	Монацитовые россыпи
Город в Средней Азии, 1965	1 340	Урановое месторождение, предприятие по переработке урановых руд

накопление природных радионуклидов, прежде всего U и Ra, и в таких количествах, что от них можно было получить отчётливую автордиографию (провинция Посус ди Калвес, Бразилия). Было также, например, отмечено, что стареющие слоны стремятся к радиоактивному источнику или минеральной залежи, где радиация благотворно воздействует на их больные суставы. К этим местам идут проторенные тропы со всей Африки (Э. Хейнрих, 1962 со ссылкой на газету «Детройт Ньюс» от 31.03.1957). В печати также отмечалось, что многие туземные африканские

племена использовали высокорadioактивную грязь в медицинских целях, применяя её для лечения ран и для общего оздоровления организма (Хейнрих, 1962). Можно с уверенностью утверждать, что в таких районах происходит аномальное накопление в живых организмах избыточных количеств природных радионуклидов.

Так, например, оценочный уровень активности Ra-226 в костях человека колеблется в весьма существенных пределах (табл. 1) и он определяется как радиогеохимической спецификой геологических формаций (развитие фосфоритов, гранитов и т.д.), так и факторами техногенеза (переработка урановых руд). По нашему мнению уровень накопления химических элементов, в том числе и радиоактивных может рассматриваться как индикатор геологической обстановки и её техногенной трансформации (Рихванов и др., 2013).

В настоящее время в местах компактного проживания человека, которые характеризуются аномально высокой природной радиоактивностью (штат Керал в Индии, Гуандонг в Китае, Рамсар в Иране и др.) отмечаются проявления специфических цитогенетических отклонений от нормы (аномальные хромосомные аномалии), тератогенные (врождённые пороки развития) и другие аномалии развития организмов, а также высокая заболеваемость раком лёгких.

Радиозэкологическая ситуация в биосфере принципиально изменилась с лета 1945 года, когда 16 июля была взорвана первая атомная бомба, а в августе две атомные бомбы были сброшены на японские города. С этого времени геохимический состав биосферы, по большому счёту, стал принципиально иным. В ней появились и включились в биологический кругооборот новые радиоактивные химические элементы (Pu, Am и др.) и радиоактивные изотопы (^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{85}Kr , $^{131,139}\text{I}$ и др. осколочные изотопы; ^{60}Co и другие радионуклиды активационной природы), которых никогда не было в биосфере, а также резко увеличилось в среде обитания человека количество H^3 , C^{14} , ранее присутствующих только в следовых количествах как продуктов ядерных реакций с космическими нейтронами и др. элементарными частицами. На сегодняшний день, остаточные концентрации ТНР и КТРН от испытания ядерного оружия (ЯО) в атмосфере в том или ином количестве практически можно обнаружить в любой части планеты.

Особенно хорошо проявление ядерного техногенеза наблюдается при изучении стратифицированных (последовательно образующихся) образований. Таковым, например, является торфяная залежь. В её вертикальном профиле достаточно хорошо виден временной характер поступления радионуклидов в биосферу (рис. 1).

Количество КТРН в биосфере увеличилось во многие десятки раз и они стали статистически значимыми факторами повышенного риска тератогенного, канцерогенного и генетического характера.

Уровень накопления делящихся альфа-излучающих



Рис. 2. Изменение глобального фона делящихся альфа-излучающих радионуклидов (^{235}U , Pu, Am и др.) за последние 150 лет по данным осколочной (f) радиографии

техногенных радионуклидов за последние 150 лет по данным дендрогеохимического анализа методом радиографии (Рихванов и др., 2002) увеличился более чем в три раза (рис. 2).

Насколько комфортнее стало от этого биоте и человеку должны ответить радиобиологи и медики.

Биологическая опасность радиоактивных водорода (H^3) и углерода (C^{14}) заключается в том, что они встраиваются в живую клетку организма, замещая в ней нерадиоактивные их аналоги. Избыточные количества КТРН обнаруживаются вокруг любого предприятия ядерно-топливного цикла (ЯТК). Они достаточно хорошо картируются. Ярким примером их избыточного количества в биосфере можно видеть на примере Южно-Уральского региона (Уткин и др., 2004 и др.).

Особое отношение в радиозэкологическом аспекте должно быть уделено поступлению Pu, Am и других трансурановых элементов, по своей химической и радиационной природе чуждых биосфере. В своём большинстве они являются трудно диагностируемыми альфа-излучателями со значительным периодом полураспада (для Pu^{239} он составляет 24390 лет). Сегодня Pu может быть обнаружен во многих природных объектах (вода, почва и др.) и во всех биологических объектах, в том числе в человеке в том

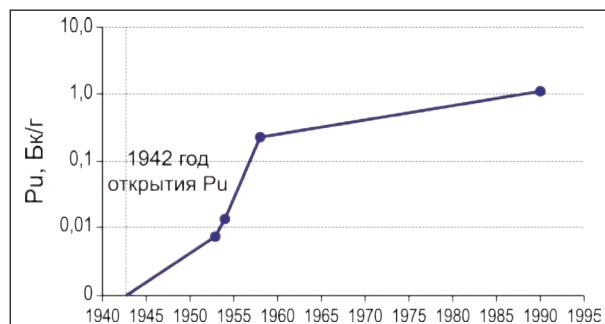


Рис. 3. Вероятная кривая изменения удельной активности Pu в лёгочной ткани человека за последние 70 лет (по единичным не системным данным из литературных источников)

или ином количестве, особенно в зонах техногенеза предприятий ЯТК и в районах испытания ядерного оружия. Он способен образовывать весьма тонкодисперсные (наноразмерных уровней) системы, что делает его чрезвычайно проникающим и далеко мигрирующим материалом, интенсивно накапливающимся в органах и тканях человека (рис. 3), создавая постоянно действующий источник внутреннего облучения.

Камнем преткновения, своеобразным оселком, на котором проявляется отношение человека к радиации, стала проблема взаимодействия ионизирующего излучения с биологической тканью, с оценкой риска при воздействии радиации на живой организм и, в первую очередь, на человека.

Уже на самых первых порах изучения этого явления были обнаружены способность излучения от солей радия преобразовывать кислород в озон, вызывать потемнение и появление мелких трещин в стекле, изменять цвет кристаллов химических соединений, вызывать ожоги и язвы и т.д., в том числе и лечебные эффекты (М.и П. Кюри, Э. Розерфорд и др.).

Эта проблема рассмотрена многоаспектно и многократно. Наиболее яркими экспериментами по оценке особенностей влияния радиоактивности на живое вещество можно считать эксперименты, проведенные профессором А.А. Дробковым (1958), показавшие двойственный характер воздействия радиоактивности на живое вещество. С одной стороны, она угнетает и уничтожает живые организмы, а с другой – стимулирует их развитие. И как тут не

вспомнить слова средневекового врача Парацельса, о том, что все вещества яд и всё дело в их количестве.

Особую опасность вызывает не внешнее, хотя при больших дозах и оно вредно, а внутреннее облучение под воздействием высокочarged α - и β -частиц, попадающих с воздухом, водой, продуктами питания (Рихванов, 2009 и др.). Именно от этого радиационно опасного фактора, прежде всего, и следует оберегаться. Его необходимо оценивать в первую очередь.

К сожалению, чаще всего о радиационной обстановке судят только по экспозиционной дозе гамма-излучения, которая не отражает реальную обстановку на той или иной территории, в т.ч., например, и в зоне воздействия предприятий ЯТЦ и полигонов испытания. Существуют большие методологические проблемы оценки дозовых нагрузок на человека (А.В. Яблоков и др.).

Объективно оценить этот фактор воздействия, на наш взгляд, можно только методами биодозиметрии (Н.П. Дубинин, А.Б. Бигалиев, Н.Н. Ильинских, А.А. Какабаев и др.).

Главными радиационными факторами будущего, представляющим опасность для человека, на мой взгляд, будут техногенные альфа-излучающие радионуклиды (Pu, Am и др.), а также природный радиоактивный газ Rn и продукты его распада.

И в связи с этим, представляется возможным ставить вопрос о разработке Федеральной программы оценки статуса территорий по этим параметрам и оценки оценки дозовых нагрузок на население территорий методами биодозиметрии.

Литература

1. Вернадский В.И. *Очерки геохимии. Избранные сочинения.* – М., Изд-во АН СССР, 1954. – Т.1.
2. Моисеев А.А., Иванов В.И. *Справочник по дозиметрии и радиационной гигиене.* – М.: Атомиздат, 1974.
3. Неручев С.Г. *Уран и жизнь в истории Земли.* – Л., Недра, 1982.
4. Рихванов Л.П., Архангельская Т.А., Несветайло В.Д. *Изучение уровня и динамики накопления делящихся радионуклидов в годовых кольцах деревьев // Геохимия, 2002. – №11.*
5. Рихванов Л.П. *Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиозологии.* – Томск, изд-во СТУ, 2009.
6. Рихванов Л.П., Барановская Н.В., Судыко А.Ф. *Химические элементы в организме человека как основа для реализации идей медицинской геологии // Горный журнал, 2013. – №3.*
7. Уткин В.И. *Особенности радиационной обстановки на Урале.* – Екатеринбург, УрО РАН, 2004.
8. Хейнрих Э. *Минералогия и геология радиоактивного минерального сырья.* – М., изд-во Иностранной литературы, 1962.
9. Eisenbud M., Gesell. *Environmental Radioactivity from Natural, Industrial and Military Sources.* – San. Diego-London-Boston-New York-Tokyo-Toronto, Academic Press, 1997.
10. Gauthier-Lafaye F., Pourcelot L., Eikenberg J., Beer H., Le Roux G., Rikhvanov L.P., Stille P., Renaud Ph., Mezhibor A. *Radioisotope contaminations from releases of the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia, Russia) // Journal of Environmental Radioactivity. Вып. Issue 3, 2007. – Volume 98. – P.301–314.*
11. Rikhvanov L.P., Arkhangelskaya T.A., Lukyanova E.V., Nesvetaylo V.D. *Investigations into Dynamics and Levels of Fissile Radionuclide Accumulation in the Annual Tree Rings // The Problems of Biogeochemistry and Geochemical Ecology, 2007. – №1(3). – P.1–12.*

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В ПОЧВАХ СИБИРИ

Л.П. Рихванов¹, В.Д. Страховенко², И.Н. Маликова², Б.Л. Щербов², Ф.В. Сухоруков², В.П. Атурова³

¹Национальный исследовательский Томский политехнический университет, г. Томск

²Институт геологии и минералогии СО РАН, г. Новосибирск

³ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае», г. Красноярск

RADIOACTIVE ELEMENTS IN SOILS OF SIBERIA

L.P. Rikhvanov¹, V.D. Strakhovenko², I.N. Malikova², B.L. Shcherbov², F.V. Sukhorukov², V.P. Aturova³

¹National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk

²The Geology and Mineralogy Institute of RAS SB, Novosibirsk

³The Center of State Sanitary and Epidemiological Surveillance Department in Krasnoyarsk Territory, Krasnoyarsk

Abstract. Data on the content of natural (U, Th, K-40) and technogenic (Pu, Cs-137, Sr-90) radionuclides in soils of different regions of Siberia are discussed. Estimated levels of natural radionuclides concentration can be considered as regional clark.

В процессе многолетних исследований получен и обобщён большой материал по содержанию естественных и искусственных радионуклидов в почвах некоторых регионов Сибири (Алтайский и Красноярский края, Республики Алтай, Бурятия, Якутия, Хакасия, Иркутская, Новосибирская, Томская области и ряд других регионов Сибири) [5, 13, 14, 15].

Изучение радионуклидного состава отобранных образцов почв проводилось на базе инструментальных анализов при помощи аналитиков и на оборудовании лаборатории геохимии редких, радиоактивных и благородных элементов и экогеохимии ИГМ СОРАН, ядерно-геохимической лаборатории Томского политехнического университета и ряда других аккредитованных лабораторий. Использовался ком-

плекс ядерно-физических методов анализа, включающий лабораторную полупроводниковую γ -, α -спектрометрию и β -радиометрию, полевую гамма-спектрометрию лабораторные методы запаздывающих нейтронов и нейтронно-активационного анализа, База данных по U, Th, K содержит примерно по 20 000 проб, по Sr, Pu по 1000 проб. Уровень содержания U(Ra), Th и K в почвах изученных территорий находится в ранге значений, полученных для почвенного покрова других областей России и Мира (таблица 1).

Средние содержания естественных радионуклидов в почвенных профилях определяются, прежде всего, радиоактивностью почвообразующих пород. Согласно работам многих авторов для разных регионов, содержание тория в почвах устойчиво, а содержание урана возрастает в ус-

Таблица 1. Содержание естественных радионуклидов и величина торий-уранового отношения в почвах различных регионов Сибири

Регион	U(Ra), г/т	Th, г/т	K %	Th/U
Республика Бурятия	2,2	7,0	1,9	3,1
Иркутская обл.	2	6,2	1,5	3,1
Читинская обл.	2,4	8,5	2,2	3,5
Томская область, в т.ч. в зоне влияния ПЯТЦ	2,5 2,6	10,8 9,6	1,7	4,6 3,7
Новосибирская обл	2,2	7	1,6	3,2
Алтайский край	2	7,2	1,8	3,6
Республика Алтай	2,4	6,7	1,6	2,8
Республика Тува	1,6	4,5	1,6	2,8
ЯНАО	0,8	1,9	0,6	2,5
Республика Саха	1,3	4,4	1,8	3,4
Усредненные значения по почвам Сибири (3605 проб)	1,9	6,0	1,7	3,2
В т.ч. усредненные значения по почвам степной зоны Сибири	$\frac{1,8}{0,7-2,8}$	$\frac{7,3}{3,0-17}$	$\frac{1,9}{1,3-2,7}$	4,1
Усредненные значения по почвам горно-степной зоны Сибири	$\frac{1,9}{0,0-13,5}$	$\frac{5,7}{0,0-12,9}$	$\frac{1,7}{0,0-5,3}$	3,0
Усредненные значения почвам таежной зоны Сибири	$\frac{2,0}{0,4-3,1}$	$\frac{5,7}{1,7-8,1}$	$\frac{1,6}{1,3-2,1}$	2,9
Усредненные значения по почвам горно-таежной зоны Сибири	$\frac{2,2}{0,0-6,4}$	$\frac{7,6}{0,0-17,7}$	$\frac{1,7}{0,0-2,9}$	3,5

ловиях аридного климата. Они составляют в Европейской части России и Западно-Сибирской низменности – Th 6,5 г/т; U 1,5 г/т; (Th/U=4,4); Восточной Сибири – Th 6,4 г/т; U 1,4 г/т; (Th/U=4,6), в Средней Азии и Казахстане – Th 6,7 г/т; U 2,3 г/т (Th/U=2,9) [2, 3].

На примере нами изученных почв Сибири [11], подтверждается ранее отмеченная И.М. Назаровым и др. [8] общая тенденция увеличения содержания U и Th в генетическом ряду почв бывшего СССР от болотных, к подзолистым – дерново-подзолистым – серым лесным – чернозёмам – каштановым – серозёмам (по классификации почв принятой в СССР).

Полученные авторами значения соответствуют данным других исследователей по соседним регионам и в целом близки к значениям для почв континентов [17] и континентальных почв США [20]. Таким образом, на представительном материале в почвах различных регионов Сибири устанавливается достаточно однообразное содержание тория, калия и во многих случаях урана. В основном на изученных территориях преобладают почвы, в которых содержания урана, тория, калия унаследованы от четвертичных суглинков и лёссов. На этом фоне четко выделяются аномальные участки с повышенной и пониженной радиоактивностью. Наиболее высокая естественная радиоактивность обнаруживается в почвах, которые формировались на высоко-радиоактивных гранитах, а пониженная – характерна для почв, субстратом которых являются кварцевые пески. В вертикальных разрезах почв характерно стабильное распределение естественных радионуклидов (с равномерным их содержанием во всех горизонтах и подстилающем субстрате).

В районах действия предприятий ядерно-топливного цикла (ПЯТЦ) или прилегающих к полигонам испытания ядерного оружия (ПИЯО) могут отмечаться более высокие концентрации урана [12]. При этом, на таких участках изменяются величина торий-уранового отношения ($<2-2,5$) и изотопные характеристики (U^{238}/U^{235}), которые, как правило, меньше, а иногда выше сегодняшнего показателя в норме (137,8).

Общеизвестно, что начиная с 1945 года из-за испытания ядерного оружия в атмосфере, в окружающей среде, прежде всего в почве, появились чуждые биосфере техногенные радионуклиды. Радиоактивный распад, распашка земель, процессы дефляции и литогеохимической миграции привели к трансформации первичных геохимических полей их распределения и, в ряде случаев, загрязнению ландшафтов искусственными радионуклидами. Выпадение этих радионуклидов как от ядерных испытаний (глобальные выпадения), так и от штатной работы ПЯТЦ (локальные выпадения), а также аварийных ситуаций на них, имело и имеет крайне неравномерный характер распределения на поверхности, особенно почв, что создаёт определённые методические проблемы изучения уровня их накопления.

На сегодняшний день, в Мире накоплен значительный материал по активности радиоцезия (Cs^{137}), в меньшей мере радиостронция (Sr^{90}) в почвах. Значительно меньше, особенно в России, есть информации по альфа-излуча-

ющим радионуклидам (Pu, Am) в почвах, которые, в силу своих ядерно-физических свойств, будут представлять основную радиоэкологическую опасность в будущем. Практически в литературе нет данных по активности в почвах изотопа I^{129} , имеющего период полураспада около 14 млн. лет.

Авторами наиболее полно на представительном материале изучен суммарный уровень удельной активности ^{137}Cs в почвах различных регионов Сибири (таблица 2). Поскольку данные получены в различные годы, значение суммарного запаса радиоцезия в почвах пересчитаны на 2000 год. Распределение суммарного уровня площадной активности ^{137}Cs изученных территорий носит мозаичный характер и его причины и масштабы различны (характер выпадения осадков, режимы работы ПЯТЦ и др.). Кроме ^{137}Cs определены (в значительно меньшем количестве проб) другие радиоактивные изотопы: ^{134}Cs , $^{239,240}Pu$, ^{90}Sr . Результаты их измерений представлены в таблице 2.

Для большинства изученных регионов суммарные уровни загрязнения ^{137}Cs в почвах Сибири превышают уровень глобального фона. В целом современная радиационная обстановка от былых выпадений техногенных радионуклидов на территории Сибири не представляет опасности для здоровья населения. Но практически во всех ландшафтных зонах Сибири обнаруживаются участки локальных выпадений, при превышении в них глобального фона в 2–3 раза и высоким $^{137}Cs/^{90}Sr$ отношении (исследованиями ряда ученых показано, что для глобальных радиоактивных выпадений соотношение $^{137}Cs/^{90}Sr$ может быть принято равным около 1,8 на 2000 год [6]). Наибольшая плотность таких участков от глобальных выпадений (ядерные взрывы в атмосфере на Новой Земле, Лобноре, Семипалатинске и др.) характерна для территории Алтайского края и Республики Бурятия. Повышенный уровень содержания радиоцезия (до 1000 и более Бк/кг) характерен для участков, прилегающих к территории ПЯТЦ (Северск, Железнодорожск). Неоднородность распределения ^{137}Cs в почвах определяется влиянием многих факторов, из которых первичным является неравномерность выпадения атмосферных осадков в периоды ядерных испытаний. В дальнейшем имело место изменение конфигурации первичных ареалов под влиянием эрозионно-аккумулятивных процессов и литохимической миграции. Отмечается некоторая тенденция увеличения в 3–4 раза удельной активности Cs^{137} в почвах с севера (~720 с.ш.) на юг (~560 с.ш.) [16].

Поступивший в почвы, после ядерных испытаний радиоцезий, до сих пор преимущественно аккумулирован в горизонте 5–15 см, а ^{90}Sr проникает значительно глубже. Поэтому интервал колебаний цезий-стронциевого отношения по разрезам довольно широк: в почвах колеблется в пределах 0,1–4,7.

Работами авторов с коллегами на юге Западной Сибири в верхних горизонтах черноземных почв определена доля «чернобыльской» компоненты ^{137}Cs , которая редко превышала 10 % [4]. Определение ^{134}Cs в 12 пробах дернового горизонта почв в центральных районах Республики Саха зафиксировало его активность от 0,12 до 0,19 Бк/кг (на 2000 год). С учетом периодов полураспада, пересчеты на время выпадения показывают, что среднее количество

Таблица 2. Содержание некоторых техногенных радионуклидов (Бк/кг) и их отношений в почвах Сибири

Регион	^{239}Pu	^{238}Pu	^{137}Cs	$^{238}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$	^{90}Sr	$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
Республика Хакасия	0,34/0,10–0,68					
Алтайский край (36)**	0,36/0,7–3,5	0,02–0,8	70	$\frac{0,04}{(0,04–0,06)}$	6–51 [112]*	$\frac{2,0}{1–6,5}$
Ямало-Ненецкий АО (14)	0,05–10,1	0,01–0,6	18	$\frac{0,32}{(0,06–0,5)}$	0–31 [47]	$\frac{1,01}{0,02–4,7}$
Республика Саха (13)	0,02–2,85	0,6–3,37	24	$\frac{1,08}{(0,8–1,2)}$	1–44 [34]	$\frac{2,8}{1,5–4,3}$
В т.ч. из районов ПЯВ	1180/18,9–3000					
Кемеровская область	0,36/<0,1–1,74	н.д.				
Иркутская область	0,04–2,0	0,01–0,06	38	$\frac{0,04}{(0,03–0,05)}$	6–29 [25]	$\frac{2,4}{1,6–3}$
В т.ч. Прибайкалье	2,77/0,41–6,47					
Агинский Бурятский АО (12)	0,4–7,6	0,07–7,8	80	$\frac{1,8}{(0,1–4,5)}$	1–25 [31]	$\frac{1,8}{0,1–5,6}$
Томская область,	0,36/<0,1–1,81		20		50	
В т.ч. в зоне влияния ПЯТЦ	3,08/0,93–7,2		40	0,12–0,13	50	
Читинская обл.			55			
Новосибирская обл	0,41/0,11–1,0	н.д.	67			
Республика Алтай	0,41/0,1–1,57	н.д.	69			
Республика Тыва	0,18/<0,1–0,38	н.д.	62			
Красноярский край	0,32/0,1–1,98					
В т.ч. в пойме р. Енисей	5,6/0,1–48,8			0,013–0,39		

«чернобыльского» радиоцезия в почвах составляет 74,6 %. В некоторых пунктах отбора проб доля «чернобыльского» цезия достигала 100 % [15].

Оценка удельной активности $^{239,240}\text{Pu}$ в почвенном покрове севера Западной Сибири, области, наиболее близко расположенной к Новоземельскому полигону, дает значения около 0,3 Бк/кг [9, 10]. Средний глобальный уровень активности плутония в почвах Сибири мы оцениваем на уровне 0,2–0,4 Бк/кг [1, 12]. Наши данные, полученные по определению плутония в почвах различных регионов Сибири, заметно превышают, оцененный для Сибири его фон (таблица 2).

Особенно высокие уровни накопления Pu в почвах установлены в районах работы ПЯТЦ (Северск, Томская область; Железногорск, Красноярский край, в местах аварийных выбросов при проведении подземных ядерных взрывов Республика Саха-Якутия). В районе Прибайкалья существенное превышение глобального уровня плутония в почвах обусловлены спецификой выпадения атмосферных осадков в высокогорном хребте, находящемся на пути движения радиоактивных облаков, движущихся с Семипа-

латинского полигона [7].

Вертикальное распределение трансурановых элементов носит ярко выраженный пиковый характер. В районе ПЯТЦ максимум их накопления в аллювиальных почвах приходится на глубину 5–6 см [19].

Обращает внимание аномально высокое соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ в почвах Республики Саха, Агинского Бурятского автономного округа, Красноярского края). Одним из информативных показателей, указывающих на происхождение радиоактивного загрязнения, служит соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$, – оригинальное для каждого источника радиоактивного загрязнения. Это соотношение в глобальных выпадениях составляет – 0,036, для чернобыльских выпадений – 0,40–0,54. Известно что, ^{238}Pu применяется для изготовления атомных электрических генераторов (например, источников энергии на борту космических исследовательских аппаратов, и т.д.). Эти данные дают основание предположить, что почвы на некоторых территориях Сибири могли быть локально загрязнены изотопами плутония от космических аппаратов, по аналогии со спутником SNAP 9a в 1964 году.

Литература

- Атурова В.П. Плутоний в почвах Красноярского края // Автореф. дис... канд. биол. наук. – Красноярск, 2001.
- Арбузов С.И., Рихванов Л.П. Геохимия радиоактивных элементов: учебное пособие // Томск: изд-во Томского политехнического университета, 2010. – 300 с.
- Болтнева Л.И., Израэль Ю.А., Ионов В.А., Назаров И.М. – Атомная энергия, 1977. – С.335–360.
- Гавшин В.М., Сухоруков Ф.В., Пархоменко В.С., Страховенко В.Д. и др. Следы Чернобыльской аварии в Западной Сибири // Тез. докл. Междунар. конф. Радиоактивность при ядерных взрывах и авариях. Москва, 24–26 апр. 2000 г. – С.-П. Гидрометеиздат, 2000. – С.65.
- Маликова И.Н., В.Д. Страховенко Уран, торий и Th/U отношение в почвах юга Западной Сибири // Проблемы биогеохи-

- мии и геохимической экологии. – 2011. – №1(15). – С.26–39.
6. Израэль Ю.А. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля // Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий: Материалы международной конференции. – Москва, 2005. – С.13–24.
 7. Медведев В.И., Коршунов Л.Г., Мясников А.А. и др. Радиационное воздействие ядерных испытаний на территорию и население Байкальского региона // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. – Томск, 2004. – С. 371–374.
 8. Назаров И.М., Николаев А.Н., Фрицман Т.Д. Основы дистанционных методов мониторинга загрязнения природной среды. – Л.: Гидрометеоиздат, 1983.
 9. Плутоний в России. Экология, экономика, политика. Под ред. А.В. Яблокова. – М.: ЦЭПР, 1994. – 143 с.
 10. Поляков В.А., Мельников Е.С. Оценка радиозоологической обстановки на территории северной части Западной Сибири // Криосфера Земли. – 1998. – Т.11. – №1. – С.36–43.
 11. Рихванов Л.П. Уран и торий в почвах // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы I Международной конференции. – Томск, 1996. – С.308–312.
 12. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиозоологии: учебное пособие. – Томск: STT, 2009. – 430 с.
 13. Страховенко В.Д., Щербов Б.Л., Маликова И.Н., Восель Ю.С. Закономерности распределения радионуклидов и редкоземельных элементов в донных отложениях озер различных регионов Сибири // Геологии и Геофизики. – 2010. – Т.51. – С.1501–1514.
 14. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Ковалев С.И., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С., Цибульчик В.М. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири (источники и уровни загрязнения) // Сибирский экологический журнал. – 2000. – Т.7. – № 1. – С.31–38.
 15. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М., Щербов Б.Л., Страховенко В.Д., Мельгунов М.С. Оценка загрязнения территории Сибири радионуклидами и тяжелыми металлами. // Современные подходы в решении проблем охраны генофонда народов. – Министерство образования Республики Саха (Якутия). – Якутск. – 2001. – С.70–78.
 16. Черняго Б.П. и др. «Глобальный» цезий-137 от Байкала до Северного Ледовитого Океана. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции. – Томск, 2004. – С.637–638.
 17. Ярошевский А.А. Проблемы современной геохимии: Конспекты лекций // Новосиб. Гос. Ун-т. – Новосибирск, 2004. – 194 с.
 18. Environmental Radioactivity from Natural, Industrial, and Military Sources. 4th Edition. – Academic Press, 1997.
 19. Gauthier-Lafaye F, Pourcelot L., Eikenberg J. et al. Radioisotope contaminations from releases from the Tomsk-Seversk nuclear facility (Siberia? Russia) // J. Environ. Radioactiv. – 2007. – Vol.98. – P.301–314.
 20. Shacklette, Hansford T. Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States. (Geological Survey professional paper; 1270). UNITED STATES GOVERNMENT PRINTING OFFICE, WASHINGTON: 1984 Supt. of Docs. №:1 19.16 1. Soil United States A' Composition I. Boerngen, Josephine G. 11. Title. 111. Series.

РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ НЕКОТОРЫХ ГРАНИТОИДОВ МОНГОЛИИ И ИХ РЕДКОМЕТАЛЛЬНОЕ ОРУДЕНЕНИЕ

Л.П. Рихванов¹, С.И. Арбузов¹, О. Галнэмэх¹, В.С. Машенькин¹,
Д. Бат-Улзий², О. Гэрэл², С. Оюунбат², Д. Гарамжав²

¹Томский политехнический университет, Томск, rikhvanov@tpu.ru

²Университет науки и технологий, Улан-Батор, Монголия, ulziid@yahoo.com

RADIOGEOCHEMICAL FEATURES OF SOME GRANITOIDS OF MONGOLIA AND THEIR RARE METAL SPECIALIZATION

L.P. Rikhvanov¹, S.I. Arbuzov¹, O. Galnemekh¹, V.S. Mashenkin¹, D. Bat-Ulzii², O. Gerel², S. Oyunbat², D. Garamjav²

¹National Research Tomsk Polytechnic University, Geoecology and geochemistry, Tomsk city, Russia, rikhvanov@tpu.ru

²University of science and technology, Ulanbatar, Mongolia, ulziid@yahoo.com

Abstract. Studied the possibility of using radioactive elements as indicators of petrogenesis and metallogeny in certain types of granitoids in Mongolia.

В геологической литературе Монголию часто называют страной гранитов. И это действительно так. Как показывают многочисленные исследования, выполненные советскими и монгольскими исследователями среди них имеются гранитоиды различных формационных типов, формирующихся на разных этапах геологического развития территории и в полях развития которых локализуются проявления различных видов полезных ископаемых, нередко имеющих значительные ресурсы [1].

Каждый из этих выделяемых типов гранитных пород

имеет свои геохимические и радиогеохимические особенности [2, 3]. Так, по результатам аэрогеофизических работ, включающих в свой комплекс и гамма-спектрометрию, приводятся радиогеохимические особенности некоторых из них. При этом отмечается, что из 95 изученных аэрогамма-спектрометрическим методом гранитных массивов, 52 являются радиогеохимически специализированными в соответствии с принятой в России классификацией («Радиогеохимические исследования», М., 1974).

Среди всего разнообразия гранитов широким распро-

странением пользуются редкометалльные гранитоиды [3, 4], нередко являющиеся вмещением промышленно значимых концентраций редких (Zr, HF, Ta, Nb), редкоземельных и радиоактивных элементов, имеющие ярко выраженные радиогеохимические особенности. Они находят четкое выражение в радиогеохимических полях, как по содержанию U и Th, так и по мощности экспозиционной дозы, нередко образуя специализированные зоны и узлы (Хан-Богдинский, Цаганшибетинская, Хангайская и др.).

В работах В.И. Коваленко и других обосновывается выделение трёх типов редкометалльных гранитоидов: литий-фтористые; щелочные (агпайтовые) и стандартные [3, 4]. Обстоятельную минералого-геохимическую характеристику редкометалльных гранитоидов Монголии даёт Н.В. Владыкин [6, 7].

Во всех выше отмеченных и других опубликованных работах по этой проблематике практически всегда рассматривается как представитель щелочных (агпайтных) гранитоидов с весьма специфичной редкометалльной минерализацией Хан-Богдинский массив, относимый в коллективной монографии «Редкометалльные гранитоиды Монголии» (М., Наука, 1971) к Дашибалбарскому геохимическому типу.

Массив входит в состав Южно-Габбийского пояса редкометалльных щелочных пород, выделенного и описанного в конце 60-х-начале 70-х годов прошлого столетия В.И. Коваленко, М.И. Кузминым, А.С. Павленко, В.В. Ярмолюком и др. В тот период времени массив был сравнительно мало изучен в силу своей труднодоступности.

Большой интерес к этому объекту у геологической общественности появился после выхода статей и монографии Н.В. Владыкина, В.И. Коваленко, М.Д. Дорфмана и др. [6]. Открытие новых минералов и минеральной ассоциаций силикатов циркония (армстронгит, эльпидит и др.) в его пределах, сделало данный геологический объект предметом интереса специалистов многих направлений в науке о Земле.

Массив Хан-Богдо имеет общую площадь около 1500 км² и является одним из крупнейших массивов щелочных пород Мира. Возраст пород по геологическим данным определяется как верхний карбон нижняя пермь. По последним геохронологическим данным он имеет абсолютный возраст $295 \pm 5,3$ млн. лет (S. Amar-Amgalan, O. Гэрэл), что хорошо коррелирует с данными Н.В. Владыкина и др. [6, 7], Dalvina Vaglio и др. [8].

Внутреннее строение массива по данным космолетных имеет ярко выраженное сложное кольцевое строение. Он представлен двумя кольцевыми по форме телами – западным, более крупным и восточным, более мелким. Такая морфология и внутреннее строение массива дает основание ряду исследователей предполагать, что он сформирован при участии вихревых (Vortex) геодинамических процессов [9].

По мнению Н.В. Владыкина и других исследователей – массив многофазный, с развитием кольцевых и радиальных даек.

В составе массива выделяется пять магматических фаз, от ранних к поздним: 1) щелочные граниты главной

фазы (около 80 %) всей площади; 2) породы, «дифференцированного комплекса», представленные экеритами, пегматоидами; 3) мелкозернистые эгириновые щелочные граниты (преобладают в восточном теле); 4) дайки пантеллеритов; 5) дайки щелочных порфиров, микросиенитов, монцититов.

В пределах массива наблюдаются многочисленные реликты вулканогенно-осадочных пород кровли, включая базальтовые порфириты, дацит-липаритовые порфиры, комендиты, пантеллериты и др.

Материалом для написания данной статьи послужили результаты, полученные нами при посещении этого объекта в 2009 году. Прежде всего, это результаты полевых гамма-спектрометрических измерений, выполненных прибором GS-512 с пределами обнаружения по урану(радио), тория 1 г/т и калию-0,1 %, а также лабораторные исследования проб методом многоэлементного нейтронно-активационного анализа, проведённого в ядерно-геохимической лаборатории уранового центра кафедры ГЭГХ ТПУ, функционирующей на базе ядерного реактора ТПУ (аналитики А.Ф. Судыко, Л.В. Богутская). При обсуждении полученных результатов привлекались геохимические данные, приведённые в магистерской диссертации Dalvina Vaglio [8], выполненной в университете Швеции и университете науки и технологии Монголии.

Анализ полученных нами радиогеохимических данных по породам, слагающим массив Хан-Богдо, позволяет выделить, как минимум, 4 породных ассоциации, со следующими средневзвешенными параметрами показателей:

1. Дайки экеритов, аплитов, трахиандезитов, базальтовых порфиритов: комендитов: U – 1,3 г/т; Th – 3,2 г/т; K – 4 %; Th/U – 2,5.
2. Средне-крупнозернистые полевошпат-роговообманковые гранитоиды западного тела: U – 3,5 г/т; Th – 14 г/т; K – 4,1 %; Th/U – 4,0.
3. Мелко-среднезернистые полевошпат-роговообманковые гранитоиды западного тела и мелкозернистые эгириновые граниты восточного тела: U – 5,5 г/т; Th – 32 г/т; K – 4,8 %; Th/U – 5,8.
4. Пегматоидные крупно-гигантозернистые полевошпат-роговообманковые породы с циркониевыми силикатами и другими редкометалльными минералами: U – 12 г/т; Th – 35 г/т; K – 5,0 %; Th/U – 2,9 и их слабоминерализованные аналоги: U – 8 г/т; Th – 12 г/т; K – 4,5 %; Th/U – 1,5.

В пределах этих предварительно выделенных ассоциаций, с учетом разброса показателей и геохимической специализации, представляется возможным выделить 3 группы гранитоидов:

1. группа, содержание в которых соответственно составляют: U – 8 г/т; Th – 28 г/т; K – 4,8 %;
2. группа – U – 3,0 г/т; Th – 13 г/т; K – 4,5 %;
3. группа – U – 2,0 г/т; Th – 6 г/т; K – 4,4 %.

Первая группа гранитоидов распространена по площади изометричной кольцевой структуры Хан-Богдо незначительно. Породы этой группы характеризуются максимальным содержанием урана, тория и калия, а также значимыми

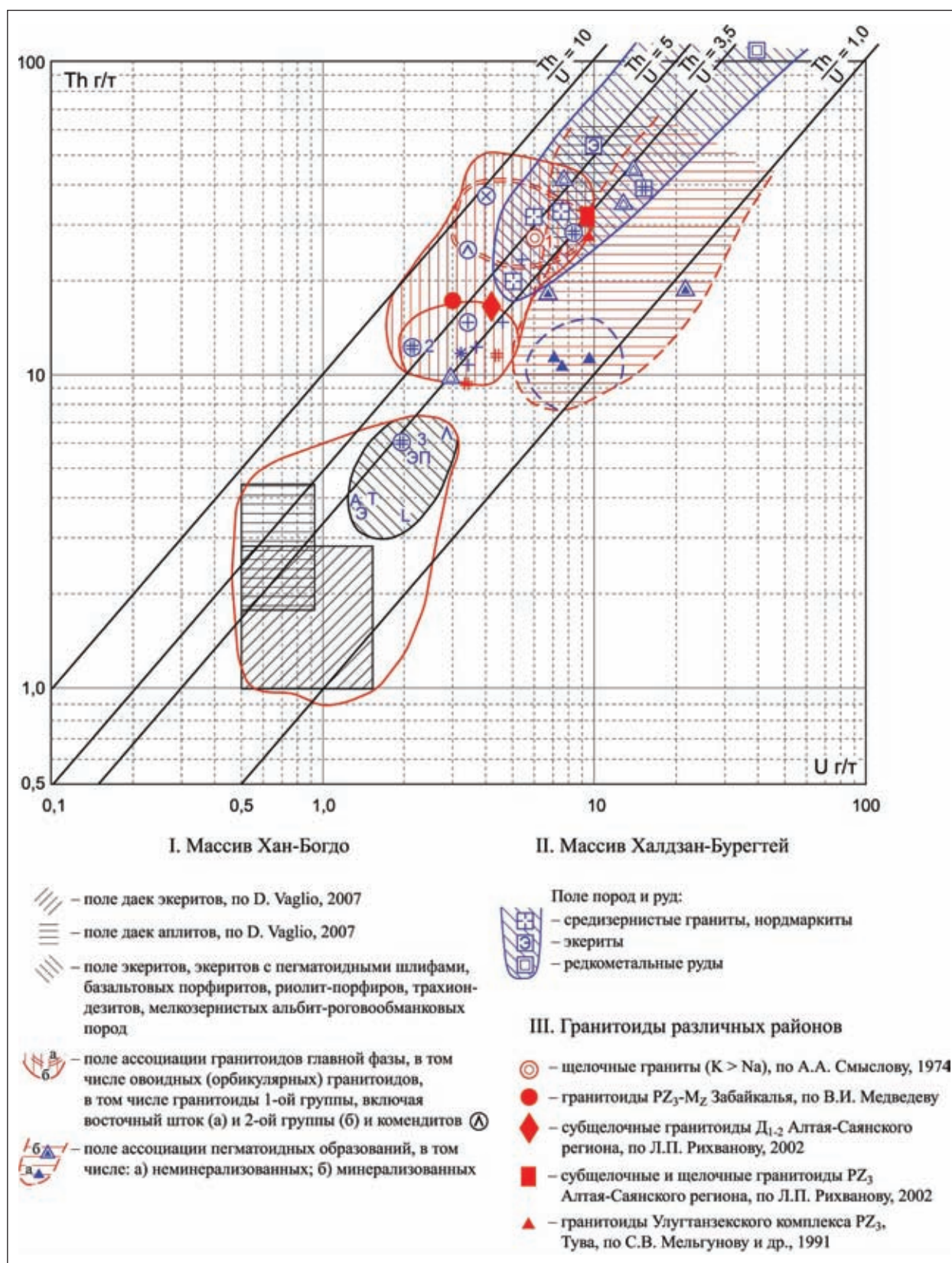


Рис. 1. Радиогеохимические группы и типы пород

концентрациями в них рубидия, бериллия, циркония (более 0,12 %), тантала (3–4 г/т) и редких земель.

Наиболее близкими радиогеохимическими аналогами этой породной группы являются граниты зон континентальной активизации позднего палеозоя Сибири [10], порфировидные граниты позднего палеозоя Горного Алтая (Калгутинский массив), щелочные гранитоиды Казахстана [13], и они занимают промежуточное положение между Sn-W-Be-U, Cu-Mo-C, U и Th металлогеническими типами гранитоидов по Stussi et. al, [10]. Но их радиогеохимическая характеристика существенно отличается от таковой для Ta-Nb гранитов Нигерии, литиевых гранитов Корсики [10], а также несколько отличается от щелочных сиенитов-нордмаркитов главной фазы массива Халдзан-Буретгей (северо-западная Монголия), в пределах которого локализуется крупный Zr-Ta-Nb-редкоземельный объект [11].

Вторая группа гранитоидов слагает основную площадь массива, в неё входят и весьма специфические сводные гранитоиды, изученные нами в точке с координатами: 43° 00' 40,9» с.ш. и 107° 01' 51,4», любезно показанной нам Д. Гарамжавом.

Содержание рубидия, циркония, бериллия, тантала и редких земель в них ниже чем в гранитоидах первой группы, но выше чем в таковых, представляющих третью группу. По своим радиогеохимическим параметрам эти образования близки к средневзвешенным оценкам урана и тория в гранитоидах Забайкалья (по материалам ГП «Сосновгеология», В.И. Медведев и др.), к гранитоидам среднего палеозоя Тувы [10] и к вольфрамоносному металлогеническому типу гранитов по Stussi et. al, (1989) [10].

Третья группа гранитоидов, отмечена в районе юго-западной части массива и по своим радиогеохимическим особенностям близка к экеритам, развитым на участке Армстронгитовом.

Для этих пород характерно также высокое содержание калия (около 4 %), низкие уровни накопления урана (около 2 г/т) и тория (около 6 г/т) как в сравнении со щелочными гранитоидами, так и с оценочными средними для среднемировых гранитов по V.R. Tweedi [10]. Столь низкие содержания урана и тория типичны для пород типа диоритов-кварцевых диоритов. Возможно, что этот тип гранитоидов представляет собой продукт ассимиляции основных пород щелочно-гранитоидным расплавом в приконтактной части магматической камеры. Данные образования имеют наименьшие концентрации Rb, Be, Zr, Hf, редких земель.

Пегматоидные образования, являющиеся специфической особенностью массива Хан-Богдо, особенно их минерализованные разности с циркониевыми силикатами типа эльпидита, армстронгита, монголовита и других редкометалльных минералов, имеют достаточно яркие как текстурно-структурные особенности (шлирово-таксические, оvoidные текстуры с нечеткими границами), так и минералогические (крупно-гигантозернистые образования с размерами кристаллов роговой обманки, полевого шпата, кварца и силикатов циркония до десятков сантиметров) и характеризуются неравномерным зональным строением, особенно ярко это наблюдается на точке минерализации с координатами 42° 57' 40,5» с.ш. и 107° 04' 58,9» в.д.).

Минералогические особенности и характер взаимоотношений минералов и их минеральных ассоциаций подробно приведены в работе Н.А. Владыкина и др. [6].

Радиогеохимические особенности этих геологических тел также достаточно ярко выражены и на диаграмме Th-U образуют самостоятельные поля. Они характеризуются повышенными, а иногда и высокими содержаниями урана (до 27 г/т) и тория (до 116 г/т), а значение величины торий-уранового отношения может колебаться от чисто ториевой (> 10) до чисто урановой (< 1), что имеет место в роговообманково-эльпидитовой зоне пегматоидного образования с координатами, отмеченными выше.

Низкими содержаниями урана, тория и калия характеризуются кварцевые зоны, в тех случаях, когда в них не отмечается видимая редкометалльная минерализация.

Обращает на себя внимание, что зоны пегматоидных пород переходят постепенно в гранитоиды 1-й-2 группы, при этом создается впечатление, что минерализованные зоны, максимально приурочены к верхним апиальным частям интрузии, которая, по нашим наблюдениям интродуцирует породы эффузивной фации, представленной тонко-мелкозернистыми кварц-полевошпатами-роговообманковыми породами, имеющими голубовато-зеленовато-серую окраску, возможно, из серии пород типа комендитов-пантеллеритов. Наиболее ярко такие взаимоотношения наблюдались в точке с координатами 43° 01' 55,4» с.ш. и 107° 02' 28,8» в.д. (район в непосредственной близости от высоты Хан-Богдо). В скальных обнажениях этого проявления в основании разреза достаточно четко можно наблюдать серые, серовато-розовые полевошпат-роговообманковые гранитоиды 2 типа (главная фаза) со следующими содержаниями урана (г/т), тория (г/т), К (%) и величиной торий-уранового отношения, соответственно: 3,7; 13,4; 4,8; 5,1. Выше этих пород, вплоть до самой вершины Хан-Богдо лежат комендиты-пантеллериты, имеющие следующие радиогеохимические показатели, соответственно: 4,5; 12,9; 4,5; 2,9.

В приконтактной части этих пород отмечаются гнезда, шпильки и сплошные зоны мощностью в десятки см – первых метров пегматоидных кварц-полевошпат-роговообманковых пород с видимыми редкометалльными минералами, аналогичными в ранее осмотренных нами точках. Они характеризуются по данным полевой гамма-спектрометрии резким накоплением тория до 116 г/т, урана (до 18,5 г/т), калия (до 9 %), а по данным нейтронно-активационного анализа в них отмечаются значительные концентрации редких земель, таких как: La (643 г/т), Ce (146 г/т), Sm (127 г/т), Nd (383 г/т), Eu (33 г/т), Yb (108 г/т), Lu (15 г/т), а также Hf (до 184 г/т), Ta (до 19 г/т), что позволяет утверждать, что в данном случае мы имеем дело с промышленно значимыми концентрациями редких земель – циркония- гафния- тория. И перспективы выявления такой минерализации достаточно высоки, особенно в приконтактных частях массива, на участках распространения реликтов вмещающих вулканогенных пород.

По-видимому, такой характер приуроченности цирконий-редкоземельно-ториевой минерализации предопределяет особенности радиогеохимического поля массива горы Хан-Богдо, выявленного аэрограмма-спектрметрическими

работами.

Таким образом, приведенный выше материал по изучению массива гранитоидов Хан-Богдо, показывает, что массив складывается разными радиогеохимическими типами гранитоидов, в апикальных частях которых, преимущественно, локализируются минерализованные пегматоидные зоны, представляющий новый цирконий-редкоземельно-ториевый тип оруденения, промышленное значение которого ещё требуется оценить. Масштабы его проявленности могут оказаться существенными, но в силу недостаточной изученности самого массива горы Хан-Богдо и известных проявлений столь специфичной цирконий-редкоземельно-ториевой минерализации, сделать это кратковременными наездами, по существу дела проспекторскими осмотрами, представляется невозможным.

Этот геолого-промышленный тип месторождений в существующих на сегодняшний день классификациях месторождений, например, урана, называется «порфировым» типом, а его классическим примером является месторождение Рёссинг (Намибия) и они рассматриваются как источники редких, редкоземельных радиоактивных элементов в будущем. Генезис этих образований дискусионен: от первично магматического до метасоматического «апограниты» [12].

Для этого требуется системное геологическое изучение Хан-Богдинского массива щелочных гранитоидов с постановкой комплекса геофизических, геохимических, геолого-петрографических и других исследований.

Не менее интересным в радиогеохимическом плане и в особенностях проявленности в нём комплексного оруденения является массив Халдзан-Буректей [11], который проспекторски оценивался нами, а также близкие по геологическим и радиогеохимическим особенностям участки Улан-Тологой, Шар-Тологой и некоторые другие, находящиеся в этом районе. Средневзвешенные радиогеохимические характеристики пород и редкометалльных руд проявления Халдзан-Буректей, имеющие чрезвычайно высокие ресурсы, характеризуются следующими параметрами по урану (г/т), торию (г/т), К(%) и Th/U, соответственно:

- нордмаркиты и граниты разных фаз – 5,9–9,1; 30–37; 7,8–8; 3,6–5,1;
- породы редкометалльного штока – 50–60; 150–160; 6–6,4; 3,2–4,1;

Несмотря на некоторую общую схожесть оруденения в пределах массива Хан-Богдо и района Халдзан-Буректей, прежде всего, по наличию комплекса щелочных пород и пегматоидных образований, проявления циркониевой минерализации (присутствие в том и другом случаях эльпидита, карбонатов редких земель и др.), говорить о их идентичности преждевременно.

Об этом свидетельствуют как радиогеохимические дан-

Таблица 1. Содержание некоторых элементов в исходной породе и концентрате её тяжёлой фракции проявления Халдзан-Буректей (северо-западная Монголия) по данным нейтронно-активационного анализа, г/т

Элементы	Порода рудного штока	Концентрат из породы
Ta	152 (0,015 %)	21 200 (2,12 %)
La	623	35 100
Ce	691	63 300
Nd	701	19 400
Sm	92,1	–
Eu	4,9	260
Tb	14,9	262
Yb	134	179
Lu	19,4	7,6
Сумма РЗЭ	2 280 (0,23 %)	118 500 (11,9 %)
Hf	184	72
Th	58	1 020 (0,1 %)
U	72	2 102 (0,2 %)

ные (рис. 1), так и геохимический спектр оруденения. Для минерализованного штока Халдзан-Буректей характерна более ярко выраженная цирконий-редкоземельно-тантал-уран-ториевая специализация.

Из руд этого объекта могут быть сравнительно легко и экономично выделены концентраты, имеющие высокую промышленную ценность (табл. 1).

Радиогеохимические методы уже на полевом этапе исследования столь сложных породных образований, как комплексы щелочных гранитоидов, дают ценную информацию для решения геолого-генетических вопросов, получения оценочных параметров оруденения, как это показано было ранее, на участке Халдзан-Буректей, выбор точек и участков опробования, а также для решения некоторых петрологических и металлогенических вопросов, как это нами было подтверждено на примере изучения онгонитов [14].

Сегодняшние аппаратные методы и методические приёмы позволяют это достаточно уверенно делать.

Авторы выражают благодарность д.г.-м. н. Н.В. Владыкину (ГЕОХИ СО РАН, г. Иркутск) за предоставление космоснимков с нанесёнными точками опробования прошлых лет по массиву Хан-Богдо, что существенно способствовало знакомству с объектом исследования и В.С. Антипину (ГЕОХИ СО РАН, г. Иркутск) за консультации по онгонитам и гранитоидному магматизму Монголии; а также С.Б. Грому, руководителю «Чингис-Хаан Банка» за оказание помощи автотранспортом для посещения интересующих нас объектов.

Литература

1. Геология Монгольской Народной Республики. – М.: Недра, 1977. – 703 с.
2. Миронов Ю.Б. Уран Монголии. – СПб, Изд-во «Анатолия», 2006. – 328 с.
3. Миронов Ю.Б., Шувалов Ю.М. и др. Урановые месторождения Монголии. – СПб, Изд-во ВСЕГЕИ, 2009. – 304 с.
4. Коваленко В.И. Петрология и геохимия редкометалльных гранитоидов. – Новосибирск, изд-во «Наука» СО РАН, 1971.

- 240 с.
5. Коваленко В.И., Кузьмин М.И., Павленко А.С., Перфильев А.С. – Южно-Гобийский апонос редкометалльных щелочных пород МНР и его структурное положение // ДАН, 1973. – Т.210. – №4. – С.911–914.
 6. Владыкин Н.В., Коваленко В.Н., Дорфман Н.Д., Минералогические и геохимические особенности Хан-Богдинского массива щелочных гранитоидов. – М.: «Наука», 1981. – 142 с.
 7. Владыкин Н.В. Минералогическо-геохимические особенности редкометалльных гранитоидов Монголии. – Новосибирск, «Наука», 1983. – 210 с.
 8. Dalvina Vaglio/ Mineralogy, Geochemistry and Geochronology of Pegmatites and Associated Alkaline Granite Rocks of the Khan Bogd Complex, South Mongolia. // M.S. Thesis in Geology ..., 2007. – 97 p.
 9. Палам Б., Гарамжав Д. Газрын ховор эрдэнэс. – Уланбаатор хот, 2009. – 231 с.
 10. Рихванов Л.П. Радиогеохимическая типизация рудно-магматических образований. – Новосибирск, издательство СО РАН филиал «ГЕО», 2002. – 535 с.
 11. Kovalenko V.I. f.f. Nhe Peralkaline Granite-Related Khaldzan- Buregtey Raze Metal (Zn, Nb, REE) Deposit, Western Mongolia // Economic Geology, 1995. – Vol.90. – P.530–547.
 12. Беус А.А., Северов Э.А., Ситнин А.А., Субботин К.Д. – Альбитизированные и грейзенизированные граниты (апограниты). – М., Изд-во АН СССР, 1962. – 196 с.
 13. Смыслов А.А. Уран и торий в земной коре. – Л.: Недра, 1974. – 232 с.
 14. Радиогеохимические особенности онгонитов Монголии / Рихванов Л.П., Арбузов С.И., Улзий Д. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы 3 международной конференции. – Томск 27–28 июня 2009 г. – С.494–498 с.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА ТЕРРИТОРИИ РЕСПУБЛИКИ АЛТАЙ

Ю.В. Робертус

Институт водных и экологических проблем СО РАН, Барнаул, Россия, ariecol@mail.gorny.ru

RADIOECOLOGICAL SITUATION ON THE TERRITORY OF THE REPUBLIC OF ALTAI

Y.V. Robertus

Institute for water and environmental problems, Barnaul, Russia

Abstract. The radioecological problems of the Republic of Altai are discussed. The main dangerous factor is Rn.

Основные сведения по радиационной обстановке в Республике Алтай (РА) были получены при геологическом изучении ее территории во второй половине XX века и, частично, в 1990-е годы при оценке медико-экологических последствий прошлых ядерных испытаний. В последние годы новые данные по радиационной ситуации в населенных пунктах республики получены региональной службой Роспотребнадзора.

Считается, что в настоящее время, несмотря на повсеместное присутствие следов прошлых ядерных испытаний, радиационно-гигиеническая обстановка на территории РА является в целом условно благоприятной для проживания населения [1]. Она более чем на 95% определяется естественными источниками – природным гамма-фоном горных пород и почв, содержащих естественные радионуклиды (ЕРН), активностью радона, торона и продуктов их распада, а также воздействием космического излучения. В меньшей степени на радиационно-гигиеническую обстановку влияют прошлые и современные глобальные выпадения (ГВ) долгоживущих техногенных радионуклидов (ТРН) и их локальные выпадения при ядерных взрывах на Семипалатинском испытательном полигоне (СИП) и полигоне Лобнор в Китае [2].

Концентрации ЕРН в почвах населенных пунктов РА находятся в целом на фоновом для региона уровне, а присутствующие им слабоконтрастные вариации распределения обусловлены, главным образом, различиями вещественного состава почвообразующих пород. Между собой ЕРН имеют тесные прямые связи, обусловленные их совместным на-

хождением в почвах и почвообразующих горных породах. Напротив, связи ЕРН с ТРН, в частности, с радиоцезием-137 – отрицательные и незначимые, что указывает на различные источники их поступления в почвы – местном для ЕРН и дальнеприносом для радиоцезия-137 (табл. 1).

Мощность создаваемой ЕРН экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения на территории всех 250 населенных пунктов РА не превышает ПДУ и варьируется в пределах 8–21 мкР/час. Ионизирующее излучение, создаваемое геологическими образованиями на поверхности земли, обуславливает дозы облучения 0,6–3,5 мЗв/год с преобладанием значений 0,9–1,3 мЗв/год (табл. 2), что отвечает повышенному уровню природной радиоактивности [3]. С учетом средней величины космической радиации 0,5–1,0 мЗв/год, средняя суммарная доза облучения населения РА от природных источников гамма-излучения составляет 1,4–2,3 мЗв/год (максимум до 3–4 мЗв/год).

Следует отметить, что в разных частях республики имеются многочисленные локальные участки с повышенным природным радиационным фоном – МЭД до 50–100 мкР/час и более (выходы мезозойских гранитов, зоны расщелинной и сопутствующей торий-урановой минерализации и пр.), расположенные, как правило, вне населенных пунктов и создающие дозы внешнего облучения до 10 и более мЗв/год (рис. 1).

Кроме слабо повышенного уровня природного гамма-излучения, радиологическая обстановка на 30% территории РА является напряженной по радону и дочерним продуктам его распада. Анализ составленной автором схе-

мы потенциальной радоноопасности территории РА (рис. 1) свидетельствует о том, что около половины населения республики проживает на территории с повышенным (200–400 Бк/м³) и высоким (более 400 Бк/м³) уровнем активности радона. К ним относятся преимущественно площади развития и экзоконтактовые ореолы верхнепалеозойских и мезозойских гранитов (в том числе не выходящих на эрозионный срез), «дренирующих» их разломных структур и узлов их пересечения. Ранее проведенными геологическими работами в пределах отдельных выделенных радоноопасных зон была выявлена серия эманационных аномалий в почвах, почвообразующих породах, природных водах.

Вариабельность концентраций радона в этих природных средах составляет до трех порядков, а их пространственное распределение на территории РА характеризуется крайней неравномерностью. Так, на детально изученной площади республиканского центра – г. Горно-Алтайска плотность потока радона с поверхности почвы варьируется в пределах 12–8610 мБк/м²•с при среднем значении 186 мБк/м². Средневзвешенная ЭРОА радона в воздухе жилых помещений г. Горно-Алтайска в 2011 г. составила 155 Бк/м³ при максимальных значениях до 5 кБк/м³ (среднее по РА – 267 Бк/м³), что соответствует дозе внешнего облучения 5,6 мЗв/год (по РА – 9,6 мЗв/год). Установлено, что 48 % площади города и 34 % территории сельских населенных пунктах РА относится к категории опасной по радону (ЭРОА более 200 кБк/м³), требующей проведения мероприятий по защите от его проникновения в здания (табл. 3).

По данным [5], удельная активность радона в подземных водах республики, используемых для питьевых целей, варьируется в пределах 3,6–137 Бк/дм³ для грунтовых вод и 5–2650 Бк/дм³ для водоносных комплексов среди палеозойских пород. Установлено, что в период афтершоковых событий, продолжающихся после крупного Чуйского землетрясения (2003 г.), объемная активность радона в подземных водах эпизодически увеличивается относительно фона в среднем в 1,3–1,9 раза и превышает его предельно допустимую концентрацию в 2,3–44 раза (табл. 3).

Наиболее высокое содержание радона установлено на Улалинском и Майминском месторождениях питьевых подземных вод в г. Горно-Алтайске, где его концентрации во время подземных толчков составляли 2650 и 1930 Бк/дм³ соответственно при местном фоне 62 Бк/дм³. Кроме радона, в подземных водах на территории РА заметно повышен относительно фона Алтае-Саянской горной страны и средний уровень присутствия урана – 1,04–4,05 мкг/дм³ [4].

Следует подчеркнуть, что в РА отсутствуют производства, на которых используются источники радиоактивного излучения, а современное поступление ТРН на территорию республики незначительно и находится на фоновом уровне для Сибирского региона – 1–5 Бк/м²•сутки. Так, по данным Запсибгидромета, в 2011 г. плотность загрязнения почв за счет атмосферных выпадений ¹³⁷Cs не превышала 1,62 кБк/м² при среднем значении 0,44 кБк/м², ²²⁸Ra – 0,7 кБк/м² (среднее 0,5 кБк/м²), а среднесуточная бета-активность на территории РА составила 1,14–1,23 Бк/м² (табл. 4).

Выполненным в последние годы изучением пищевых

продуктов и растительного сырья установлены низкое содержание техногенных радионуклидов (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) в местных пищевых продуктах, продовольственном сырье и дикоросах [8]. В то же время на загрязненной в прошлом территории РА встречаются повышенные концентрации этих ТРН в разных видах грибов (табл. 5), являющихся их активными сорбентами [9].

Данные контроля радиационных показателей используемых в регионе природных и привозных строительных материалов свидетельствуют, что все они по суммарной активности ЕРН относятся к 1 классу по НРБ. Так, средняя удельная Аэфф. основных строительных материалов составляет для минерального сырья (ПГС, песок, глина, щебень) – 61±18, для цемента, кирпича – 136±23, топливных шлаков – 170±32 [8].

Результаты мониторинга радиационной обстановки в лесах РА позволяют считать, что древесина ее лесного фонда годна к использованию без ограничений, а уровень загрязнения ТРН пищевой продукции леса в целом соответствует требованиям НРБ, кроме единичных случаев превышения содержания ¹³⁷Cs и ⁹⁰Sr в грибах (до 2,8 ПДК).

На современную радиационную обстановку в регионе в небольшой степени оказывают влияние прошлые локальные выпадения долгоживущих ТРН (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ^{239,240}Pu) при наземных и воздушных ядерных взрывах на СИП (1949–1962 гг.) и, в меньшей степени, на полигоне Лобнор (1970–1980 гг.). По разным оценкам, на территорию и население РА оказали влияние от 22 до 40 взрывов на СИП, основными из которых явились взрывы 12 августа 1953 г. и 24 августа 1956 г. [6].

Анализом геологических материалов этого периода достоверно установлено более 70 случаев аномальных повышений радиационного поля (МЭД 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 [6].

Положение следов ядерных взрывов реконструировано методом математического моделирования, частично с использованием геологических данных, позволивших уточнить пространственно-временные характеристики «модельных» следов взрывов 12.08.1953 г., 29.07.1955 г. и др., и рассчитать созданные ими дозовые нагрузки.

Многочисленное наложение следов радиоактивных облаков в условиях горной страны обусловили интегральный мозаично-очаговый характер остаточного загрязнения ТРН территории РА, в целом совпадающий с выявленными очагами радиоактивного загрязнения и пунктами аномальных повышений радиационного поля.

На выпадение и перераспределение локальных и глобальных выпадений ТРН в большой степени влияли орографические и климатические особенности региона. Установлена прямая связь плотности загрязнения ТРН с количеством дождевых осадков (преобладание «мокрых» выпадений над седиментационными), а также приуроченность участков остаточного загрязнения ТРН к уплотненным водоразделам (закрепленные первичные выпадения),

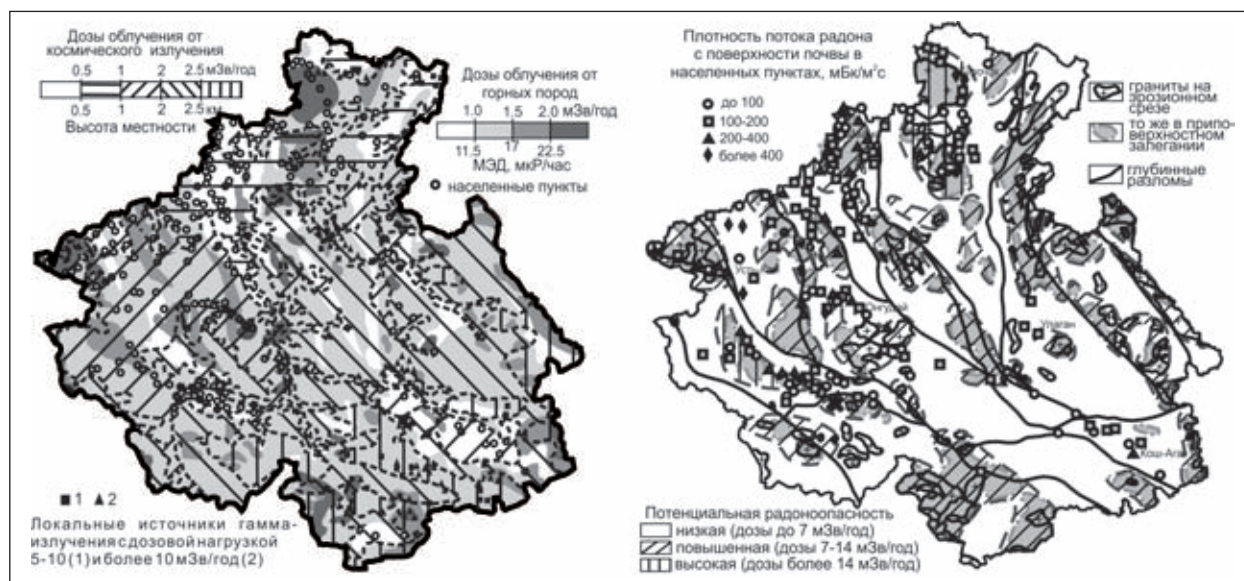


Рис. 1. Распределение доз внешнего облучения от природных источников на территории; РА (слева – доз за счет гамма-излучения, справа – доз облучения за счет радона)

Таблица 1. Содержание и связи ЕРН и ^{137}Cs в почвах населенных пунктов РА ($n=1284$)

Радио- нуклиды	Удельная активность, Бк/кг				Коэффициенты парной корреляции			
	min	max	$\bar{x}$	V, %	²³⁸ U	²³² Th	⁴⁰ K	¹³⁷ Cs
²³⁸ U	3	50	21,9±0,04	38,6	1	Критическое значение равно		
²³² Th	5	59	27,7±0,17	37,4	0,34	1	0,15 при уровне	
⁴⁰ K	34	919	433±11,5	35,1	0,30	0,29	1	99 %
¹³⁷ Cs	2	397	12,9±1,6	220,6	−0,10	−0,01	−0,14	1

Таблица 2. МЭД гамма-излучения почв и горных пород на территории РА, мкР/ч (по данным [4])

Почвы, породы	n	min-max	$\bar{x}$	Доза, мЗв/год
Все типы почв	117	7–23	12	1,0
Рыхлые отложения кайнозоя	5578	6–12	7	0,6
Литифицированные породы рифей-палеозоя	32025	6–43	15	1,3
Территория РА в целом:	37720	6–43	14	1,2

Таблица 3. Объемная активность радона в питьевой воде и жилых помещениях на территории РА

Жилые помещения	Активность радона, Бк/м³				Подземные воды	Активность радона: lim ($\bar{x}$), Бк/дм³	
	< 200	200–400	> 400	Среднее		фоновая	афтершок
г. Горно-Алтайск	54 %	34 %	12 %	155 Бк/м³	В рыхлых отложениях	3,6–63 (23)	4–137 (29)
Сельские пункты	66 %	28 %	6 %	158 Бк/м³	В породах палеозоя	5–56,4 (23)	5–2650 (44)

Таблица 4. Плотность атмосферных выпадений на территории населенных пунктов (Бк/м²)

Населенные пункты	Бета-активность			Стронций-90	Бериллий-7		Калий-40	
	годовая	среднесуточная	max	средняя	средняя	max	средняя	max
Горно-Алтайск	417,01	1,14	3,99	0,30	380,1	635	12	15
Яйлю	448,64	1,23	6,08					

к подножьям горных макросклонов (участки промежуточной аккумуляции) и днищам крупных речных долин и межгорных котловин, т.е. к местам конечной аккумуляции ТРН [6].

На аккумуляцию ТРН влияет характер растительного покрова, содержание гумуса и гранулометрический состав почв, их увлажненность, наличие лесных подстилок и дерновых горизонтов и пр. Установлено, что наиболее благоприятны для закрепления ТРН горно-лесные почвы с богатым растительным покровом и мощным дерновым слоем, а также болотные почвы. Максимальное остаточное содержание ^{137}Cs на территории РА выявлено в ягеле – до 120 Бк/кг, во мхах (310 Бк/кг), в растительной подстилке и хвойном опаде (715 Бк/кг), а также в грибах – до 777 Бк/кг [7, 8].

В почвах, основной депонирующей ТРН природной среде, на 30–35 % территории республики плотность остаточного загрязнения ^{137}Cs превышает региональный фон ГВ (30–60 мКи/км²). На 8–10 % площади РА интенсивность загрязнения почв ^{137}Cs превышает 100 мКи/км² (два-три фона ГВ) и достигает максимальных значений 320–360 мКи/км² на отдельных участках (Семинский хребет, хребет Иолго, Прителецкая тайга и пр.). Большинство таких участков имеют в плане удлиненно-овальную и изометричную форму и размеры в поперечнике первые километры, реже первые десятки километров.

Для распределения ^{137}Cs в профиле почв характерно резкое уменьшение его активности с глубиной. Так, максимальная плотность его осадка проявлена в интервале 0–5 см. В интервале 0–10 см сосредоточено 80–90 % его запасов. Глубина вертикальной миграции ^{137}Cs , как правило, не превышает 15–20 см и изредка составляет 30–50 см [7, 8].

Распределение другого долгоживущего ТРН – стронция-90 в природных средах РА изучено слабо. Установлено, что плотность его осадка в почвах в 1,5–5 раз (в среднем в 3 раза) ниже, чем для ^{137}Cs . Выявленные локальные концентрации ^{90}Sr в почвах РА превышают фон его глобальных выпадений в 2–54 раза [9]. Максимальная

плотность загрязнения почв ^{90}Sr достигает 190 мКи/км² при преобладании значений 20–30 мКи/км². Распределение ^{90}Sr в профиле почв характеризуется большой глубиной проникновения – до 0,5–1 м и более. С глубиной соотношение концентраций $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs}$ увеличивается.

Следует отметить, что современные запасы локальных выпадений ^{137}Cs и ^{90}Sr в регионе составляют чуть более четверти от исходных, расчетные значения которых в период испытаний были равны в среднем 0,25 Ки/км² (в отдельных очагах до 1,5 Ки/км²). Таким образом, начальные запасы этих ТРН на территории РА можно оценить величиной около 23,5 тысяч Ки, а современные запасы – 7 тысяч Ки (табл. 6).

Уровни концентрации и распределение радиоизотопов плутония-239, 240 на территории РА изучены в первом приближении. Установленная плотность его выпадений (0,4–3,4 мКи/км²) в 2–8,5 раз выше фона для Западной Сибири. О преобладании его локальных выпадений над ГВ говорит повышенное отношение $^{238}\text{Pu}/^{239,240}\text{Pu}$ в почвах [7]. В распределении плутония намечается латеральная и высотная зональность, первая из них проявлена в увеличении его концентраций с севера на юг (1 Бк/кг на 100 км), а последняя – с высотой местности (1 Бк/кг на 1 км высоты), что говорит о преобладании «мокрых» выпадений над седиментационными. Можно предполагать, что более интенсивное загрязнение южной части региона $^{239,240}\text{Pu}$ (вероятно и америцием-241) обусловлено дополнительным влиянием радиоактивных следов прошлых ядерных испытаний на полигоне Лобнор.

Следы прошлого радиоактивного загрязнения окружающей среды, в том числе ее стратифицированных образований (донные осадки озер, ледниковые отложения, годовые кольца деревьев) установлены на всей территории РА. Они свидетельствуют о возрастании в 2–3 раза содержания делящихся элементов в природных средах региона по сравнению с доядерным этапом. В частности, на прошлые локальные выпадения радиоактивных осадков

Таблица 5. Концентрации ТРН в местных пищевых продуктах и дикоросах на территории РА

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
Картофель	2,01	12,52	4,20	320	0,60	2,88	2,01	60
Грибы	20	777	–	500		141	–	50
Орех кедровый	9,86	55,69	27,01	200	2,64	22,91	11,21	100

Таблица 6. Плотность осадка и запасы ТРН в почвах населенных пунктов Республики Алтай

ТРН	Плотность глобальных, локальных выпадений, мКи/км ²				Запасы ТРН, Ки (на 2013 г.)	
	ГВ	ЛВ (lim)	ЛВ ($\bar{x}$)	ЛВ/ГВ, ед.	Исходные	Современные
^{137}Cs	30–60	10–360	70	1,5	19 700	5 000
^{90}Sr	10–20	0,5–90	25	1,7	7 800	2 000
$^{239,240}\text{Pu}$	0,2–0,3	0,4–3,4	1,4	5,6	200	200

на его территории указывает высокий уровень загрязнения ^{137}Cs донных осадков всех изученных озер (до 388 мКи/км² для оз. Манжерокское).

Локальные выпадения ТРН зафиксированы также методом осколочной радиографии в годичных кольцах деревьев при наземных, воздушных и отдельных экскавационных ядерных взрывах на СИП (1949, 1953 1955, 1961, 1962, 1965 гг.) и при более поздних взрывах на полигоне Лобнор (1976, 1979, 1982, 1983, 1986 гг.) [10].

Кроме долгоживущих ТРН, основной период наземных и воздушных ядерных взрывов на СИП отчетливо проявился в талой воде ледника Актру аномально повышенным (до 30 фонов) содержанием йода – одного из короткоживущих продуктов деления радиоактивных материалов [11].

Следует отметить, что дозы внешнего облучения, полученные в этот период населением РА, реконструированные по комплексу методик (осадок ^{137}Cs на почве, ТЛ кварца в строительной керамике, ЭПР зубной эмали и пр.), оценены на уровне от десятков до первых сотен мЗв, а для отдельных населенных пунктов до 500–870 мЗв [1].

Выводы: 1) современная радиационно-гигиеническая

остановка на территории Республики Алтай в целом стабильная, но напряженная по радону, средний вклад которого (5,1–19,1 мЗв/год) составляет около 70 % от общей дозы облучения населения; 2) доза внешнего облучения, получаемая среднестатистическим жителем РА от природных источников и медицинских процедур составляет 8–22,5 мЗв/год (в т.ч. 2–3 % от прошлых локальных и глобальных выпадений ТРН), что в 1,6–4,5 раз выше предельно допустимой дозы; 3) на территории региона проявлены многочисленные следы прошлого радиоактивного загрязнения, в т.ч. в стратифицированных природных средах, сформированные во время воздушных и наземных ядерных испытаний на СИП и полигоне Лобнор; 4) современные уровни активности ТРН практически не влияют на радиационный фон территории РА и не представляют опасности для здоровья местного населения; 5) содержание техногенных радионуклидов в местных пищевых продуктах, строительных материалах, древесине значительно ниже предельно допустимого уровня; 6) в некоторых дикоросах из очагов прошлого загрязнения концентрации ТРН превышают установленные санитарно-гигиенические нормы.

Литература

1. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 г. – М.: ФЦГиЭ Роспотребнадзора, 2010. – 132 с.
2. Робертус Ю.В., Любимов Р.В., Кац В.Е., Обухов И.П. Радиоэкологическая ситуация на территории населенных пунктов Республики Алтай // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Матер. III Межд. конфер. – Томск: STT, 2009. – С.499–501.
3. Высокоостровская Е.Б., Краснов А.И., Смыслов А.А. Карта радиационных доз естественного гамма-излучения России // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Мат. I Межд. конфер. – Томск: Изд-во ТПУ, 1996. – С.177–179.
4. Кац В.Е. Природная радиоактивность компонентов геологической среды Республики Алтай // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Матер. IV Межд. конфер. – Томск: «Тандем-Арт», 2004. – С.243–246.
5. Кац В.Е., Драчев. С.С. Радон как индикатор сейсмической активизации в подземных водах Республики Алтай в афтершоковый период Алтайского землетрясения // Природные ресурсы Горного Алтая, 2007. – №2. – С.64–67.
6. 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. Матер. Межд. науч.-техн. конфер. «Горно-геологическое образование в Сибири. 100 лет на службе науки и производства». – Томск: изд-во ТПУ, 2001. – С.184–187.
7. Рихванов Л.П., Робертус Ю.В. Некоторые особенности радиоактивного загрязнения территории Горного Алтая // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Матер. IV Межд. конфер. – Томск: «Тандем-Арт», 2004. – С.769–771.
8. Сухоруков Ф.В., Маликова И.Н., Гавшин В.М. и др. Техногенные радионуклиды в окружающей среде Западной Сибири. – Сибирский экологический журнал, 2000. – №1. – С.31–38.
9. Мешков Н.А., Жилев Е.Г., Вальцева Е.А., Галин Л.Л. Экологические и медико-биологические последствия воздействия ядерных испытаний на территорию и население Республики Алтай. – М.: Воениздат, 1999. – 144 с.
10. Рихванов Л.П., Архангельская Т.А., Робертус Ю.В. Оценка выпадения делящихся радионуклидов на территории Республики Алтай методом осколочной радиографии годовых колец деревьев // «Тяжелые металлы, радионуклиды и элементы биофилы в окружающей среде». Тез. II Межд. науч.-практ. конфер. – Семипалатинск, 2002. – С.496–501.
11. Рихванов Л.П., Робертус Ю.В., Таловская А.В., Любимов Р.В., Шатилов А.Ю. Особенности распределения химических элементов в талой воде ледника Большой Актру (Горный Алтай) // Изв. ТПУ, – 2008. – Т.313. – №1. – С.97–103.

ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ГЕОЛОГИЧЕСКОЙ СРЕДЕ НОВОСИБИРСКОЙ ОБЛАСТИ

Н.А. Росляков¹, С.М. Жмодик¹, В.Г. Пахомов²

¹Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, Новосибирск, Россия, ros@igm.nsc.ru

²Березовгеология, Новосибирск, Россия

NATURAL RADIONUCLIDES IN THE GEOLOGICAL ENVIRONMENT OF THE NOVOSIBIRSK REGION

N.A. Roslyakov¹, S.M. Zhmodik¹, V.G. Pahomov²

¹Institute of geology and mineralogy. V. Soboleva of SB RAS, Novosibirsk, Russia, ros@igm.nsc.ru

²Berezovgeology, Novosibirsk, Russia

Abstract. *In this paper the main trends in the distribution of background and anomalous contents of natural radionuclides (uranium, thorium, radon) in the subsurface of the Novosibirsk region are distributed. The prevalence of above background concentrations of radon in groundwater and underground fissure waters that form due to the natural their composition radioactivity of granitoids of Barlak, Kolyvan, Novosibirsk and others massifs of the Novosibirsk region is shown.*

Геологическая среда Новосибирской области (НСО) характеризуется слабо дифференцированным гамма-полем со средним уровнем около 8–10 мкР/ч при колебаниях от 2–4 до 15 мкР/ч [4]. Часть локальных повышений связана с солончаками или высохшими водоемами. Понижение интенсивности гамма-поля типично для обводненных площадей. Гамма-фон на дневной поверхности формируется, главным образом, за счет естественных радионуклидов (U, Th, K-40) в почвенном покрове. Вклад техногенных радионуклидов (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) в современной структуре гамма-поля не превышает 1 мкР/ч. По данным аэрогамма-спектрометрии, полям концентраций ЕРН присущи низкие значения, аналогичные структуре гамма-поля: средние значения урана составляют 1,5–2,5 г/т, тория 6–8 г/т, калия до 2%. Удельная эффективная активность ($A_{эфф}$) почв не превышает 100–150 Бк/кг, расчетная мощность экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения для приведенных выше концентраций ЕРН равна около 6 мкР/ч, что с учетом космического излучения составит около 10 мкР/ч.

Средняя мощность поглощенной дозы от земных источников радиации составляет около 80 нГр/ч, а полная мощность эффективной дозы гамма-излучения от природных радионуклидов не превысит 0,5–0,6 мЗв/год.

Радионуклиды в горных породах

Выделяются две крупные радиогеохимические провинции: Западно-Сибирская, сложенная породами платформенного чехла, и Колывань-Салаирская, в строении которой принимают участие разнородные по происхождению и литолого-петрографическому составу комплексы пород Салаира и Колывань-Томской складчатой зоны.

Мезозойско-кайнозойские толщи платформенного чехла Западно-Сибирской плиты характеризуются упорядоченным распределением урана и тория в гранулометрическом составе пород. Их средние содержания закономерно увеличиваются от песчаников к алевролитам: урана от 1,3–1,6 до 2,7–3,0 г/т, тория от 4,8–4,9 до 9,5 г/т. Содержания калия-40 составляют 1,7–2,4%. В разрезе платформенного чехла гамма-каротаж выявляет горизонты повышенной

радиоактивности, обусловленные, как правило, эпигенетическими процессами. Наибольшее количество аномалий установлено в отложениях кочковской свиты с интенсивностью до 30–90 мкР/ч. Единичные аномалии (30–40 мкР/ч) известны в отложениях красnodубровской, новомихайловской и др. свит четвертичного возраста.

Нижнепалеозойские осадочно-вулканогенные отложения Салаира, девонские и раннекаменноугольные толщи Колывань-Томской складчатой зоны относятся к слабо дифференцированным в радиогеохимическом плане площадям. Стратокомплексы и литофации этой территории, имеют невысокие средние содержаниями урана (1,2–1,6 г/т) и тория (5,8–6,7 г/т). Наиболее низкие содержания урана (0,3 г/т) и тория (0,75 г/т) установлены в диабазах и мраморизованных известняках (U=0,3 г/т и Th=0,4 г/т). Вулканогенно-осадочные образования характеризуются содержаниями урана, в среднем, 3,5 г/т, тория – 6,3 г/т.

Особую роль в радиогеохимическом поле НСО играют верхнепалеозойские массивы гранитоидов Салаира, (Улановский, Коуракский, Выдрихинский) и мезозойские граниты, прослеженные в зоне сочленения Колывань-Томской складчатой зоне с Западно-Сибирской плитой (Обской, Барлакский, Колыванский, Новосибирский, Сенчанский и др. массивы [3]). Массивы выделяются отчетливо выраженной аномальной (выше 20 мкР/час) радиоактивностью, обусловленной надкларковыми концентрациями естественных радионуклидов – (U, Th, K-40) и широким развитием трещинных радоновых вод. Более полно изучена радиоактивность гранитов Новосибирского массива. В них массовые доли урана и тория изменяются в широких пределах. Наиболее низкие концентрации урана отмечаются в роговиках (3,5 г/т), лампрофирах (4 г/т), гранодиоритах (4,9 г/т) и порфировидных гранитах (6,0 г/т). Ториенность этих разновидностей колеблется от 4,7 г/т (лампрофиры) до 14,1 г/т (граниты). Аномально высокими концентрациями урана и тория выделяются биотит-роговообманковые, биотитовые, аляскитовые разности гранитов, в которых средние содержания урана достигают 11,8–19,8 г/т, тория – 11,6–18,3 г/т. В гидротермальноизмененных гранитах концентрации урана достигают 94,3 г/т (Мочищенский ка-

Таблица 1. Содержание естественных радионуклидов в основных типах почв НСО

Радионуклиды	Природные ландшафты НСО, в целом	Типы почв						
		Черноземные	Лесные	Подзолистые	Солончаковые	Луговые	болотные	Аллювиальные
U, г/т	2,10	2,19	2,17	1,59	2,20	3,09	1,99	2,17
Th, г/т	6,80	6,68	7,76	5,63	7,13	6,68	8,05	6,83
Th/U	3,24	3,05	3,58	3,54	3,24	2,16	4,04	3,15

Таблица 2. Распределение урана и тория в почвах и почвообразующих породах различных морфоструктур НСО

Элементы	Горизонт опробования	Васюганская равнина	Восточно-Барабинская равнина	Западно-Барабинская равнина	Кулундинская равнина	Приобское плато	Присалаирская равнина	Салаирский кряж	Долина р. Оби	НСО в целом
U, г/т	Почвы	2,6	3,1	1,8	1,8	3,7	2,0	2,2	2,4	2,4
	Подпочвы	2,4	3,4	3,3	2,6	3,9	2,4	2,2	3,1	2,8
Th, г/т	Почвы	7,5	8,8	7,3	7,1	8,2	6,1	6,8	6,7	7,2
	Подпочвы	8,8	8,7	7,9	6,3	8,2	6,6	7,5	8,0	7,7
Кол-во пар проб		59	301	90	19	56	90	58	30	694

рьер), в гидротермально измененных аплитах – 59,0–80,3 г/т. Удельная эффективная активность гранитов Новосибирского массива изменяется от 120–150 Бк/кг (I класс) до 1370 Бк/кг и выше (III класс). В гранитоидах локализуются рудопоявления и мелкие месторождения урана (Улантовское, Чемское и др.) С корой выветривания Барлакского массива связано Пригородное инфильтрационное месторождение урана.

Граниты создают не только повышенный гамма-фон в местах их выходов на поверхность, но и являются активными продуцентами радона и радиоактивных аномалий в аэробной геологической среде [3]. Расчеты показывают, что свободная активность радона за счет ЕРН в гранитах Колыванского массива может достигать 1000–1500 Бк/л. Кроме того, пространственно к верхнепалеозойским и мезозойским гранитам нередко тяготеют месторождения радоновых вод, формирующиеся в пределах кор выветривания, в зонах разломов и повышенной трещиноватости. Именно поэтому площади развития гранитоидных интрузий следует рассматривать как потенциально радоноопасные участки.

Распределение естественных радионуклидов в почвах

По данным геохимического опробования [6] средние содержания урана и тория для почв области составляют в среднем 2,1 г/т и 6,8 г/т, соответственно. Наблюдаются вариации средних значений этих радионуклидов в зависимости от типов почв: для урана – от 1,59 до 3,09 г/т, для тория – от 5,63 до 8,05 г/т, причем наиболее обеднены ураном и торием подзолистые почвы. Торий-урановое отношение изменяется от 2,16 (луговые почвы) до 4,04 (болотные почвы) при среднем значении 3,24 (табл. 1). Для большинства морфоструктур области сохраняется тенденция некоего обеднения почв радионуклидами в сравнении с

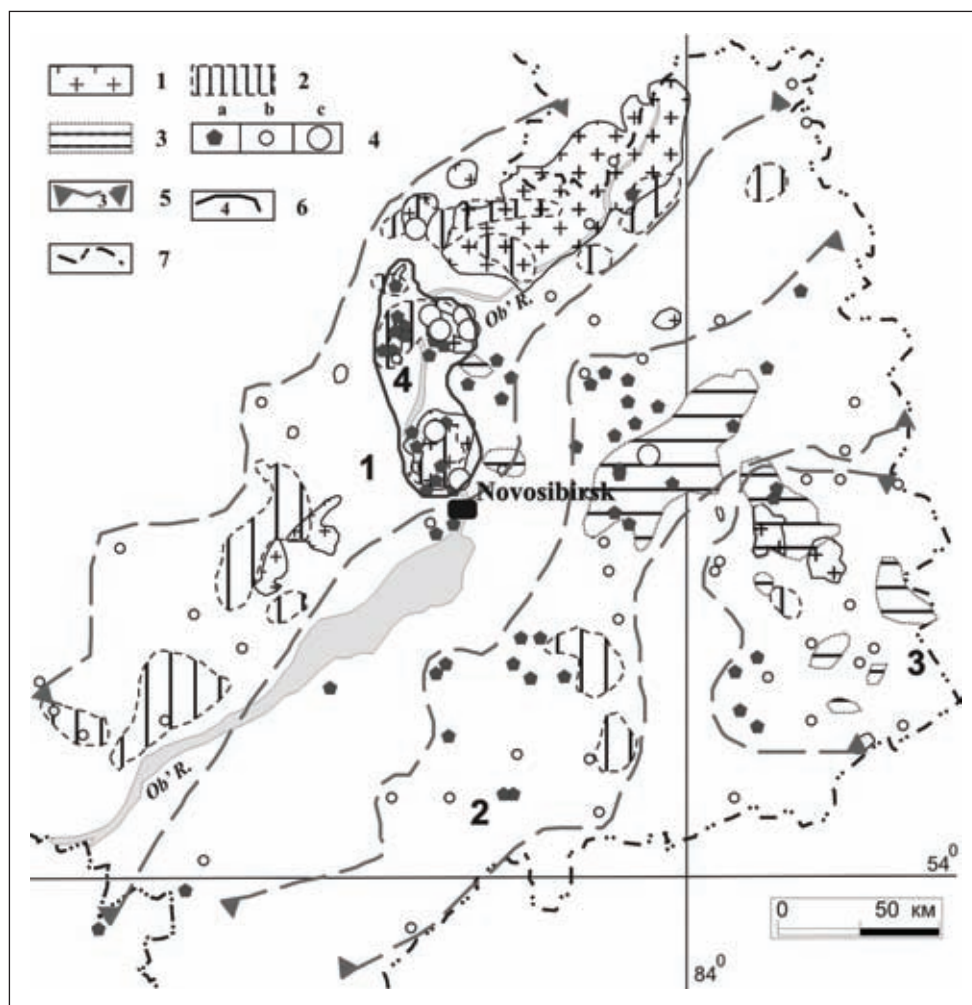
почвообразующими породами (табл. 2).

При крупномасштабном картографировании радоноделяющих структур методами эманионных съемок оконтурены зоны с активностью радона в почвенном воздухе до 50 кБк/м³ и более в районах г. Новосибирска, ст. Мочище, пп. Барлак (740 кБк/м³), Чаус (до 500 кБк/м³), Подгорное (740–5900 кБк/м³), Колывань (630–1570 кБк/м³) и др. [4].

Уран и торий в донных отложениях

По данным литогеохимической съемки масштаба 1 : 1000 000 распределение урана в твердом стоке определяется, как правило, гранулометрическим составом стока и наличием органического вещества. Его содержания закономерно возрастают от песчаных проб к песчано-илистым и далее к илисто-органическим. Наиболее часто повышенные концентрации урана встречаются в донных илистых отложениях озер.

В целом на исследуемой площади средние содержания урана в донных отложениях равны 1,47 г/т (колебания от 0,87 до 2,3 г/т), тория – 4,97 г/т (2,91–7,0 г/т), что почти в 1,5–2 раза ниже, чем в почвах. Устанавливаются заметные различия в средних содержаниях U и Th в различных бассейновых системах. Так, несколько повышенные концентрации урана (в 1,2–1,6 раза по отношению к среднему содержанию) установлены в левобережье р. Обь (рч. Карасук). Они здесь обусловлены характером донных отложений, представленных илистым материалом, обогащенным органическим веществом. Для правых притоков р. Обь (Барлак, Оеш), обладающих сравнительно большими уклонами, характерны повышенные содержания тория. В бассейнах рек Каракан-Чингиз и Сузун-Чумыш содержания урана и тория составляет в среднем 7,0 и 5,04 г/т, соответственно.



1 – Гранитоиды Новосибирского и Колыванского массивов. 2 – Участки с радиоактивностью на поверхности более 30 мкР/ч. 3 – Участки с радиоактивностью в скважинах более 30 мкР/ч. 4 – Радионосные; а – родники и колодцы; б – скважины; с – месторождения радоновых вод. 5 – Зоны с напряженной радиозоологической обстановкой (1 – Обская, 2 – Искитимо-Тогучинская, 3 – Присалаирская). 6 – Новосибирск-Колыванская зона с критической радиозоологической обстановкой. 7 – Граница площади развития радоновых грунтовых и подземных вод.

Рис. 1. Распределение аномальной активности радона в поверхностных и подземных водах Новосибирско-Колыванской площади (составлена по материалам Березовской экспедиции)

Уран и торий в торфяных болотах

В болотах высокой структурно-геоморфологической поверхности нередко наблюдаются повышенные концентрации урана и тория. Известны их инфильтрационные рудопроявления в торфяниках на правом берегу р. Канабурга ($U=0,08\%$), в болотах Тюлькино ($U=0,035\%$), Мокрушинское ($U=0,05-0,09\%$), Ангошская Согра ($U=0,02\%$) при фоне $U=0,008\%$ [5].

Радиоактивные элементы в природных водах

Для грунтовых вод Салаира и Колывань-Томской складчатой зоны характерны вариации концентраций урана в пределах двух и более порядков (от $n \times 10^{-7}$ до $n \times 10^{-5}$ г/л). Наиболее контрастные гидрогеохимические аномалии урана до $(2,6-5,3) \times 10^{-5}$ г/л выявлены в грунтовых водах, связанных с гранитами Новосибирского и Колыванского районов. Эти концентрации превышают допустимый

уровень опасности по НРБ-99 примерно в 4–9 раз [2]. На площадях Сенчанского, Улановского, Коуракского массивов воды содержат урана $n10^{-5}$ г/л. На территориях Тогучинского, Искитимского, Сузунского районов повышенные его концентрации $(0,8-2,0) \times 10^{-4}$ г/л известны в грунтовых водах и вне видимой связи с гранитами.

Аномальные концентрации урана обнаруживаются в подземных водах палеозойского комплекса пород на Салаире (до $n \times 10^{-5}$ г/л), буготакской и инской серий в Колывань-Томской складчатой зоне (до $5,4 \times 10^{-5}$ г/л). Высокие концентрации урана устанавливаются в подземных водах, формирующих свой состав в зонах дробления тектонических нарушений и повышенной трещиноватости в экзо-эндоконтактных частях гранитоидных интрузивах и в их корках выветривания. Аномально высокие содержания урана выявлены также в подземных водах других геологических образованиях на территориях Ордынского (до $1,5 \times 10^{-4}$ г/л), Маслянинского ($4,0 \times 10^{-5}$ г/л), Искитимского ($5,0 \times 10^{-5}$

г/л) и Черепановского (до $3,0 \times 10^{-4}$ г/л) районов.

Новосибирский и Колыванский районы, отличаются широким развитием радоновых подземных и грунтовых вод, которые, как правило, связаны с радиоактивными гранитами. Удельные активности радона в подземных водах варьируют в широких пределах. Так, на территории г. Новосибирска установлены подземные радоновые воды с объемной активностью до 150–4530 Бк/л, в Колыванском районе (п. Скала, п. Чаус) до 10360–45700 Бк/л. Активность радона в грунтовых водах обычно ниже, чем в подземных. Обогащение грунтовых вод радоном происходит, в основном, за счет гидравлической связи между ними и подземными водами.

Наряду с радоном, в подземных водах Салаира и Колывань-Томской складчатой зоны обычно фиксируется радий в количествах до 1×10^{-12} г/л, что превышает санитарно-гигиенический норматив НРБ-99 для питьевых вод. Аномальные его концентрации до $7,4 \times 10^{-10}$ г/л (27,4 Бк/л) обнаружены в единичных водопунктах на площади Колыванского и Новосибирского гранитных массивов и пространственно совмещаются с ореолами контрастных радоновых вод. Повышенные в сравнении с фоном содержания радия ($1,2\text{--}1,6$) $\times 10^{-11}$ г/л отмечаются также в минеральных водах западных районов области: Барабинском, Куйбышевском, Татарском, Карасуком и др.

Оценка уровня радоноопасности

Руководствуясь рекомендациями [1, 2], на территории НСО по степени потенциальной радоноопасности выделяется три типа площадей с разными радиозоологическими обстановками (рис. 1): 1 – относительно удовлетворитель-

ной, 2 – напряженной и 3 – кризисной (неблагоприятной).

В основу расчленения площадей положена степень проявленности основных факторов потенциальной радоноопасности: атмогеохимических, радиогеохимических, структурно-тектонических, радиогидрогеологических. Особую роль при этом играют прямые и косвенные признаки радоноопасности. К ним, в первую очередь, относятся:

- концентрации эквивалентных равновесных объемных активностей (ЭРОА) радона, превышающие 200 Бк/м³;
- зоны с повышенной эксгаляцией (плотностью потока) радона с поверхности;
- геологические образования, сложенные высокорadioактивными специализированными на уран комплексами пород, наличие месторождений и рудопроявлений урана, радиоактивных аномалий – основных продуцентов радона;
- массивы (бассейны) радоновых вод и области разгрузки глубинных радонопотоков;
- участки повышенного эманирования (разрывные нарушения, зоны трещиноватости, повышенной сейсмичности и т.п.).

В результате районирования территории НСО выделены зоны с напряженной экологической обстановкой по радону (Обская, Искитим-Тогучинская и Присалаирская) общей площадью 20,7 тыс. кв. км. [4]. В пределах Обской зоны расположена Новосибирско-Колыванская площадь 1,2 тыс. км² с критической по радону экологической обстановкой. Наибольшую актуальность проблема радона приобретает для Новосибирско-Колыванской площади, входящей в Обскую радоновую зону. Здесь за счет большой плотности проживающего населения (около 1,7 млн. чел.) очень высока ожидаемая годовая коллективная доза облучения от радона.

Литература

1. Кармановская Т.А., Тамаш И.П., Оценка уровня облучения населения Мурманской области природными источниками ионизирующего излучения // Материалы II Международной конференции. – Томск, 2004. – 289 с.
2. Критерии оценки экологической обстановки территорий для выделения зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия. Утверждены Министром охраны окружающей среды и природных ресурсов РФ 30.11.1992. – М., 1992.
3. Минералогия области сочленения Салаира и Колывань-Томской складчатой зоны / Росляков Н.А., Щербаков Ю.Г., Алабин Л.В., Нестеренко Г.В., Калинин Ю.А. и др. – Новосибирск: Изд. СО РАН, филиал «Гео», 2001. – 243 с.
4. Пахомов В.Г., Попов Ю.П. Районирование территории Новосибирской области и г. Новосибирска по степени радоноопасности // Материалы научно-практической международной конференции «Практика защиты населения от облучения радоном». – С.-П., АНРИ, 1996.
5. Росляков Н.А., Калинин Ю.А., Рослякова Н.В. и др. Экзогенное концентрирование радионуклидов в торфяниках и карвах выветривания Новосибирской области. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. – Томск: Изд. «Тандем-Арт», 2004. – С.522–526.
6. Экогеохимия Западной Сибири / Росляков Н.А., Ковалев В.П., Сухоруков Ф.В. и др. – Новосибирск: Изд-во Сибирского отделения РАН НИЦ ОИГГМ, 1996. – 246 с.

ГЕОХИМИЯ УРАНА И ТОРИЯ В УГЛЯХ ТАБАССКОГО БАССЕЙНА (ЦЕНТРАЛЬНЫЙ ИРАН)

В.И. Рыбалко, С.И. Арбузов, А.В. Волостнов

Томский политехнический университет, Томск, Россия, rybalko14@yandex.ru

GEOCHEMISTRY OF RADIOACTIVE ELEMENTS IN COALS OF TABAS COAL BASIN (CENTRAL IRAN)

V.I. Rybalko, S.I. Arbuzov, A.V. Volostnov

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. The geochemistry of U and Th in coals of Tabas coal basin was studied. Evaluations of average contents of uranium and thorium are cited for the main coal deposit. The concentration factors of U and Th in coal deposits were determined.

При добыче и переработке угля возникает большое количество экологических проблем. Прежде всего, это изменение облика земной поверхности при добыче как открытым, так и подземным способом, оказывающее свое влияние на почву, поверхностные и подземные воды, животный и растительный мир. При сжигании угля вместе с выбросами в атмосферу большого объема различных газов в окружающую среду поступают значительные количества токсичных и радиоактивных элементов. Объективная оценка поступления радиоактивных элементов в окружающую среду может быть основана только на информации об уровнях накопления, закономерностях распределения и условиях концентрирования этих элементов в исходном веществе (угле). Ранее радиогеохимические исследования углей Ирана не проводились в связи с незначительными объемами угледобычи и низкими требованиями к экологической безопасности на момент освоения угольных месторождений. В настоящей работе произведена радиогеохимическая оценка углей Табасского бассейна, которые являются основной топливной базой для Исфаханского металлургического комбината.

Характеристика объекта исследований

Табасский угольный бассейн расположен в центральной части Исламской Республики Иран (рис. 1). Бассейн вытянут в меридиональном направлении на 450 км, его площадь достигает 45 тыс. км². По характеру рельефа значительная часть представлена песчано-глинистой равниной с абсолютными отметками 600–800 м над уровнем моря, осложненной местами небольшими возвышенностями. В пределах Ирана он является наиболее крупным бассейном, запасы и прогнозные ресурсы углей по состоянию на 1984 год составляют 34 млрд. тонн [4].

В геологическом строении Табасского угольного бассейна и его обрамления принимают участие породы различного возраста от PR₁ до N-Q и различного состава. Основная угленосность связана с серией Шемшак позднетриасово-среднеюрского возраста. В ходе исследований были изучены все крупные месторождения Табасского бассейна и некоторые углепроявле-

ния: Мазино, Калишур, Джафарун, Парваде, Нейбанд в северной части, Хашуни, Хамкар, Пабдана, Ходжедк, Бадаму в южной части бассейна.

Методика исследований

Опробование углей и углевмещающих пород выполнялось по сечениям вкрест простирания угольного пласта по направлению от кровли к почве. При изучении угольных пластов избирательно опробовались кровля и почва пласта, прослой неугольных пород, прикровельные и припочвенные части угольных пластов. Пробы углей отбирались в зависимости от мощности пласта методом сплошной борозды. Длина бороздовой пробы колебалась от 0,1 до 1,0 м, ширина борозды – 0,05 м. В отдельных сечениях выполнялась детализация разреза с интервалом отбора проб (2–10) см. При этом длина борозды определялась в соответствии с наличием прослоев неугольных пород, наличи-



Рис. 1. Схема расположения основных угольных месторождений в Табасском бассейне

Таблица 1. Содержание урана и тория в углях, золах углей и углевещающих породах Табасского бассейна

Месторождение	К-во проб	A ^d , %	Содержание U, г/т			Содержание Th, г/т			Th/U	
			уголь	зола угля	породы	уголь	зола угля	породы	уголь	порода
Бадаму	31	24,5	1,4±0,6	5,6	4,1±0,2	4,8±2,2	19,4	15,7±0,4	3,5	3,8
Мазино	38	24,9	1,0±0,1	4,0	3,5±0,3	5,8±0,7	23,3	15,6±0,8	5,8	4,5
Парваде	33	24,4	1,3±0,2	5,3	2,9±0,3	3,8±0,5	15,6	11,1±1,4	2,9	3,8
Хашуни	31	16,0	1,3±0,2	7,9	4,0±0,1	5,2±0,8	31,5	16,2±0,5	4,0	4,1
Найбанд	38	28,1	2,4±0,6	8,5	3,7±0,2	3,8±0,6	13,5	14,4±0,7	1,6	3,9
Калишур	30	36,7	2,0±0,3	5,4	3,6±0,2	9,4±0,9	25,6	18,0±0,9	4,7	5,0
Джафаран	19	27,0	1,9±0,2	7,0	4,2±0,3	7,0±1,1	25,9	17,7±0,7	3,7	4,2
Хамкар	37	19,9	1,6±0,2	8,0	3,8±0,2	5,6±0,8	28,1	13,7±0,6	3,5	3,6
Пабдана	26	25,0	2,6±0,6	10,4	4,1±0,6	6,1±1,2	24,4	13,9±0,7	2,3	3,4
Ходжедк	24	15,2	1,2±0,3	7,9	3,2±0,2	1,9±0,7	12,5	11,3±1,0	1,5	3,5
Среднее по бассейну	307	23,9	1,7	7,1	3,7	5,3	22,2	14,8	3,1	4,0
Среднее для углей, золы угля и осадочных пород мира			1,9*	15±1*	3,4**	3,2*	23±1*	7,7**	1,7	2,3

Примечание: * – по данным [6]; ** – по данным [5].

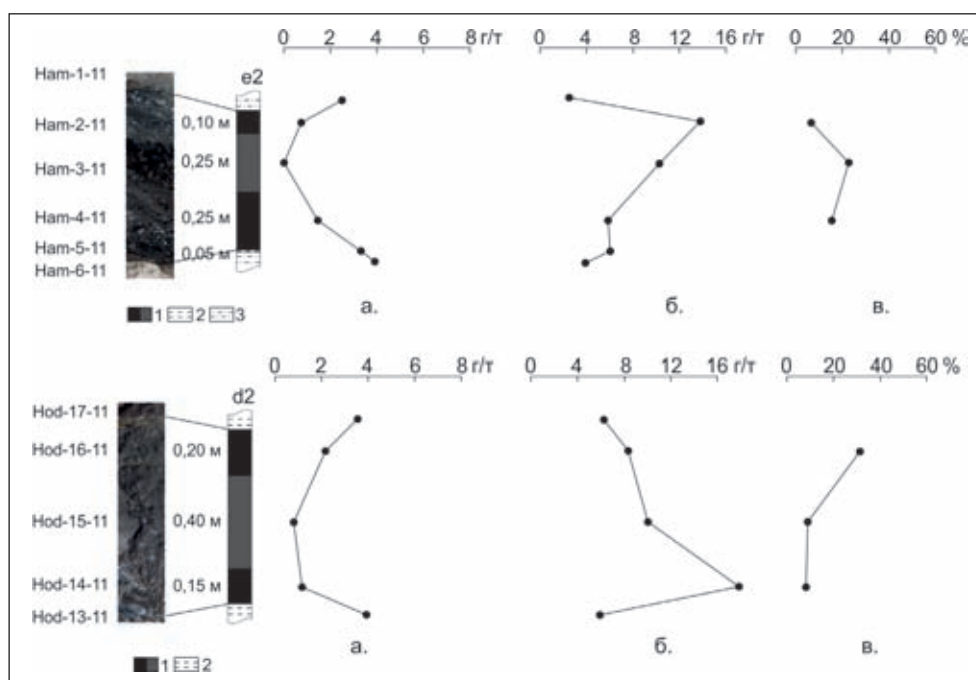
ем зон повышенной трещиноватости, зон окисления и т.п., т.е. зон возможных геохимических барьеров.

Основным аналитическим методом, используемым для количественного определения урана и тория в углях, являлся инструментальный нейтронно-активационный анализ (ИНАА). Кроме того, 100 проб проанализировано методом запаздывающих нейтронов (МЗН) из навески 5 г. Анализы были выполнены в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Национального исследовательского Томского политехнического университета (аналитики А.Ф. Судыко, Л.В. Богутская). Пределы обнаружения метода для урана и тория составляют 0,1 и

0,2 г/т соответственно.

Результаты исследований

Среднее содержание урана в углях Табасского бассейна составляет 1,7 г/т (табл.1). Это значение сопоставимо с угольным кларком (1,9 г/т) по [6], однако обусловлено это повышенной зольностью углей (23,4 %). В золе угля содержание составляет 7,1 г/т, что более чем в 2 раза ниже среднемировых данных. В то же время, содержание тория в золах углей Табасского бассейна сопоставимо со средними данными для золы угля мира. Торий-урановое отношение

**Рис. 2.** Распределение U в пласте угля d2 месторождения Ходжедк и в пласте e2 месторождения Хамкар. а – уголь, б – зола угля, в – зольность

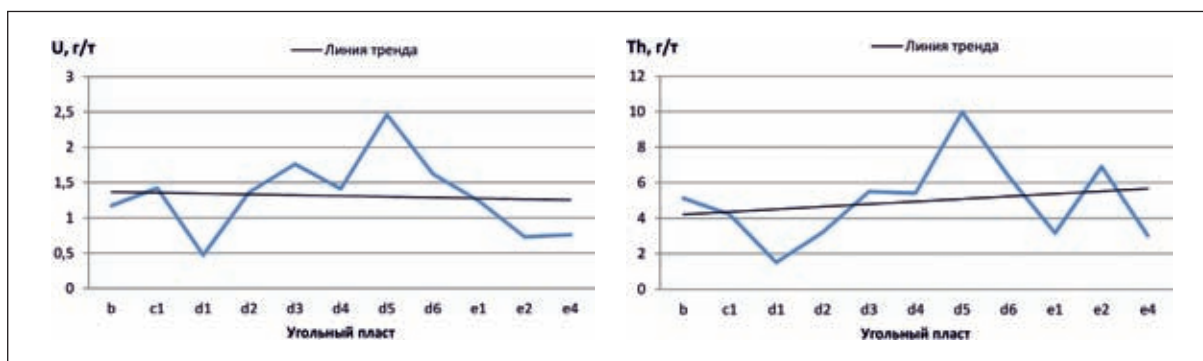


Рис. 3. Изменение содержаний U и Th в угольных пластах в разрезе угленосных отложений Табасского бассейна

достаточно велико (3,1), что указывает на незначительную роль аквагенного накопления урана в углях.

Содержание урана в бассейне колеблется от 1,0 г/т (месторождение Мазино) до 2,6 г/т (месторождение Пабдана). В золе угля оно изменяется от 4,0 (месторождение Мазино) до 10,4 (месторождение Пабдана).

При этом содержание урана в углевмещающих породах сопоставимо со средними данными для осадочных пород земной коры и даже несколько превышает их.

Содержание тория в углях изменяется от 1,9 (месторождение Ходжек) до 9,4 г/т (месторождение Калишур). В золе угля оно колеблется от 12,5 (месторождение Ходжек) до 31,5 г/т (месторождение Хашуни).

Содержание тория в углевмещающих породах бассейна существенно выше его среднего содержания в осадочных породах земной коры.

Распределение U и Th в разрезе угольных пластов и угленосных отложений в целом весьма неравномерно. Распределение Th в целом подчиняется распределению зольности, что подчеркивает его терригенную природу. Для U выделено несколько типов распределения. Наиболее часто встречается классический для углефильных элементов тип распределения U, характеризующийся некоторым обогащением прикровельной и припочвенной зон угольного пласта (рис. 2). При этом золы угля в приконтактных зонах пласта часто, но не всегда, обогащены U по

сравнению с золами угля средней части пласта. Последнее зависит от зольности приконтактной части пласта и уровня накопления U в угле. Такой тип распределения распространен повсеместно и формируется при участии грунтовых и подземных вод. На это указывает существенно повышенное содержание U в золе угля по сравнению с углевмещающими породами. Образование зон обогащения на контакте угольных пластов может быть сингенетическим угленакоплением (торфяная стадия), а может носить эпигенетический характер.

В целом в разрезе угленосной толщи среднее содержание U и Th в пластах изменяется неравномерно, но отмечается тенденция к возрастанию содержания Th и незначительное снижение содержаний U в угольных пластах от b к e4 (рис. 3).

Рост содержания Th вверх по разрезу и снижение содержания U может быть результатом более глубокого химического выветривания углеобразующих пород в период угленакопления. Однако не исключено, что данная закономерность является искусственной (артефактом) и обусловлена опробованием разных пластов в различных блоках Табасского бассейна, имеющих разный состав областей питания и, соответственно, разные уровни накопления радиоактивных элементов.

Вывод о латеральной изменчивости содержаний U и Th можно сделать, сопоставляя средние содержания этих элементов в отдельных месторождениях бассейна. Неравномерность распределения U и Th по латерали определяется различными факторами. Для большинства редких элементов относительно повышенные содержания в углях локализуются в периферических, близких к областям сноса, частям угленосных бассейнов [2]. В период формирования угленосной формации основной снос терригенного материала шел с западного обрамления бассейна [3], которое представлено преимущественно салическими породами верхнепротерозойского метаморфического комплекса, в пределах которого значительную роль играют докембрийские интрузии гранитоидов [7]. Отчетливо проявляется влияние области сноса на примере Th. Ториумом обогащены части бассейна, непосредственно примыкающие к западному и северо-западному обрамлению бассейна (рис. 4). Распределение U не так однозначно, что связано с его высокой подвижностью в эпигенетических процессах.

Роль эпигенетических процессов, оказавших свое вли-

Таблица 2. Содержание U и Th в углях различного марочного состава, г/т

	U		Th	
	КЖ+ГЖ	А	КЖ+ГЖ	А
Уголь	1,8	1,3	4,9	5,5
Зола	9,1	5,7	25,8	23,7

Таблица 3. Содержание U в исходных углях и углях из зоны окисления, г/т

Месторождение, пласт	Уголь вне зоны окисления		Окисленные (сажистые) угли	
	уголь	зола угля	уголь	зола угля
Hodjedk, d ₂	1,1	9,3	2,0	9,5
Parvade, c ₁	1,3	5,9	2,7	3,6

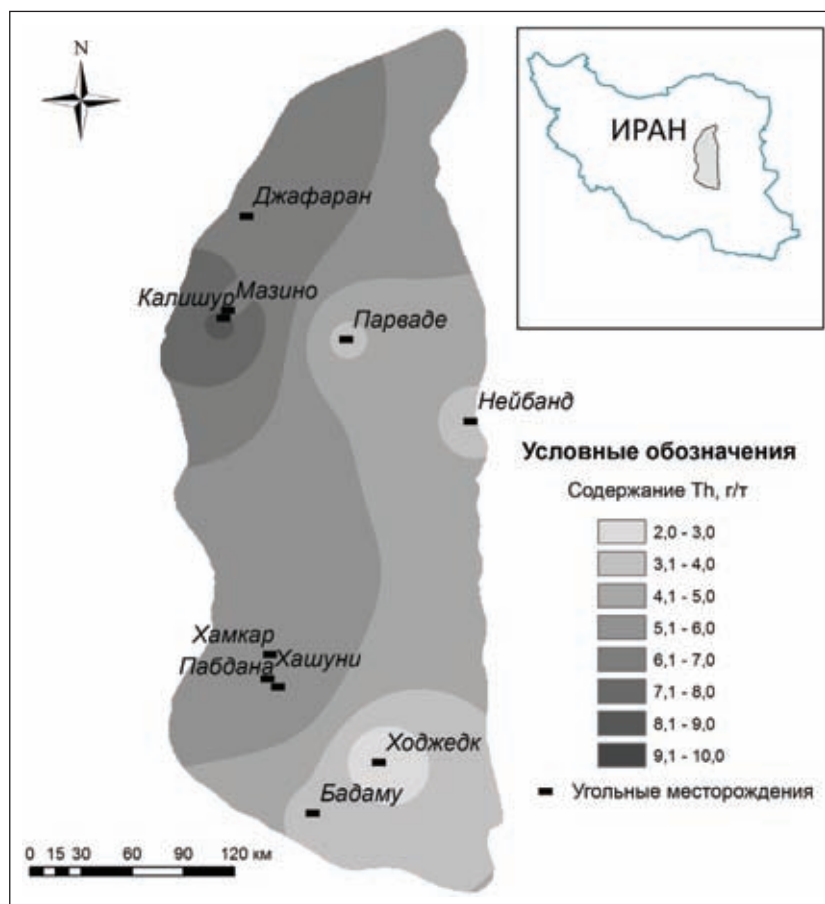


Рис. 4. Распределение Th в углях Табасского бассейна

яние на уровни накопления U и Th, можно рассмотреть на примере угольного метаморфизма и процессов окисления.

Наиболее достоверную информацию о влиянии регионального метаморфизма на распределение радиоактивных элементов в углях можно получить, сопоставив средние содержания этих элементов в углях разной степени углефикации. На территории Табасского угольного бассейна Ирана одновозрастные угли представлены газовыми жирными (ГЖ), коксовыми жирными (КЖ) и антрацитами (А). При этом угли марки КЖ отмечены только в одном месторождении Ходжедж, поэтому было решено объединить угли марок ГЖ и КЖ в одну группу и сравнивать с антрацитами. При увеличении степени углефикации содержание U уменьшается как в углях, так и в золе каменных углей. Эти данные согласуются с данными [1] о снижении уровней накопления углефильных элементов в углях Кузбасса от углей марки Д до антрацитов. При этом содержание тория в углях возрастает, что при отсутствии привноса элементов в угольный пласт может объясняться двумя причинами: потерей органической массы при углефикации и относительным увеличением концентрации за счет частичного выноса основных золообразующих элементов.

Гипергенное окисление углей в большинстве случаев обуславливает накопление в них U [1]. Высокая сорбционная способность органического вещества угля по отношению к U обеспечивает его концентрирование из грунтовых вод даже с рядовым содержанием металла. Особенно бла-

гоприятны для этого процесса условия аридного климата с повышенными содержаниями в воде урана и кислорода. В рамках настоящей работы влияние процессов окисления на распределение U было рассмотрено на примере угольных месторождений Парваде и Ходжедж. В пласте s_1 месторождения Парваде отчетливо проявляется вынос U, а в пласте d_2 месторождения Ходжедж процессы окисления не приводят к существенному изменению содержаний (табл. 3). Рост содержаний U в угле связан с потерей органического вещества. Такая особенность углей Табасского бассейна может объясняться высокой степенью метаморфизма исследуемых углей, а также неблагоприятными гидрогеологическими условиями.

Выводы

1. Среднее содержание U в углях Табасского бассейна составляет 1,7 г/т, Th – 5,3 г/т. Содержание урана сопоставимо со среднемировыми данными для углей, а содержание тория превышает среднемировые данные. Среднее содержание U в золе составляет 7,1 г/т, Th – 22,2 г/т. Содержание U в золе в среднем по миру примерно в два раза выше среднего содержания в золах углей Табасского бассейна, а содержание Th находится практически на одном уровне.
2. Распределение U и Th в разрезе угольного пласта неравномерно. Распределение Th подчиняется распределению зольности. Для U отмечается возраста-

ние содержаний к прикровельным и припочвенным участкам. В разрезе всей угленосной толщи для U характерна тенденция незначительного снижения содержаний от древних углей к молодым, а для Th – ростом.

3. Латеральная изменчивость в пределах бассейна наиболее четко проявлена для Th и определяется в основном фактором петрофонда. Для U закономерности выделить сложно, что, вероятно, связано с его высокой подвижностью в эпигенетических процессах.

4. Эпигенетические процессы, такие как угольный метаморфизм и эпигенетическое окисление, приводят к выносу U. В отдельных случаях содержание U при окислении углей остается на одном уровне. Хотя в большинстве случаев процессы окисления способствуют накоплению металла, вплоть до аномальных концентраций. Содержания Th в углях в процессе метаморфизма возрастает, что может быть связано с выносом основных золообразующих элементов и потерей органической массы.

Литература

1. Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск, Изд. дом «Д-Принт», 2007. – 468 с.
2. Баранов Б.Е. Редкие элементы в угленосных формациях // Геохимия, минералогия и генетические типы месторождений редких элементов. Т.3: Генетические типы месторождений редких элементов. – М.: Наука, 1966. – С.736–754.
3. Брагин Ю.Н., Голубев С.А., Полянский Б.Н. Палеогеография основных этапов накопления нижнемезозойских угленосных отложений в Иране // Литология и полезные ископаемые, 1981. – №1. – С.69–81.
4. Геология и полезные ископаемые зарубежных стран. Вып. 1. Минерально-сырьевая база Ирана (твердые полезные ископаемые) / Под ред. В.П. Орлова. – М., СПб., 1993. – 300 с.
5. Григорьев Н.А. Среднее содержание химических элементов в горных породах, слагающих верхнюю часть континентальной коры // Геохимия. – 2003. – №7. – С.785–792.
6. 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. – P.135–148.
7. Moosavirad S.M., Janardhanab M.R., Sethumadhav M.S., Moghadam M.R., Shankara M. Geochemistry of lower Jurassic shales of the Shemshak Formation, Kerman Province, Central Iran: Provenance, source weathering and tectonic setting // Chemie der Erde, 2011. – Vol.71. – P.279–288.

РАДИОАКТИВНОЕ ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ ЗАПАДНОЙ СИБИРИ: ИНФОРМАЦИОННАЯ ОБЕСПЕЧЕННОСТЬ ТЕМЫ

В.В. Рыкова

Государственная публичная научно-техническая библиотека СО РАН, Новосибирск, Россия, onbryk@spsl.nsc.ru

RADIOACTIVE CONTAMINATION OF WEST SIBERIA: INFORMATION SUPPORT OF THE TOPIC

V.V. Rykova

State Public Scientific-Technological Library of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Novosibirsk, Russia, onbryk@spsl.nsc.ru

Abstracts. The paper represents a brief analysis of a documentary flow (DF) on topic "Radioactive contamination of environment in West Siberia" selected from DB "Ecology and environment protection of West Siberia". The dynamics, specific and thematic structures of DF are shown.

Радиозоологические исследования, направленные на выявление и определение масштабов радиоактивного загрязнения природной среды после ядерных испытаний, захоронений радиоактивных отходов, аварий на предприятиях ядерного цикла позволяют оценивать и прогнозировать его последствия для здоровья человека.

Информационная поддержка научных исследований ученых и специалистов Сибирского отделения РАН является одним из основных направлений деятельности ГПНТБ СО РАН, при этом формированию ресурсов экологической направленности уделяется самое пристальное внимание. Формирование информационной инфраструктуры научного знания осуществляется путем генерации проблемно-ориентированных баз данных (ПОБД), аналитических обзоров, анализа документальных потоков и информаци-

онных массивов. БД создаются с использованием современных информационных технологий, их совокупный объем на январь 2013 года составил свыше 1 млн. документов. Проблемы радиоактивного загрязнения отдельных регионов Сибири, Дальнего Востока и Крайнего Севера нашли отражение в ПОБД библиографического типа «Природа и природные ресурсы Сибири и Дальнего Востока», «Проблемы Севера», «Устойчивое развитие природы и общества», которые с 2011 года являются составными частями БД «Научная Сибирь», а также в БД «Экология и охрана окружающей среды Западной Сибири», «Загрязнение и охрана окружающей среды: справочные и информационно-библиографические пособия» [1]. Работы по созданию БД сопровождаются логико-статистическим (библиометрическим или наукометрическим) анализом документальных

потоков (ДП) по актуальным проблемам, при котором состав и структура ДП рассматривается как модель развития того или иного направления научных исследований [2]. Характеристика ДП ведется по следующим параметрам: 1) год издания документов, 2) видовая структура, 3) тематика публикаций, 4) наиболее продуктивные авторы, периодические издания и др.

Из БД «Экология и охрана окружающей среды Западной Сибири» нами был отобран ДП по теме «Радиоактивное загрязнение природной среды Западной Сибири», составившей более 1000 документов за период с 1988 года по настоящее время, и проведен его краткий библиометрический анализ. Динамика ДП (рис. 1) отражает общую тенденцию роста количества документов за 25-летний период, что подтверждает актуальность исследуемой проблематики. Последний временной отрезок не является показательным, так как он включает не пяти-, а четырехлетний отрезок времени, кроме того материалы 2010–2012 гг. издания активно продолжают поступать в фонд библиотеки, поэтому окончательный объем документов за этот период будет гораздо большим.

В видовой структуре документов четко прослеживается преобладание материалов конференций (60 % ДП). 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. Вопросы радиоактивного загрязнения окружающей среды Западной Сибири обсуждаются на форумах самого различного уровня – от международных до региональных. Следует отметить, что конференции, посвященные вышеозначенной проблеме, проводятся в регионе и пограничных с ним территориях на постоянной основе: «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде»: Международная научно-практическая конференция (Семипалатинск), «Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека»: Международная конференция (Томск), «Медицинские и экологические эффекты ионизирующего излучения»: Международная научно-практическая конференция (Северск/Томск), «Урал атомный: наука, промышленность, жизнь»: Международный симпозиум (Заречный), научно-техническая конференция Сибирского химического комбината (Северск) и другие.

Существенная часть ДП (около 28 %) представлена статьями из научных журналов. Статьи из периодических и продолжающихся изданий являясь самым оперативным источником информации, содержат материалы исследований, завершающихся, как правило, недавно и обобщающих состояние дел на переднем крае изучения проблемы. Библиометрический анализ позволил выделить так называемую «ядерную» группу журналов, отличающихся высокой публикационной активностью по заявленной тематике. К ним относятся: «Вестник научной программы Семипалатинский полигон – Алтай.

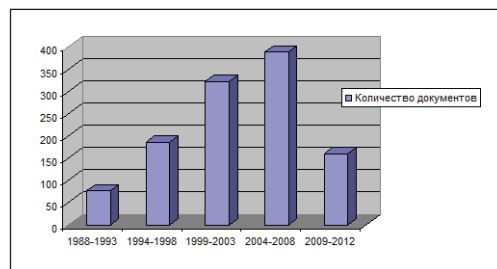


Рис. 1. Временная структура ДП

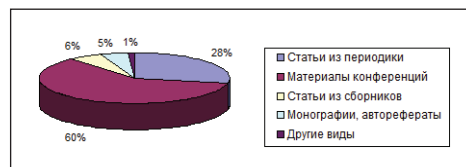


Рис. 2. Видовая структура ДП

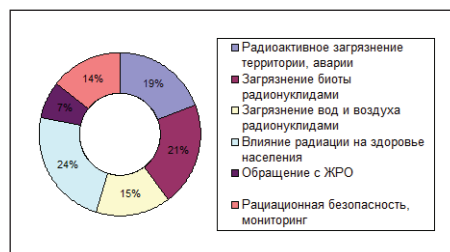


Рис. 3. Тематическая структура ДП

Ядерные испытания. Окружающая среда. Здоровье населения», «Разведка и охрана недр», «Радиационная биология. Радиоэкология», «Сибирский экологический журнал», «Атомная энергия».

Доля монографических изданий (монографии, учебные пособия, справочники, авторефераты диссертаций) суммарно составляет 5 %, причем их большая часть вышла в

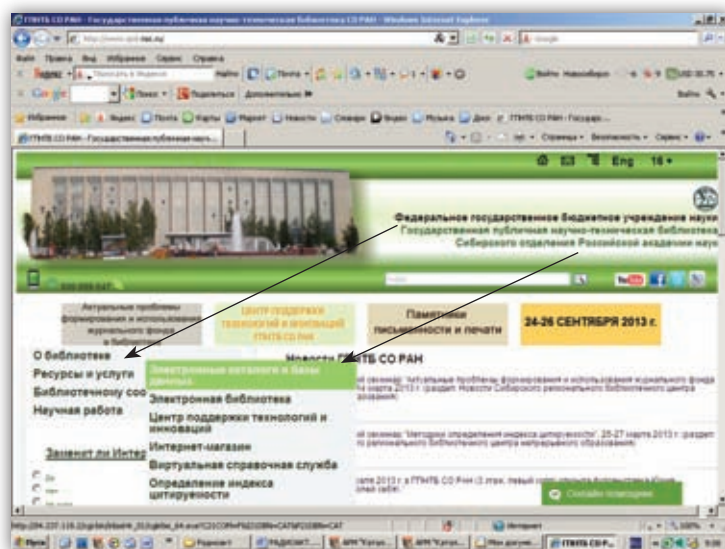


Рис. 4. Сайт ГПНТБ СО РАН

свет после 2000 года (см. Примечание). Объем электронных публикаций в ДП пока невысок; они имеют гиперссылки на полный текст документа, доступный для просмотра только в стенах библиотеки, так как представление полных текстов on-line ограничено законом об авторском праве.

Характеризуя ДП, важно назвать авторов, активно работающих в области радиоэкологии в Западной Сибири, среди них наибольшим количеством публикаций по теме отличаются Л.П. Рихванов, Ф.В. Сухоруков, Я.Н. Шойхет.

Анализ тематической структуры ДП (рис. 3) показал, что почти четверть материалов (24 %) посвящена изучению последствий радиоактивного загрязнения регионов Западной Сибири для здоровья человека. Особенно активно данное направление исследований получило развитие на Алтае, что связано с близостью Семипалатинского ядерного полигона. Пятая часть документов (21 %) освещает вопросы загрязнения радионуклидами биоты (почвенно-растительного покрова, животных организмов) и экосистем. Значительное внимание ученых и специалистов уделено мониторингу радиационной обстановки и транспорта радионуклидов на отдельных территориях Западно-Сибирской равнины. Наименьшее количество публикаций (7 % ДП) связано с проблемой управления системой обращения с радиоактивными отходами в вышеозначенном регионе.

В ДП была выявлена связь тематики опубликованных материалов с основными районами исследований: Томская область – загрязнение территории, прилегающей к Сибирскому химическому комбинату (Северск), переработка и обогащение ядерного топлива; Алтайский край и Республика Алтай – влияние радиации на экосистемы и здоровье человека после проведения наземных и подземных ядерных взрывов на Семипалатинском полигоне; Кемеровская область – радиоактивность углей, добываемых в регионе; Обь-Иртышская речная система – транспорт радионуклидов; Карское море – мониторинг загрязнения в акваториях захоронения ядерных отходов и отработанных ядерных реакторов судов; Новосибирская область – радиоэкологический мониторинг и нормирование, радиационная обстановка в районе Новосибирского завода химконцентратов; Тюменская область – оценка радиаци-

онной ситуации и радиационной безопасности в районах добычи нефти и газа на севере и сельскохозяйственных угодьях – на юге.

Таким образом, в результате библиометрического анализа ДП нами были получены данные о распределении публикаций по годам, его видовой и тематической структуре, наиболее продуктивных периодических изданиях и ведущих ученых, работающих по данной тематике в регионе. ДП может быть использован специалистами для получения ретроспективной и текущей библиографической информации по интересующей их проблематике.

В заключение необходимо отметить, что ПОБД создаются на основе обязательного экземпляра отечественной литературы, который получает единственная библиотека в Сибири – ГПНТБ СО РАН, а также иностранной литературы, поступающей в фонды по Международному книгообмену и приобретаемой за валюту институтами СО РАН. Информационные массивы БД включают разные виды документов: монографии, статьи из журналов и научных сборников, материалы конференций, словари, справочники, учебные пособия, авторефераты диссертаций, обзоры, методические рекомендации, карты, атласы, депонированные рукописи, отчеты. В последние годы помимо печатных работ в БД включаются электронные документы на дисках и из ресурсов удаленного доступа с гиперссылками на полные тексты. Поиск информации в БД 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. Материал в БД систематизирован по предметным рубрикам, даются добавочные ссылки на другие области знания.

ПОБД находятся в свободном доступе для пользователей Интернета на сайте библиотеки по адресу www.spsl.nsc.ru (опции «Ресурсы и услуги» → «Электронные каталоги и БД» → «Библиографические БД») (рис. 4.). Почти все документы, информация о которых представлена в наших БД, хранятся в фондах ГПНТБ СО РАН или библиотеках сети, поэтому их можно легко получить по межбиблиотечному абонементу в электронной или традиционной форме.

Литература

1. Рыкова В.В. Природные и антропогенные радиоактивные элементы в окружающей среде Сибири и Дальнего Востока: информационное сопровождение проблемы // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: материалы III Междунар. конф., Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск, 2009. – С.509–511.
2. Состояние и развитие основных направлений научных исследований: библиометрический анализ: сб. науч. тр. / Гос. публич. науч.-техн. б-ка Сиб. отд-ния Рос. акад. наук.; Ред. Е.Б. Соболева. – Новосибирск, 2003. – 182 с.

БИОДЕСТРУКЦИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ОТХОДОВ НИЗКОГО УРОВНЯ АКТИВНОСТИ

А.В. Сафонов, В.Е. Трегубова

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт физической химии и электрохимии имени А. Н. Фрумкина РАН (ИФХЭ РАН), Москва, Россия, alexeysafonov@gmail.com

BIODEGRADATION OF ORGANIC LOW-LEVEL WASTES

A.V. Safonov, V.E. Tregubova

Russian academy of sciences A.N. Frumkin Institute of Physical chemistry and Electrochemistry RAS, Moscow, Russia

Abstract. *Conditioning of radioactive liquid organic waste is one of the important problems of RW. Vacuum and transformer oils, extractants, diluents and EDTA are organic waste. A significant number of vacuum and transformer oil and EDTA is accumulated at nuclear power plants, nuclear fleet and facilities of the nuclear fuel cycle. The problem of the treatment of organic radioactive waste is relevant for several reasons: they are not safe in storage for fire, extraction cleaning is complicated by the presence of a single non-permanent composition of the organic phase (more than 50 different hydrocarbons, aromatic and heteroatomic components), thermal processing does not only involve the problems of gas purification from radionuclides, and gaseous organic compounds, often toxic (dioxins). The objective of this work is the experimental evaluation of the possibility of microbial degradation of the organic phase of the method of organic radioactive waste to reduce the amount of liquid radioactive waste before curing.*

Кондиционирование жидких органических радиоактивных отходов, является одной из важных проблем обращения с РАО. К органическим РАО относятся в первую очередь вакуумные и трансформаторные масла, экстрагенты, разбавители и ЭДТА. Значительное количество вакуумных и трансформаторных масел, и ЭДТА накоплено на АЭС, атомном флоте и предприятиях ядерно-топливного цикла. Проблема обращения с органическими радиоактивными отходами является актуальной по ряду причин: их хранение небезопасно в пожарном отношении; экстракционная очистка осложнена наличием отдельной органической фазы непостоянного состава (более 50 различных углеводородных, ароматических и гетероатомных компонентов), термическая переработка сопряжена с проблемами газоочистки не только от радионуклидов, но и газообразных органических соединений, зачастую токсичных (диоксины). Распространенным в настоящее время является включение данной группы ЖРО в цементную матрицу. Технологические трудности, связанные с перемешиванием и раскислением гидрофобного масла и цементного водного раствора, позволяют включать в цементный блок до 15 масс. %. Многолетними натурными испытаниями доказано, что при длительном хранении цементных компаундов с радиоактивным маслом в условиях приповерхностных хранилищ протекает биогенная деструкция неорганической матрицы за счет деятельности бактерий, окисляющих внутри компаунда легкодоступные компоненты масла – предельные и непредельные углеводороды, ароматические и низкомолекулярные гетероатомные соединения. Продукты жизнедеятельности таких бактерий, преимущественно органические кислоты, разрушают неорганическую матрицу, ухудшая ее иммобилизационные свойства. Поэтому представляется логичной идея применить микробиологическую деструкцию компонентов органических ЖРО перед включением отходов в неорганическую матрицу с целью значительного снижения объема.

Задачей данной работы является экспериментальная оценка возможности микробиологического метода деструк-

ции органической фазы органических радиоактивных отходов для уменьшения объема ЖРО перед отверждением.

Биоразложение органической фазы ЖРО до нерадиоактивных газообразных продуктов (углекислого газа, метана), возможно, позволит значительно сократить объемы ЖРО, подлежащие кондиционированию, и избавиться от гидрофобной составляющей, антагонистичной цементному раствору. Возможным положительным эффектом предварительной биодegradации маслосодержащих ЖРО может быть также образование биогенных полимеров с поверхностно-активными (эмульгирующими) свойствами в составе остаточной клеточной биомассы (биошлака). Обезвоженная клеточная биомасса, которая сорбирует в себе подавляющее количество радионуклидов, возможно, будет обладать некоторыми вяжущими свойствами, что облегчит включение в неорганическую матрицу.

Для данной работы были использованы бактерии-нефтедеструкторы, относящиеся к родам *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus*. Микроорганизмы были выделены из низкотемпературных нефтяных пластов Татарстана (месторождение Ромашкинское) и Китая (залежь Кондиан), а также из глубинных хранилищ жидких радиоактивных отходов ФГУП ГХК. Все бактерии были способны продуцировать биоПАВ и имели высокую радиорезистентность. Большинство выделенных аэробных бактерий способны сорбировать и аккумулировать актиниды и другие трансурановые элементы, входящие в состав отходов [$^{238}\text{Pu(IV)}$, $^{237}\text{Np(V)}$, $^{233}\text{U(VI)}$, $^{241}\text{Am(III)}$ и $^{90}\text{Sr(II)}$], но не сорбируют ^{137}Cs и ^{99}Tc . Микроорганизмы, обитающие на полигоне «Северный» ФГУП ГХК, были способны сорбировать изотопы тория, урана, ^{137}Cs , ^{90}Sr и в незначительной степени ^{99}Tc .

На основе выделенных культур были созданы 3 консорциума (OD 2, 3, 4), включающих наиболее активных бактерий-нефтеоокислителей и отличающихся индивидуальными особенностями спектра потребляемых углеводов.

В работе были использованы вакуумное масло марки ВМ-4 и трансформаторное масло марки ГК. Аналитические

методы были представлены сравнительной гравиметрией, хромато-масс-спектрометрией, ИК- и УФ-спектрометрией. Бактерий культивировали в течение 14 суток на минеральной среде состава г/дм³: NaNO₃ – 2, Na₂SO₄ – 0,5, NaCl – 1, дрожжевой экстракт – 0,01, pH 7–7,2 с добавлением масла в отношении 1:10.

После биодегradации было установлено (табл. 1) уменьшение массы органической фазы на 40–67 % и объема в 2–10 раз.

Таким образом, в ходе проведенных экспериментальных исследований установлена возможность разработки технологии предварительной биодегradации маслосодержащих ЖРО перед кондиционированием со значительным сокращением объема и преобразованием маслосодержащих ЖРО в биошлак, пригодный для включения в цементную матрицу. Микробиологические методы переработки маслосодержащих ЖРО могут служить достойной альтернативой физико-химическим, поскольку способны приводить к практически полному разложению органического материала и обладают невысокой себестоимостью.

В рамках данной работы, совместно с институтом биохимии и физиологии микроорганизмов им. Скрябина РАН (Пущино) ведутся исследования по биодеструкции комплексов Co-ЭДТА и Sr-ЭДТА. Этилендиаминтетрауксусная кислота (ЭДТА), хелатирующий агент группы аминополикарбоновых кислот, которая широко используется при дезактивации ядерных реакторов, оборудования предприятий ядерно-топливного цикла и атомного флота. При этом образуются радиоактивные отходы, содержащие комплексы ЭДТА с радиоактивными элементами устойчивые к деградации физико-химическими методами. Наличие даже миллиграммовых концентраций ЭДТА в окружающей среде способствует увеличению миграционной подвижности радионуклидов, в первую очередь ⁶⁰Co, поскольку препятствует его сорбции грунтами.

Из активных илов очистных сооружений были выделены два деструктора – облигатный деструктор (*Chelativorans oligotrophicus* LPM-4 VKM B-2395) выделен Чистяковой Т.И. в ИБФМ РАН и факультативный деструктор ЭДТА

Таблица 1. Деструкция масла различными консорциумами микроорганизмов

Культура	Масса 1 см ³ масла, г		Биодеструкция масла, масс. %
	до опыта	после опыта	
OD2	0,98	0,30	67,0
OD3		0,52	42,9
OD4		0,54	40,7
К		0,95	–

(*Chelativorans multitrophicus* DSM9103 VKM B-2394), выделен в группе доктора Эгли (EAWAG, Швейцария). Разрушение ЭДТА деструкторами осуществляется за счет функционирования ферментных систем, состоящих из монооксигеназ и оксидоредуктаз. Монооксигеназы внедряют молекулу кислорода в ЭДТА с разрушением до этилендиаминтриацетата, гликоксилата и аммония. В модельных экспериментах с использованием иммобилизованных на биосенсоре клеток впервые показано, что комплексы Co-ЭДТА, Cd-ЭДТА и Ni-ЭДТА также подвергаются разложению. Оценена способность клеток иммобилизовать ⁶⁰Co из среды за счет процессов биосорбции. Клетки облигатного и факультативного деструкторов, отмытые от среды буфером и сконцентрированные центрифугированием (8000 g 15 мин.), ресуспендировали в HEPES буфере (pH 7,4), содержащем 224 Бк ⁶⁰Co. Через 30 сут. биомассу центрифугировали, а в буфере измеряли остаточную активность. Установлено, что в ходе эксперимента штамм DSM 9103 способен удалять до 50 % ⁶⁰Co из раствора, тогда как биосорбция иона кобальта из раствора штаммом LPM-4 не превышала 5–7 %, что, вероятно, связано с высокой для этого штамма концентрацией металла. Полученные результаты свидетельствуют о возможности применения данных штаммов в биотехнологическом процессе переработки радиоактивных отходов, содержащих комплексы с ЭДТА.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант №12-08-3127412) и гранта Президента РФ (МК-2330.2012.3).

ПОИСК МИКРООРГАНИЗМОВ ДЛЯ БИОРЕМЕДИАЦИИ ЗАГРЯЗНЕННЫХ РАДИОНУКЛИДАМИ ТЕРРИТОРИЙ

А.В. Сафонов¹, В.Е. Трегубова¹, Л.И. Константинова¹, Е.В. Захарова¹, Т.Н. Назина²

¹Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт физической химии и электрохимии имени А.Н. Фрумкина РАН (ИФХЭ РАН), Москва, Россия, alexeysafonov@gmail.com

²Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт микробиологии им. С.Н. Виноградского РАН, Москва, Россия

SEEKING MICROORGANISMS FOR A BIOREMEDIATION OF AREAS CONTAMINATED BY RADIONUCLIDES

A.V. Safonov¹, V.E. Tregubova¹, E.V. Zakharova¹, L.I. Konstantinova¹, T.N. Nazina²

¹Russian academy of sciences A.N. Frumkin Institute of Physical chemistry and Electrochemistry RAS, Moscow, Russia

²V.I. Vernadsky Institute of Microbiology, RAS, Moscow, Russia

Abstract. *At the first stage of the project, a microbial strains' collection with high rates of sorption of radionuclides was created. We founded strains capable to effect enzymatic transformation of metals with variable valence. The efficiency of immobilizing properties of natural environment samples (forest lakes silt) was higher than that of pure bacteria cultures. After weekly cultivation traces of the alpha activity and 15 % beta-active elements were left the liquid phase. Thus, the strategy, of searching the microorganisms for biotechnological process of the radionuclides' immobilization in the environment in the areas affected by radioactive contamination was promising.*

Одна из крупных проблем загрязнения биосферы – радиоактивное загрязнение, основными источниками которого являются ядерные взрывы в военных и мирных целях, технологические и аварийные выбросы на объектах ядерного топливного цикла (ЯТЦ), ядерных установках военноморского и гражданского флотов, радиационные аварии, добыча и переработка урана, производство и переработка отходов ядерных материалов реакторов АЭС, захоронение твердых и жидких радиоактивных отходов (РАО). Только в США находится более 120 участков, загрязнённых радионуклидами и занимающими территорию около 7 280 км² [1].

В ряде зарубежных стран накоплен обширный опыт по биоремедиации водоемов, и почв, загрязненных нефтепродуктами, пестицидами, отходами различных химических производств, как *in situ*, так и в специальных устройствах – биореакторах. Отмечена относительно низкая себестоимость проводимых работ, по сравнению с традиционными методами очистки, и безопасность метода для окружающей среды, в виду отсутствия агрессивных реагентов [2].

На сегодняшний день разработано большое количество физических, химических и физико-химических способов иммобилизации радионуклидов. Биологические способы в основном сосредоточены на фиторемедиации территорий растениями и водорослями [3]. Известно, что жизнедеятельность бактерий может приводить к иммобилизации радионуклидов посредством их сорбции на клеточной стенке или в цитоплазме, изменении степени окисления или взаимодействия с различными метаболитами. Эти процессы потенциально могут быть использованы для биоремедиации загрязненных радионуклидами территорий.

Данная работа направлена на изучение фундаментальных основ физиологии микроорганизмов, способных иммобилизовать радионуклиды для создания эффективных консорциумов, способных осуществлять биоочистку подобных территорий.

На первом этапе работы был проведен скрининг микроорганизмов, способных сорбировать и восстанавливать

радионуклиды из коллекции Института микробиологии им. С.Н. Виноградского РАН, содержащей более 200 штаммов, выделенных в ходе работ по микробиологическому мониторингу глубинных и поверхностных хранилищ жидких радиоактивных отходов ФГУП «ГХК» и ФГУП «СХК», а также загрязненных территорий ПО «Маяк». Выделены чистые культуры микроорганизмов из илов водоемов, находящихся в непосредственной близости от Калининской АЭС с целью поиска штаммов способных производить энзимную трансформацию металлов с переменной валентностью. В результате работ создана обширная коллекция, содержащая более 60 штаммов аэробных и анаэробных бактерий, способных эффективно сорбировать и восстанавливать трансурановые радионуклиды и иммобилизовать продукты деления. Наиболее перспективными организмами являлись штаммы *Pseudomonas putida dn1*, *Pseudomonas putida dn4*, которые могли иммобилизовать из среды широкий спектр радионуклидов, в частности Th IV на 98 %, U VI на 87 %, Pu VI на 95 %, Sr на 51 %, Cs на 18 % (Табл. 1). Данные микроорганизмы в анаэробных условиях могли переходить на нитратное дыхание, переводя нитрат-ионы в форму молекулярного азота.

Выделены 2 штамма бактерии рода *Shevanelia*, способных восстанавливать технеций до четырехвалентной формы. Получены в чистую культуру бактерии рода *Desulfovibrio*, образующие из сульфатов сероводород, который образует нерастворимые соединения с восстановленным до IV Tc⁹⁹ и Sr⁹⁰. Данный механизм можно использовать для создания противомиграционного барьера для технеция – наиболее мобильного долгоживущего радионуклида. Восстановленные формы технеция обладают меньшими значениями растворимости и легко соосаждаются с трехвалентным железом, радиоактивность растворов уменьшается на 60–70 %. Кроме того, восстановление семивалентного технеция до TcO₂ сопровождается образованием коллоидных форм, которые помимо оксида технеция (VII) содержат также железо и серу. На примере

Таблица 1. Список наиболее перспективных штаммов

Штамм	Эффективность сорбции, %					
	Th IV	U VI	Pu VI	Sr	Cs	Tc
<i>Pseudomonas putida dn1</i>	98	87	95	51	18	12
<i>Pseudomonas putida dn4</i>	96	92	95	40	16	10
<i>Acinobacter sp.</i>	90	90	92	20	15	15
<i>Klebsiella aerogenes air1</i>	95	92	88	30	10	10
<i>Micrococcus radiodurans air7-2</i>	91	82	79	37	24	7
<i>Rhodococcus rhodochrous air 5-1</i>	96	94	94	18	10	5
<i>Bacillus mycoides br 2</i>	92	90	87	25	7	5
Сапропель проба 1	98	98	99	71	70	74
Сапропель проба 2	98	98	99	67	63	67

илов, отобранных вблизи Калининской АЭС, была проведена оценка их иммобилизирующих свойств на модельных растворах, имитирующих состав отходов низкого уровня активности АЭС для воссоздания возможных внештатных ситуаций, сопровождаемых выбросами радиоактивных веществ в окружающую среду. Эффективность иммобилизирующих свойств ила лесных озер была выше, чем у чистых культур. Через неделю в жидкой фазе осталось следовые значения альфа-активности, иммобилизация бета-актив-

ных элементов происходила на 85 %. В составе пробы или оказались бактерии рода *Desulfovibrio* и *Shevanella*. Проведено изучение химического строения полученных осадков и установлено, что технеций и альфа активные элементы находились в нем в восстановленной форме в виде малорастворимых сульфидов. Дополнительно в работе были исследованы иммобилизующие способности других штаммов, относящихся к тем же самым родам, но выделенных из других мест обитания, не подвергшихся техногенному воздействию радиоактивных изотопов. Полученные данные свидетельствуют о меньшей эффективности иммобилизации в среднем на 15–25 %, в основном за счет проявляющегося токсического воздействия компонентов радиоактивных отходов. Таким образом, стратегия поиска микроорганизмов для биотехнологического процесса иммобилизации радионуклидов в окружающей среде на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению оказалась наиболее перспективной.

Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ (грант №12-08-3127412) и ФЦП Кадры «2012-1.2.2-12-000-2007».

Литература

1. Трансурановые элементы в окружающей среде / Отв. ред. У. Хэнсон. – М.: Энергоатомиздат, 1985. – 344 с.
2. Alexander M., Biodegradation and Bioremediation. – Academic Press, New York, 1994.
3. Lloyd J.R., Renshaw J.C. Bioremediation of radioactive waste: radionuclide-microbe interactions in laboratory and field-scale studies. – Curr Opin Bio-J Mann technol 2005. V.16. – P.254–260.

РАЗРАБОТКА МОДЕЛИ БИОРЕАКТОРА-ДЕНИТРИФИКАТОРА ДЛЯ ОЧИСТКИ ОТХОДОВ НИЗКОГО УРОВНЯ АКТИВНОСТИ

А.В. Сафонов, В.Е. Трегунова

Федеральное государственное бюджетное учреждение науки Институт физической химии и электрохимии имени А.Н. Фрумкина РАН (ИФХЭ РАН), Москва, Россия, alexeysafonov@gmail.com

ELABORATION OF A MODEL OF DENITRIFYING BIOREACTOR FOR CLEANING LOW-LEVEL WASTES

A.V. Safonov, V.E. Tregubova

Russian academy of sciences A.N. Frumkin Institute of Physical chemistry and Electrochemistry RAS, Moscow, Russia

Abstract. Curing nitrate-LRW in an inorganic matrix is the most common method of immobilization of liquid radioactive waste of low and intermediate level. Immobilization tend to increase the minimum volume of the final compound as compared to the initial volume of liquid radioactive waste. The average increase for inclusion in cement or ceramic matrix is 1.5–3 times, which require large amounts of storage, economic and human costs of the organization of long-term controlled storage. Nitrates are a major component of liquid radioactive waste is an aqueous solution of inorganic salts (acetate, sulfate, chloride, phosphate, oxalate, sodium bicarbonate, calcium, iron, ammonium) general mineralization from 1–2 to 300–500 g/dm³ and organic liquids (solvents, extractants, detergents, mineral oils) total concentration to 2–15 g/dm³. While cementing very significantly the strength of cement paste is reduced and the long-term storage of cured nitrate salts liquid radioactive waste in a cement compound leads to the destruction of the cement matrix due to the internal processes of biogenic gas and acid formation. The aim of this work – a method for the decomposition of sodium nitrate in the treatment of radioactive waste at the same time preventing the formation of toxic combustion gases and the reduction of liquid waste subject to further curing.

Отверждение нитратсодержащих ЖРО в неорганическую матрицу – наиболее распространенный способ иммо-

билизации ЖРО низкой и средней активности. При иммо-билизации стремятся к минимальному увеличению объема

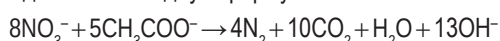
конечного компаунда по сравнению с исходным объемом ЖРО. В среднем увеличение объема при включении в цементную или керамическую матрицу происходит в 1,5–3 раза, что требует больших объемов хранилищ, экономических и кадровых затрат при организации длительного контролируемого хранения.

Нитраты являются основным компонентом жидких радиоактивных отходов, представляющих собой водные растворы неорганических солей (ацетат, сульфат, хлорид, фосфат, оксалат, бикарбонат натрия, кальция, железа, аммония) общей минерализацией от 1–2 до 300–500 г/дм³ и органических жидкостей (растворителей, экстрагентов, моющих средств, минеральных масел) общей концентрацией до 2–15 г/дм³. При цементировании весьма значительно снижается прочность цементного камня, а длительное хранение отвержденных нитратных солей ЖРО в цементном компаунде приводит к разрушению цементной матрицы за счет внутренних процессов биогенного газо- и кислотообразования[1].

Цель данной работы – разработка способа разложения нитрата натрия в ходе переработки радиоактивных отходов с одновременным предотвращением образования токсичных газообразных продуктов и сокращением объема ЖРО, подлежащих дальнейшему отверждению.

Очистку сточных вод от соединений азота принято осуществлять двумя методами: с использованием взвешенной биомассы – активного ила, или с использованием прикрепленной биомассы – биопленки. Также возможно использование биопрудов для удаления соединений азота с помощью биомассы зеленых водорослей. Как правило, для удаления нитратов используются самые разнообразные биофильтры, но, помимо них, возможно использование мембранных биореакторов.

Денитрификация – процесс клеточного дыхания, протекающий в бескислородных условиях, единственным источником кислорода являются соединения азота (нитратные и нитритные соли, оксиды азота) откуда в результате работы группы ферментов берется недостающий кислород, а азот переводится в свободную форму.



В рамках данного исследования произведен скрининг наиболее активных культур денитрифицирующих микроорганизмов, выделенных из глубинных и поверхностных

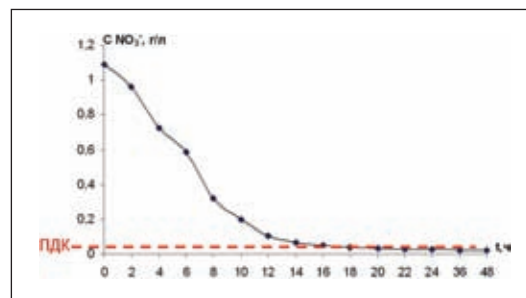


Рис. 1. Кинетика потребления нитрат-иона бактериальным сообществом DN-1

хранилищ РАО (полигон «Северный» ГХК, водоемы ПО «Маяк»). В накопительной культуре, образующей N₂ в среде с ацетатом и нитратом, обнаружены бактерии, филогенетически близкие представителям родов *Agrobacterium*, *Luteococcus* и видам *Pseudomonas putida* и *Pseudomonas stutzeri*; последняя бактерия известна способностью восстанавливать нитраты до N₂ [2].

Первый этап работы заключался в проведении лабораторных экспериментов для изучения физико-химических параметров процесса биологической денитрификации и установления оптимальных условий его протекания. Бактерий культивировали на модифицированной среде, сходной по макроставу с отходами низкого уровня активности (Нитраты – ≤ 10 г/л, Сульфаты – ≤ 1 г/л, Карбонаты – ≤ 50 г/л, Взвесь Fe(III) – ≤ 50 мг/л, неонол – ≤ 50 мг/л, ТБФ – ≤ 10 мг/л, ГХБД – ≤ 5 мг/л, Ацетат натрия 2–10 г/л) со значениями pH ≈ 7,5–8,5.

Показано, что оптимум роста накопительных культур наблюдался при pH 7–8, в интервале температуры от 20 до 40 °С.

Наиболее перспективной культура (Рис. 1) имела следующие характеристики: удельная скорость роста 0,132 ч⁻¹, потребление нитрата 0,75 г/л/сут. Таким образом, весь процесс удаления нитрата занимает 51 ч. При скорости удаления нитрата.

$$r = \frac{C_{\text{NO}_3 - \text{N}} - C_{\text{NO}_2 - \text{min}}}{\tau} = \frac{237,68 - 1,88}{51} = 4,78 \text{ мг} \cdot \text{NO}_3 - \text{N} / (\text{л} \cdot \text{ч}).$$

На основе этих данных была разработана схема биореактора-денитрификатора, объемом 300 м³ и мощностью

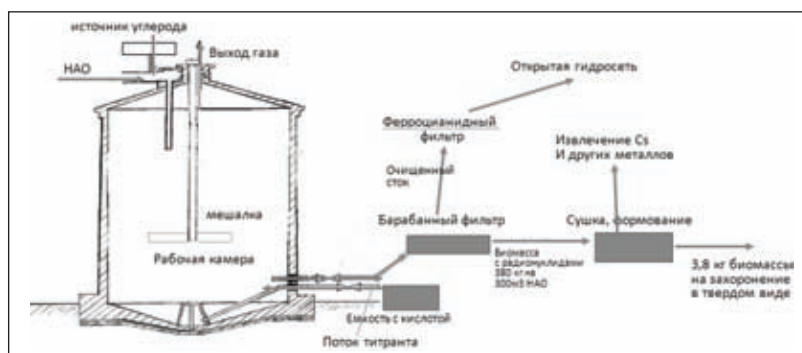


Рис. 2. Принципиальная схема биореактора – денитрификатора

10 000 м³/год. Время 1 цикла работы установки – 3,5 сут. Схема представлена на рис. 2. Отходы поступают в рабочую камеру биореактора с пропеллерной мешалкой, куда подаются источник углерода (уксусная кислота или сахароза) и титрант (разбавленная фосфорная кислота). В биореактор подается так же каолинит, позволяющий связать цезий. После культивирования при постоянной температуре 3,5 суток сток подается на барабанный фильтр, где разделяется на осажденную биомассу с радионуклидами и водную фазу, которую можно сбрасывать в открытую гидросеть.

Биомасса в дальнейшем может быть подвергнута сушке и выпариванию, после чего формируется в блоки и может цементироваться с высокой степенью включения в цементную матрицу. Из 300 м³ стока в конечном итоге получается около 3,5 кг прессованной биомассы, значительно увели-

вающей вязущие свойства цементной матрицы.

Основные плюсы данного метода сводятся к возможности значительного уменьшения объема радиоактивных отходов, удалении токсичного высокорасстворимого компонента и предотвращении биодеструкции цементной матрицы, за счет биологической коррозии в условиях хранилищ, стимулируемой нитрат-ионами.

Данная разработка может быть использована на предприятиях, занимающихся обращением с радиоактивными отходами, в качестве технологического блока и на АЭС.

Работа выполнена при финансовой поддержке федеральной целевой программы «Научные и научно-педагогические кадры инновационной России» на 2009–2013 годы (Государственный контракт от 24.08.2012 г. №2012-1.2.1-12-000-2007) и гранта РФФИ №12-08-3127412.

Литература

1. Горбунова О.А. Влияние микробиологической деструкции цементной матрицы на безопасность длительного хранения кондиционированных радиоактивных отходов // *Физика и химия обработки материалов*, 2011. – №4. – С.98–106.
2. J.R. Firth, C. Edwards Analysis of denitrification by *Pseudomonas stutzeri* under nutrient-limited conditions using membrane inlet mass spectrometry // *Journal of Applied Microbiology*, 2000. – V.88. – №5. – P.853–859.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОБСТАНОВКА НА ОБЪЕКТАХ ГЕОЛОГОРАЗВЕДОЧНЫХ РАБОТ И ДОБЫЧИ РАДИОАКТИВНОГО СЫРЬЯ В ЯКУТИИ

П.И. Собакин, Я.Р. Герасимов, А.А. Перк

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru

RADIOECOLOGICAL SITUATION IN THE AREAS OF GEOLOGICAL EXPLORATION AND EXTRACTION OF RADIOACTIVE RAW MATERIAL IN YAKUTIA

P.I. Sobakin, Ya.R. Gerasimov, A.A. Perk

Institute for Biological Problems of Cryolithozone SD RAS, Yakutsk

Abstract. Results of radioecological research made in the area of dormant sites of geological prospecting works and radioactive metal mining in Yakutia have been presented. The research included a measurement of gamma exposure and concentration of natural radionuclides (potassium, uranium and thorium) on the surface of the radioactive waste banks by a radiometer and gamma-spectrometer. Basing on the data of the exposure dose and estimated values of the specific effective activity of radionuclides ranking of the radioactive waste banks has been made.

В ходе радиоэкологических работ, проведенных в период 2005–2012 гг., нами изучены отвалы радиоактивных пород, складированных на дневную поверхность в разные годы прошедшего века в процессе геологоразведочных работ на уран в северо-восточной и южной частях территории Якутии. При проведении обследования участков законсервированных горных выработок (штольни, шахты) на поверхности отвалов по произвольной сети наблюдений были измерены мощность экспозиционной дозы гамма-излучения и концентрации естественных радионуклидов (калий, уран и торий) с помощью радиометра СРП-68-01 и переносных гамма-спектрометров (РКП-306, МКС-АТ6101Д). В каждой точке измерения зафиксированы географические координаты с помощью спутникового навигационного устройства GPS. По содержанию естественных радионуклидов, определенных гамма-спектрометром в породах отвалов, рассчитана удельная эффективная

активность радионуклидов по формуле, согласно НРБ-1999/2009 [1]. Радиоэкологические исследования, проведенные на урановых месторождениях Южной Якутии на участках месторождений Эльконское плато, Курунг, Непроходимое, Дружное, Снежное и Невское (Алданское нагорье) показали, что в настоящее время на поверхности отвалов мощность экспозиционной дозы гамма-излучения изменяется от 11 до 1500 мкР/ч и более. При этом концентрация калия в породах отвалов варьирует от 0 до 9,6 %, урана (по радио) – от 1,5 до $1420 \times 10^{-4} \%$, а тория – от 3,6 до $85,2 \times 10^{-4} \%$. Эффективная удельная активность радионуклидов в отвалах изменяется в пределах 91–18103 Бк/кг. По данному параметру отдельные отвалы или их часть на участках месторождений Эльконское плато, Курунг, Непроходимое, Дружное и Снежное по существующим нормам радиационной безопасности могут быть отнесены к радиоактивным отходам второй и третьей категорий, которые

требует специального захоронения, учета и контроля [2]. В зоне воздействия радиоактивных отвалов на участках месторождений Эльконское плато и Курунг фиксируются высокие концентрации урана и радия в лесной подстилке, почвах, донных отложениях и биоте по уровню превышающие нормы, установленные для твердых радиоактивных отходов [1]. Проведенные радиоэкологические исследования в зоне урановых месторождений (Агей, Гурга, Новый-Ус и Томтор) на хребте Улахан-Чистай показали, что отвалы горных пород, складированные на территории горных выработок, в основном, слабо активны и только на участке месторождения Томтор в небольшой по объему рассыпанной руде отмечены наиболее высокие концентрации урана.

Летом 2012 г. радиоэкологические исследования проведены в верховьях р. Васильевка на Алданском нагорье, где в период деятельности Дальстроя СССР велись работы по добыче ториевого минерала (монацита) в россыпном месторождении. В настоящее время остатки песков первичного обогащения, оставленные после ликвидации организации, находятся вблизи бывшего здания обогатительного комбината, расположенного в верхней части водораздельного склона р. Васильевка. Результаты исследования показали, что в настоящее время на поверхности песчаного отвала мощность экспозиционной дозы гамма-излучения варьирует от 120 до 400 мкР/ч (табл.). При этом удельная эффективная активность радионуклидов изменяется в пределах 1881–7282 Бк/кг, что соответствует, согласно существующим нормам радиационной безопасности, производственным отходам второй категории [2].

Видимо, часть песков из отвала за длительный период его существования (63–65 лет) развеяна ветром и заросла

Таблица 1. Мощность экспозиционной дозы и содержание тория в песчаном отвале

№	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч	^{232}Th , $n \times 10^{-4} \%$	$A_{\text{эфф.}}$, Бк/кг
1	400	1390	7282
2	360	1110	5815
3	320	886	4642
4	300	977	5118
5	150	489	2562
6	120	359	1881
7	320	1190	6234
8	155	546	2860
9	250	840	4401
10	150	462	2420
11	250	824	4317
12	150	425	2226
13	180	524	2745

растительностью. В пробах растений (хвоя лиственницы, листья ивы, надземная масса осоки и лишайник), собранных вокруг отвала, концентрация тория в золе варьирует от 26,5 до $111,0 \times 10^{-4} \%$, что в 53–222 раза превышает его фоновую концентрацию.

Таким образом, в настоящее время на территории Якутии высокорadioактивные отвалы пород, оставленные на поверхности земли после разведки и добычи радиоактивного сырья, являются бесконтрольными источниками радионуклидного загрязнения природной среды.

Литература

1. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. Санитарные правила и нормативы. Сан.ПиН 2.6.1.2523-09. – М.: Минздрав России, 2009. – 70 с.
2. Гигиенические требования по ограничению облучения на-

селения за счет природных источников ионизирующего излучения. Санитарно-эпидемиологические правила СП2.6.1.1292-03. – 36 с.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ В ЗОНЕ ВОЗДЕЙСТВИЯ АВАРИЙНОГО ПОДЗЕМНОГО ЯДЕРНОГО ВЗРЫВА «КРАТОН-3»

П.И. Собакин, Я.Р. Герасимов, А.А. Перк

Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН, Якутск, Россия, radioecolog@yandex.ru

RADIOECOLOGICAL INVESTIGATION IN THE IMPACT AREA OF THE EMERGENCY UNDERGROUND NUCLEAR BURST OF "KRATON-3"

P.I. Sobakin, Ya.R. Gerasimov, A.A. Perk

Institute for Biological Problems of Cryolithozone SD RAS, Yakutsk

Abstract. Results of the area radiometric survey in the impact zone of the emergency peaceful nuclear explosion of "Kraton-3" are brought. The estimate of the area of contamination on a basis of a radiation field chart made according to the exposure dose rate has been given and the existing levels of contamination of the soil cover by ^{137}Cs on the nuclear explosion trail endwise indicated. Interpretation of patterns of the radioactive trail development has been presented.

В ходе радиоэкологических работ летом 2012 г. проведена радиометрическая съемка в зоне воздействия

аварийного мирного подземного ядерного взрыва (АПЯВ) "Кратон-3". Как известно, подрыв ядерного заряда мощно-

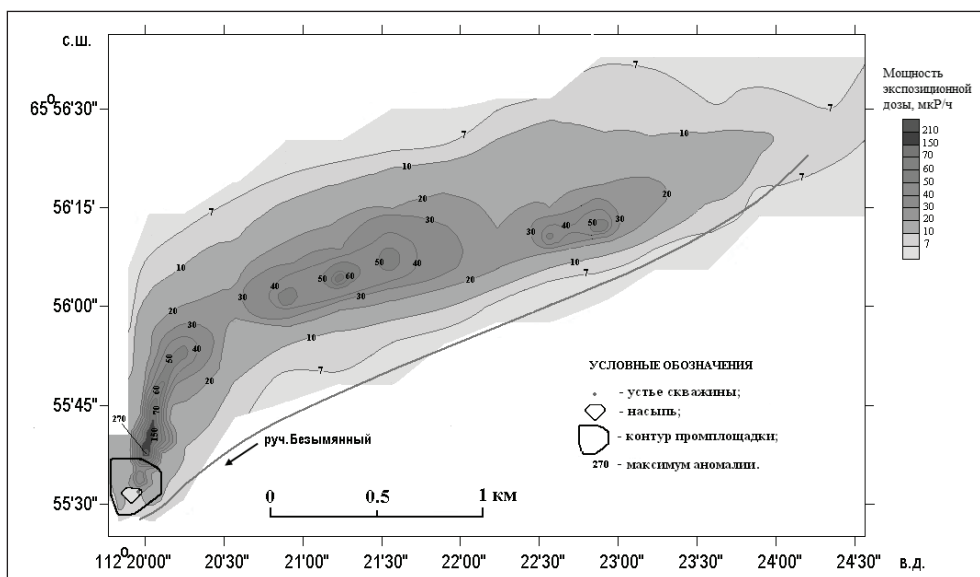


Рис. 1. Мощность экспозиционной дозы в радиоактивном следе (август, 2012 г.)

стью 22 кт был осуществлен 24 августа 1978 г. на территории Якутской АССР в 40 км к востоку от п. Айхал в нижней части правого водораздельного склона р. Марха (приток р. Вилюй) на глубине 577 м [1]. После взрыва произошел несанкционированный частичный выброс радиоактивных веществ в атмосферу с образованием радиоактивного следа на водораздельной поверхности. Радиометрическая съемка по радиоактивному следу выполнена по сетке 250 × 50 м, на промплощадке – 50 × 25 м. Разбивка сети наблюдений осуществлялась с помощью спутникового навигационного устройства Etrex (GARMIN). Всего радиометрической съемкой охвачена территория общей площадью 3,7 км². На местности в 451 точке измерена величина мощности экспозиционной дозы с помощью радиометра СРП-68-01. На разных расстояниях от устья скважины по оси следа были отобраны почвенные образцы для лабораторного гамма-спектрометрического анализа с целью определе-

ния плотности загрязнения ¹³⁷Cs в почвенном покрове. По результатам радиометрической съемки составлена карта гамма-поля по мощности экспозиционной дозы гамма-излучения (рис. 1). Установлено, что после аварии образовавшееся радиоактивное облако двигалось по направлению ветра от устья скважины в сторону водораздела р. Марха (правый приток р. Вилюй), образуя радиоактивный след выпадения твердых радиоактивных частиц. Причем, интенсивность выпадения радиоактивных частиц из радиоактивного облака при его движении было разным. В пределах радиоактивного следа можно выделить три пятна загрязнения наиболее интенсивных по мощности экспозиционной дозы и крупных по площади. Образование таких пятен по направлению распространения радиоактивного облака на общем фоне загрязнения территории, возможно, связано с его периодическим спуском за счет охлаждения в верхних слоях атмосферы и подъемом вновь с теплыми воздушными массами вблизи поверхности земли. В настоящее время плотность загрязнения ¹³⁷Cs в почве на разных расстояниях по оси радиоактивного следа от устья скважины до отметки 3740 м составляет 1628,3–18,4 кБк/м², что превышает его уровни глобальных выпадений в почвенном покрове в данном районе на два-три порядка (табл. 1). В пределах изученной площади плотность загрязнения ¹³⁷Cs в почве в целом прямо зависит от мощности экспозиционной дозы. Вертикальное распределение ¹³⁷Cs по глубине почвенного профиля изучено в трех разрезах с разными генетическими строениями, заложенных по радиоактивному следу на водораздельном склоне. Верхняя часть первого разреза состоит из тонкого слоя дернины, под которой залегают гумусовый и иллювиальный горизонты. Во втором разрезе рыхлая лесная подстилка в верхней части профиля переходит в перегнойно-гумусовый и гумусовый горизонты. За органогенными горизонтами почвы залегают иллювиальный горизонт, переходящий в материнскую породу. В третьем разрезе отсутствует органогенная часть почвы. Разрез целиком представлен мине-

Таблица 1. Мощность экспозиционной дозы и плотность загрязнения ¹³⁷Cs в почве по оси радиоактивного следа

№	Расстояние от устья скважины по оси следа, м	Мощность экспозиционной дозы, мкР/ч	¹³⁷ Cs, кБк/м ²
1	80	80	516,3
2	190	270	1628,3
3	550	55	228,9
4	1000	23	61,7
5	1450	61	211,7
6	1980	28	91,5
7	2180	30	113,3
8	2730	60	219,8
9	3030	23	114,4
10	3240	15	47,7
11	3740	10	18,4

ральной частью почвы и состоит из иллювиального горизонта и материнской породы. В исследованных почвенных разрезах концентрация ^{137}Cs изменяется от 1,2 до 97 000 Бк/кг воздушно-сухой массы. При этом распределение ^{137}Cs по глубине почв разное. В дерново-карбонатной типичной почве, когда в верхней части присутствует плотная дернина из корней осоки, наибольшее количество ^{137}Cs сконцентрировано в её 0–2 см слое (86,98 % от общего запаса). В то же время, в профиле того же типа почвы, но в другом почвенном разрезе, обнаруживается его миграция из рыхлой лесной подстилки и аккумуляция в верхней части гумусового горизонта в интервале глубин 2–6 см (42,0–45,2 %

от общего запаса). В дерново-карбонатной деструктивной почве максимальное количество ^{137}Cs приходится на верхний 0–4 см слой (89,7 % от общего запаса).

Таким образом, в зоне воздействия АПЯВ "Кратон-3" на водоразделе р. Марха в целом сохраняется неблагоприятная радиэкологическая обстановка, характеризующаяся повышенной мощностью экспозиционной дозы гамма-излучения и плотностью загрязнения ^{137}Cs в почвенном покрове. На отдельных участках радиоактивного следа удельная активность ^{137}Cs в верхней части почв превышает уровни, установленные для твердых радиоактивных отходов [2].

Литература

1. Мирные ядерные взрывы: обеспечение общей и радиационной безопасности при их проведении / Под ред. проф. В.А. Логачева. – М.: Изд. АТ, 2001. – 519 с.
2. Нормы радиационной безопасности НРБ-99/2009. Санитарные правила и нормативы. Сан.ПиН 2.6.1.2523-09. – М.: Минздрав России, 2009. – 70 с.

АНОМАЛИИ РАДИОАКТИВНЫХ И СТАБИЛЬНЫХ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ НАД ЗАЛЕЖАМИ НЕФТИ И ГАЗА

И.С. Соболев

Томский политехнический университет, Томск, Россия, geolsob@yandex.ru

ANOMALIES OF RADIOACTIVE AND STABLE CHEMICALS ABOVE OIL AND GAS FIELDS

I.S. Sobolev

Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

Abstract. The report provides the data on the characteristics of the abnormal deviations in the structure of the fields of concentrations of radioactive and stable chemical elements in the surface of the oil and gas fields. Some possible reasons for concentration and redistribution of the studied components in the areas of the epigenetic influence of the hydrocarbon deposits are discussed.

На настоящий момент времени имеются обширные данные о возможности применения большого перечня геохимических и геофизических (несейсмических) методов поисков месторождений нефти и газа. Во многом это связано с многосторонним воздействием залежей углеводородов на породы перекрывающих комплексов, приводящих к количественным и качественным изменениям химического и минерального состава в приповерхностной зоне, часть из которых способствует трансформации физико-химических параметров среды, другая является следствием наложенных изменений. Отсюда принятое деление геохимических и геофизических способов выявления скоплений углеводородов на прямые, изучающие углеводородные соединения, поступающие от нефтегазовых залежей, и полупрямые, направленные на анализ вовлеченных в миграционный поток неуглеводородных компонентов и картирование зон и участков вторичных эпигенетических преобразований в осадочных породах.

Начало активного изучения естественных радионуклидов и стабильных химических элементов в отложениях верхней части разреза нефтегазоносных территорий приходится на 50-ые годы XX века. Первоначально, литохимические поиски проводились с применением почвенно-

солевых (Cl, J), почвенно-сиаллитных (CaCO_3 , SiO_2 , Al_2O_3) и почвенно-гипсовых (CaSO_4) методов (Е.Е. Росарие, 1940; В.А. Ковда и П.С. Славин, 1951). Первые представительные данные о радиоактивных аномалиях над углеводородными залежами в большинстве случаев были получены с помощью гамма-спектрометрических измерений (R.A. Stothart, 1943; Н. Lunberg, 1952; W.C. Kellog, 1956; D.B. Sikka, 1959; Г.Н. Флеров и др., 1958; А.И. Лаубенбах, Л.Н. Скосырева, 1958 и др.). Гамма-спектрометрические аномалии требовали объяснения своего возникновения над залежами нефти и газа, что логично привело к оценке уровней накопления ЕРЭ в терригенных образованиях лабораторными методами анализа, часто сопровождаемых спектральным определением обширной группы химических элементов. В ходе этих исследований было выявлено, что аномальные отклонения содержаний не ограничиваются U и Ra, а также присущи группе стабильных рассеянных элементов. В частности, появляется информация о пространственной приуроченности к углеводородным залежам аномальных нарушений в структуре полей концентрации Zn, Co, Cr, Mo, Ni, V, Mn, W и др. (B.D. Sikka, 1959; А.Ф. Алексеев, 1959; В.А. Соколов и др., 1959 и др.). Понижение гамма-поля и уровней накопления Cu, Ni, Mn, Ti, V, Cr были зафиксирова-

ны над нефтегазоносными структурами Каспийского моря (А.М. Гусейнов и др., 1963). Однако, по мере накопления эмпирических данных, отношение к методам радиогеохимии и литохимии, как к эффективному инструменту поисков месторождений нефти и газа, начало изменяться в негативную сторону. В основном это было обусловлено полигенностью выявляемых аномалий, не позволяющей достаточно надежно отождествлять их с залежами углеводородов на глубине (А.Ф. Gregory, 1956; В.И. Афонин, 1970; Ф.А. Алексеев и др., 1973). Радиогеохимические и литохимические съемки и в настоящее время занимают подчиненное место по отношению к геохимическим поискам, основанным на анализе углеводородных компонентов в приповерхностных сорбентах.

При всей привлекательности прямых методов поисков нефти и газа, известен комплекс мешающих факторов, которые способствуют нивелированию глубинных углеводородных аномалий до уровня фона, либо являются альтернативными источниками поступления углеводородных соединений, не связанных с залежами нефти и газа, что приводит к возникновению ложных аномалий (Л.М. Зорькин и др., 1978; О.В. Барташевич и др., 1980; И.С. Старобинец, 1986 и др.). К причинам маскирующего искажения полей распределения углеводородных компонентов относятся: биохимические реакции поглощения и генерации углеводородов в приповерхностных горизонтах, неоднородности ландшафтного строения, сезонные колебания уровня грунтовых вод, структурно-тектонические неоднородности геологического разреза и связанные с ними зоны и очаги повышенной проницаемости и разгрузки глубинных флюидов, техногенное загрязнение и др. При этом, их совокупный вклад во флуктуацию геохимического поля может превышать отклонения в уровнях накопления углеводородных соединений, связанных с миграционными потоками от залежей нефти и газа. В последнее десятилетие по мере развития аналитических методов определения качественного и количественного состава углеводородных компонентов их изучаемый спектр расширился в сторону высокомолекулярных соединений углеводородов, в основном, до C_{20} включительно. Считается, что залежи нефти не имеют сопоставимых альтернативных геологических объектов по сконцентрированному объему высокомолекулярных углеводородов, и их наличие в пробах приповерхностных образований является надежным прямым поисковым признаком. Не обсуждая вопросы возможных источников интенсивной генерации сложных углеводородов в литосфере, обратим внимание еще на один немаловажный геохимический аспект. Мировая практика геохимических поисков глубокозалегающих месторождений демонстрирует, что наиболее информативными являются компоненты с высокими миграционными свойствами. Это вполне логично, так как элементу или химическому соединению-индикатору необходимо достигнуть горизонта геохимического опробования, а в случае с углеводородными залежами пройти сквозь осадочную толщу путь в первые тысячи метров. Чем больше углеводородная молекула, тем хуже ее миграционная способность, а соответственно меньше уровни накопления в горизонте опробования и разница

между значениями размаха варьирования концентраций на изучаемых площадях и аппаратурной погрешностью анализа. Кроме того, высокая стоимость аналитических исследований высокомолекулярных соединений углеводородов приводит к существенному удорожанию таких геохимических съемок.

Повышение эффективности прямых методов поисков, можно добиться не только за счет расширения спектра изучаемых углеводородных соединений, но и путем комплексирования с полупрямыми геохимическими и геофизическими способами выявления залежей углеводородов. В этом случае рост надежности поисковых выводов базируется на совместном применении группы методов с различной физико-химической основой, одни из которых изучают процессы современной миграции компонентов из нефтегазовых скоплений, другие фиксируют следы ее длительного эпигенетического воздействия на перекрывающую залежь толщу осадочных пород.

Согласно с флюидодинамической моделью и «радикальными» представлениями об исключительно неорганическом образовании нефти и газа зоны нефтегазоносности представляют собой вертикальные сквозьформационные флюидопроводные системы, связанные с проявлением глубинных тектонофизических факторов, по которым происходило неоднократное разновозрастное внедрение термальных насыщенных углеводородами восстановительных флюидов (П.Н. Кропоткин, 1955 и 1986; В.Е. Хаин и Б.А. Соколов, 1989; А.Е. Лукин, 1994; Б.А. Соколов и Э.А. Абля, 1999; В.П. Гаврилов, 2010 и др.). Заметная роль эндогенной составляющей в возникновении и эволюции нефтегазоносных систем находит подтверждение в минеральных и геохимических особенностях состава реликтов флюидов, осадочных пород, нефти [4, 5, 8 и др.]. Нефтегазовые залежи, являясь элементами флюидодинамических систем, находясь во взаимодействии с вмещающими породами и пластовыми водами, с одной стороны способствуют перераспределению и концентрированию целого ряда химических элементов, с другой стороны, в результате своего разрушения служат источниками их поступления в составе миграционных парогазовых потоков в приповерхностные горизонты [12, 13, 17, 22 и др.]. Участие в субвертикальном массопереносе вещества агрессивных газов ($УВГ$, H_2 , CO_2 , N_2 , NO , H_2S и др.) приводит к изменению физико-химических параметров, метасоматическим преобразованиям пород надпродуктивного комплекса, трансформации их минерального и химического состава.

Особенности Eh-pH условий в верхних горизонтах нефтегазоносных территорий в значительной степени обуславливается составом и интенсивностью субвертикального массопереноса вещества над различными частями углеводородных скоплений. В надзалежное пространство сквозь слабопроницаемые породы покрывки поступают компоненты наиболее способные к миграции посредством диффузии (CH_4 , H_2 , He , Ar и др.). Для зон повышенной проницаемости, возникающих в результате пластических деформаций пород на участках изгибов геологических структур – ловушек, характерно более значимые по массе и скорости инфильтрационные процессы поступления сме-

сей восстановительного характера сравнительно сложных по химизму газообразных и растворенных соединений. Наиболее распространенная тенденция изменения параметров Eh и pH в верхней части осадочного разреза над залежами углеводородов выражается в росте щелочности и снижения окислительно-восстановительного потенциала с максимальной амплитудой изменения этих показателей в зонах нефтегазоводяных контактов (НГВК). В связи с этим, геохимические аномалии в большинстве случаев имеют кольцеобразную форму, а зональные метасоматические изменения пород сопровождаются вторичным окремнением, глинизацией, карбонатизацией, сидеритизацией, доломитизацией, сульфидизацией и др. [1, 6, 7, 14, 23 и др.]. Однако, метасоматические преобразования пород редко достигают высокой интенсивности и картирование зон аутигенного минералообразования в большинстве случаев требует применения специальных методик. Как следствие, влияние вторичных эпигенетических процессов на элементный состав терригенных образований зоны гипергенеза по своему вкладу часто сопоставимо с вкладом литолого-фациального, морфологического, структурно-тектонического и ландшафтного факторов. Это обстоятельство определило развитие двух основных направлений литохимических поисков месторождений нефти и газа. Первое направление – анализ подвижных форм индикаторных элементов, извлекаемых из осадочных пород химическим, электрохимическими методами или путем накопления их на искусственных сорбентах. Второй вариант выделения эпигенетического сигнала базируется на использовании геохимических показателей нарушения первичного седиментационного рассеяния химических элементов.

В процессе реализации наземных съемок прямыми и полупрямыми методами поисков месторождений нефти и газа, на четырех площадях нами были проведены совместные радиогеохимические и литохимические исследования по почвообразующим породам. Измерения концентраций радиоактивных элементов осуществлялись посредством полевой гамма-спектрометрии, элементный состав осадочных образований изучался эмиссионным спектральным полуколичественным анализом (ЭСПА), в меньшем объеме проводились количественные определения ряда химических элементов преимущественно инструментальным нейтронно-активационным анализом (ИНАА).

Результаты этих работ показали, что поля концентраций естественных радионуклидов и большинства стабильных химических элементов характеризуются низкой степенью дифференцированности. При этом, отмечается устойчивая тенденция обогащения пород радиоактивными и рядом стабильных химических элементов с ростом доли пелитового вещества. Зависимость уровней накопления химических элементов от гранулометрического состава осадочных, в том числе проявляется увеличением значений коэффициента вариации анализируемых компонентов на территориях с относительно частой латеральной сменой литологического облика поверхностных отложений. Поэтому влияние литологического фактора искусственно снижалось на начальной стадии статистической обработки геохимических данных. После внесения поправок на гра-

нулометрическую характеристику литохимических проб контуры нефтегазоносности проявляются в изменениях содержания Ca, Mg, Mn, Fe, Ni, Cr, V, Co, Cu, U, но этот набор элементов – индикаторов не выдержан для всех изученных площадей.

При поэлементном анализе полей концентраций химических элементов наиболее контрастно эпигенетическое влияние залежей углеводородов отражается на особенностях распределения Ca и Mg. По всей видимости, это связано с тем, что процессы вторичной карбонатизации и доломитизации под влиянием углеводородных залежей достигают заметных масштабов, а в аналитическом аспекте содержание кальция и магния, которые являются макроэлементами, с достаточной точностью определяется приближенными методами анализа. В контуре нефтегазоносности в поведении этих двух элементов выявляется геохимическая зональность, хорошо фиксируемая в особенностях распределения кальций-магниевого отношения. Участки высокого градиента изменения Ca/Mg пространственно тяготеют к границам углеводородных залежей. При этом своих максимумов отношение кальция к магнию достигает в зонах воздействия НГВК с частичным смещением во внешние от углеводородных скоплений области, а заметное снижение уровня его значений также происходит на периферии контура продуктивности, но с его внутренней стороны. Такая зональность в распределения кальция и магния, по всей видимости, отражает последовательную смену участков минералообразования вторичного кальция и его замещения доломитом.

Недостаточная контрастность эпигенетических аномалий обуславливает более высокую эффективность при их выделении статистических характеристик рассеяния концентраций определяемых компонентов. В силу изменчивости спектра элементов – индикаторов удобно использовать показатели, аккумулирующие параметры дисперсии и вариации всего массива литохимических данных. При применении различных вариантов многофакторного дисперсионного анализа положение углеводородных залежей, наиболее часто, контролируется аномалиями того фактора, который вносит максимальный вклад в дисперсию группу элементов, включающих кальций. Признаком эпигенетического происхождения литохимических аномалий, выделяемых с помощью показателя дисперсии и вариации геохимического спектра [15] является участие в формировании аномальных ореолов таких элементов, как Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Cr, Ni, V, Co, U.

Совместное использование количественных и полуколичественных определений содержания химических элементов делает возможным получение важной поисковой информации об условиях формирования некоторых породообразующих минералов. В частности, на это направлен способ геохимических поисков по методике диагностики генезиса минералов (ДГМ), физико-химической основой которого является эффект изменения интенсивности спектральных линий при ЭСПА не только от количества элемента, в составе минерала, но и от типа его кристаллической структуры, сформировавшейся в различных термодинамических и физико-химических условиях [11].

Реализация этого подхода при обработке литохимической информации, на изученных нами нефтегазоносных площадях показала, что числовые границы диапазонов изменения показателя процессов генезиса минералов в пределах фоновых участков, зон НГБК, внутриконтурных частей месторождений нефти и газа Западно-Сибирской плиты отличаются от опубликованных авторами ДГМ параметров для нефтегазовых объектов Сибирской платформы, но высокая контрастность и тенденция изменения геохимического генетического показателя имеет много общего.

Повышенная миграционная активность ряда химических элементов в физико-химических обстановках областей внедрения парогазовых потоков от залежей углеводородов способствует изменению люминесцентных свойств минеральных агрегатов. В частности, для минералов группы полевых шпатов отмечается аномальное увеличение количества центров катодолюминесцентного свечения, за счет диффузионного вхождения в дефекты кристаллической решетки Fe^{2+} и Mn^{2+} [19].

При проведении гамма-спектрометрических исследований участки и зоны вторичных изменений весьма эффективно выявляются на основе изучения структуры корреляционных взаимосвязей между ЕРЭ [20]. Этот подход реализуется с помощью показателя разработанного Н.Г. Лященко [9], суммирующего эффект ослабления корреляционных связей между ураном, калием и торием в виде, так называемых, зон перераспределения радионуклидов (ЗПР). В США высокую сходимость радиогеохимических аномалий с контурами нефтегазоносности демонстрируют результаты обработки гамма-спектрометрических данных с получением расчетного параметра DRAD. В варианте DRAD используется процедура сложения аномальных эффектов распределения К и U, в виде разницы их нормализованных значений по торию [24]. В генетическом аспекте, появление аномальных отклонений от упорядоченного распределения ЕРЭ в гранулометрическом спектре осадочных пород, вероятно связано с эпигенетической миграцией U, который, с одной стороны, в результате коррозии минералов осадочных пород под воздействием агрессивных газов и ростом щелочности среды переходит в водорастворенное состояние, с другой стороны, осаждается на сероводородном барьере в зоне влияния НГБК. Вторичные процессы минеральных преобразования, на участках вторжения поступающих от залежей компонентов, в том числе, сопровождаются процессами глинизации (формирование иллита), что отражается на уровнях накопления калия [7, 25].

Изучение содержания подвижных форм химических элементов в поисковом отношении, объективно, является более предпочтительным, чем их валовых концентраций. В этом варианте геохимического картирования анализируется наиболее мобильная в геохимическом смысле доля от общего уровня накопления химических элементов, которая активно участвует в миграционных процессах, в том числе, в составе глубинных флюидных потоков. Ограничением для широкого применения геохимических съемок, ориентированных на анализ легко извлекаемых форм нахождения металлов является существенное увеличение затрат вре-

мени и стоимость работ за счет необходимости предварительной подготовки проб для лабораторных испытаний. В России, пожалуй, наиболее успешным примером применения такого рода геохимических исследований на нефтегазоносных территориях являются работы Всероссийского института разведочной геофизики (ЗАО «НПП ВИРГ – Рудгеофизика»), осуществляемые с использованием различных модификаций геоэлектрохимических методов [2]. Нами в процессе комплексных радиогеохимических исследований на Имбинской газоперспективной площади Зоны Ангарских складок проводилось сопоставление полей валовых концентраций U, полученных полевыми гамма-спектрометрическими измерениями и определением в пробах породообразующих пород ИНАА методом запаздывающих нейтронов, с полем содержания подвижной формы этого элемента. Аномалии подвижного урана сравнительно контрастнее по своему проявлению и локализованы только в пределах продуктивного блока и элементов разрывной тектоники, выделенных по данным сейсморазведки. Но, наиболее информативными оказались значения доли легко выщелачиваемой составляющей от общих уровней накопления радионуклида.

Результаты экспериментальных исследований, проведенные в последние годы, показывают, что весьма перспективным объектом для изучения элементного состава с целью геохимического картирования зон и очагов внедрения парогазовых потоков от залежей углеводородов является снеговой покров [21]. Снег в геохимическом отношении более однороден, чем другие природные сорбенты, к тому же обладает не плохими аккумулятивными свойствами. Выявлено, что помимо высоких концентраций гомологов метана, снеговые пробы на участке развития потенциально продуктивной ловушки характеризуются высококонтрастным аномальным накоплением Pb, Hg, J, Al, Co, Cu, Se, Cd, U.

Гамма-спектрометрические работы в пределах нефтегазоносных площадей показывают, что зоны перераспределения естественных радиоактивных элементов фиксируются над нефтегазоносными структурами различного ранга [16, 18, 20]. Поведение урана в нефтегазообразующих и урановых рудообразующих эпигенетических системах схоже. Более того, хорошо известны примеры генетической связи между нефтегазонакоплением и эпигенетическим рудообразованием инфильтрационных месторождений урана (месторождения плато Колорадо). Из многочисленных нюансов формирования залежей углеводородов и эпигенетических месторождений металлов обратим внимание на одно различие в особенностях геологического строения нефтегазоносных и урановорудных частей осадочных бассейнов. Для локализации и дальнейшего сохранения углеводородных залежей важнейшим условием является наличие в разрезе надежных региональных и локальных флюидоупоров. Активный субвертикальный массоперенос вещества, достигающий верхней части разреза, осуществляется по ослабленным зонам, сопряженным с разрывными нарушениями глубинного заложения, и зонам скрытой трещиноватости в периклинальных частях антиклинальных складок, флексур и других структурных

осложнений различного порядка. Отсюда и преимущественно кольцевая структура приповерхностных геохимических аномалий (в том числе и ЗПР), фиксируемых над скоплениями нефти и газа, связанных с антиклинальными ловушками. Для эпигенетического рудообразования наоборот важна высокая степень «открытости» разреза, т.е. на-

личие блоков с хорошей проницаемостью. Как следствие, в пределах урановорудных районов все ЗПР проявляется в виде аномалий сплошного типа [10].

Схожесть в строении аномальных полей разномастных нефтегазоносных объектов отмечается и для других компонентов геохимического поля [3].

Литература

- Боровиков В.Н. Системный базис парагенезиса геополей продуктивного и надпродуктивного комплекса // *Геология нефти и газа*. – 2005. – №6. – С.33–43.
- Геоэлектрохимические технологии прогноза и поисков рудных и нефтяных объектов / С.Г. Алексеев, С.А. Вещев, Н.А. Ворошилов и др. // *Прикладная геохимия: Сб. статей*. – М.: ИМГРЭ, 2002. – Вып. 3. – С.365–382.
- Глубинное минерогенетическое изучение территорий комплексом современных методов геохимии и геофизики / С.Г. Алексеев, С.А. Вещев, Н.А. Ворошилов и др. // *Разведка и охрана недр*. – 2011. – №12. – С.40–48.
- Глубинные структурно-тектонические неоднородности земной коры и возможные процессы, связанные с нефтегазообразованием и нефтегазоаккумуляцией (геохимический аспект) / Р.П. Готтих, Б.И. Писоцкий, В.И. Галуев и др. // *Отечественная геология*. – 2012. – №2. – С.3–14.
- Готтих Р.П., Писоцкий Б.И., Бурмистенко Ю.Н. Восстановительные флюиды в разрезах нефтегазоносных бассейнов // *Советская геология*. – 1988. – №3. – С.33–42.
- Денисенко В.Е. О поисковом значении вторичных изменений в осадочных породах нефтегазоносных территорий // *Известия высших учебных заведений: Сер. Геология и разведка*. – 1974. – №10. – С.57–62.
- Литогеохимические исследования при поисках месторождений нефти и газа / Под ред. О.Л. Кузнецова. – М.: Недра, 1987. – 184 с.
- Лукин А.Е. Самородно-металлические микро- и нановключения в формациях нефтегазоносных бассейнов – трассеры суперглубинных флюидов // *Геофизический журнал*. – 2009. – Т.31. – №2. – С.61–91.
- Лященко Н.Г. Использование материалов АГСС в комплексе прогнозных работ на урановое оруденение // *Российский геофизический журнал*. – 1999. – №15–16. – С.46–49.
- Лященко Н.Г. Урановые рудообразующие системы // *Разведка и охрана недр*. – 2010. – №1. – С.25–31.
- 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.
- Петренко В.И. Заводнов С.С. Роль докритического пара воды в вертикальном массопереносе (на примере парогазовых смесей газоконденсатных месторождений) // *Докл. АН СССР*. – 1986. – Т.291. – №2. – С.454–457.
- Петренко В.И., Галай Б.Ф. Коэффициенты обогащения элементами парогазоконденсатной смеси газоконденсатного месторождения за геологическое время / *Геологическая эволюция взаимодействия воды с горными породами: материалы Всероссийской конференции с участием иностранных ученых*. – Томск: Изд-во НТЛ, 2012. – С.471–474.
- Петухов А.В., Дорогокупец Т.И., Зверева О.В., Капина И.С. Процессы формирования аномальных литогеохимических эффектов над месторождениями углеводородов. – М.: ВНИИгеоинформсистем, 1988. – Препринт 11–88. – 22 с.
- Поцелуев А.А., Быстров И.И., Гаврилов Р.Ю. Показатели дисперсии и вариации геохимического спектра как критерии неоднородности геохимического поля / *Прикладная геохимия: Сб. статей*. – М.: ИМГРЭ, 2002. – Вып.3. – С.419–428.
- Прогнозирование и поиски месторождений нефти и газа радиогеохимическими методами / И.С. Соболев, Л.П. Рихванов, Н.Г. Лященко и др. // *Геология нефти и газа*. – 1999. – №7–8. – С.19–24.
- Пуланова С.А. Микроэлементы нефтей, их использование при геохимических исследованиях и изучении процессов миграции. – М.: Недра, 1974. – 216 с.
- Результаты интерпретации материалов аэро-гаммаспектрометрической съемки в южной части Сибирской платформы / Н.Г. Лященко, Е.Н. Махнач, Г.М. Тригубович и др. // *Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири*. – 2010. – №2. – С.39–48.
- Соболев И.С., Барановский В.С. Люминесценция искусственных и природных люминифоров при радиогеохимических поисках месторождений нефти и газа // *Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений*. – 2007. – №6. – С.13–18.
- Соболев И.С. Рихванов Л.П. Гамма-спектрометрические исследования поверхностных отложений нефтегазоносных площадей Западной и Средней Сибири // *Геология, геофизика и разработка нефтяных и газовых месторождений*. – 2009. – №5. – С.31–37.
- Соболев И.С. О возможности изучения элементного состава снегового покрова при геохимическом картировании зон и областей внедрения глубинных флюидов (нефтегазопосконый аспект) // *Геология нефти и газа*. – 2013. – №1. – С.68–77.
- Струйные ореолы рассеяния тяжелых металлов нефтегазовых месторождений и их использование при оценке параметров залежей / О.Ф. Путиков, С.А. Вещев, Н.А. Ворошилов и др. // *Докл. РАН*. – 2000. – Т.370. – №5. – С.668–671.
- Физико-химические основы прямых поисков залежей нефти и газа / Под ред. Е.В. Каруса. – М.: Недра, 1986. – 336 с.
- Saunders D.F., Burson K.R., Branch J.F., Thompson C.K. Relation of thorium – normalized surface and aerial radiometric data to subsurface petroleum accumulations / *Radiometric surveys in petroleum exploration: Association of Petroleum Geochemical Explorationists Special Publication*. – 1995. – №3. – P.96–110.
- 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 and L.A. LeSchak, eds., AAPG Studies in Geology № 48 and SEG Geophysical References Series №11. – 2002. – P.243–297.

РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СОЛЕВЫХ ОТЛОЖЕНИЯХ ПИТЬЕВЫХ ВОД БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА

Б.Р. Соктоев

Томский политехнический университет, Томск, Россия, bulatsoktoev@gmail.com

RADIOACTIVE ELEMENTS IN DRINKING WATER SALT SEDIMENTS OF THE BAIKAL REGION

B.R. Soktoev

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The article introduces the results of a new under-investigated media research – salt sediments and the distribution of the radioactive elements (Th, U) in this media. By the example of the Baikal region it is shown that the element composition of salt sediments reflects the chemical composition of drinking water, especially for uranium. The territories with possible uranium mineralization are marked i.e. the Borgoy depression, Ust-Barguzin depression, suburbs of Ulan-Ude.*

Вопросы эколого-геохимической оценки состояния территорий, начиная от девственных, не затронутых антропогенной деятельностью, до районов, подвергающихся интенсивной техногенной нагрузке, в настоящее время привлекают все больше и больше внимания. При оценке состояния, как правило, используются различные компоненты природной среды: почвенный покров, природные воды, снежный покров, донные отложения, ткани человека (кровь, волосы).

Нами предлагается использовать в качестве индикатора солевые отложения (накипь), которые образуются в нагревательных приборах в процессе многократного кипячения и остывания воды. Исследования показывают [6, 9–11], что элементный состав данных образований может быть использован как показатель смены геохимических обстановок, которые обусловлены факторами природно-техногенного характера.

Опыт предыдущих исследований и наших экспериментальных данных позволяет говорить о наследовании химического состава воды солевыми отложениями (рис. 1). Элементный состав накипи отражает качество питьевых вод, употребляемых каждый день и являющихся одним из основных поставщиков химических элементов в организм человека. Так, на примере урана была доказана закономерность: чем больше его содержание в воде, тем выше его концентрация в накипи [6]. Также исследованиями показана сходность элементного состава накипи питьевых вод и крови человека (рис. 2) [2]. По данным вещественного анализа природным аналогом накипи являются травертины – карбонатная порода, образовавшаяся в результате осаждения карбонатов Ca, Mg, Fe, Na, иногда с кремнеземом и глинистыми минералами из термальных или холодных углекислых источников. В обоих случаях вещество на 90 % состоит из карбонатов кальция: кальцита и арагонита [8].

С целью дальнейшего изучения солевых отложений нами были отобраны пробы на территории Иркутской области и Республики Бурятия – регионов, находящихся непосредственно в водосборном бассейне оз. Байкал, которое, как известно, является крупнейшим хранилищем пресной воды. Были изучены районы с разными природными условиями и разной степенью техногенной нагрузки:

1) левобережье и правобережье Братского водохранилища (Усть-Ордынский Бурятский округ), в том числе, место проведения подземного ядерного взрыва «Рифт-3»; 2) Закаменский район Республики Бурятия, в том числе, зона воздействия хвостохранилищ бывшего Джидинского вольфрамово-молибденового комбината; 3) пригород г. Улан-Удэ; 4) район возможного развития урановой минерализации (Боргойская впадина); 5) районы проявления современного рифтогенеза (Усть-Баргузинская и Тункинская котловины). Всего изучено 152 пробы солевых отложений питьевых вод.

Элементный состав определялся с использованием инструментального нейтронно-активационного анализа на исследовательском реакторе ИПТ-Т Томского политехнического университета (аналитики – Судыко А.Ф., Богутская Л.Ф.). Определялось содержание 27 химических элементов, в том числе Th и U.

В табл. 1 представлено содержание тория и урана, а также показатель торий-уранового отношения в солевых отложениях в изученных районах.

Полученные данные позволяют говорить о неравномерном распределении тория и урана на территории Байкальского региона. В целом, необходимо отметить специализированность территории на радиоактивные элементы. Данная специфика подтверждается уровнями накопления элементов в солевых отложениях питьевых вод. Как видно из таблицы 1, территория дифференцируется по показателям накопления радиоактивных элементов.

Согласно исследованиям, проведенным на территории Томской области, вариации элементного состава солевых отложений, в отсутствие техногенных источников воздействия, как правило, зависят от особенностей геологического строения. Изучаемая территория находится на стыке двух крупных геологических структур: южного окончания Сибирской платформы и Саяно-Байкальской горной области, что обуславливает неоднородный химический состав подземных вод, что находит отражение в накипи.

Так, район Прибайкалья, в геологическом отношении располагающийся в пределах Сибирской платформы, характеризуется широким разбросом показателей концентрации радиоактивных элементов – Th – 0,005–0,352 мг/кг, U – 1,6–32,91 мг/кг. Причем если торий имеет равномерный

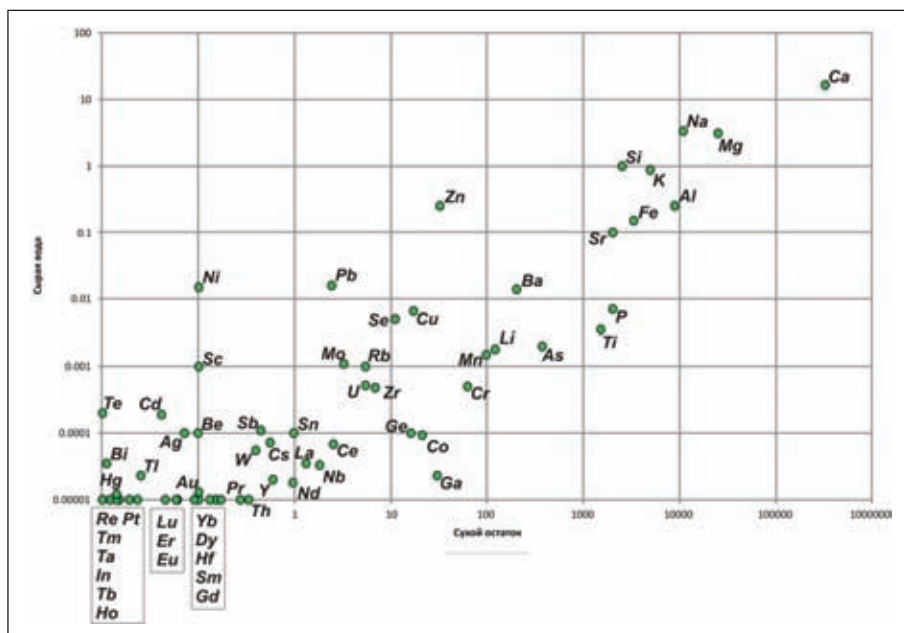


Рис. 1. Соотношение элементов в системе «исходная вода – сухой остаток» по данным ICP-MS

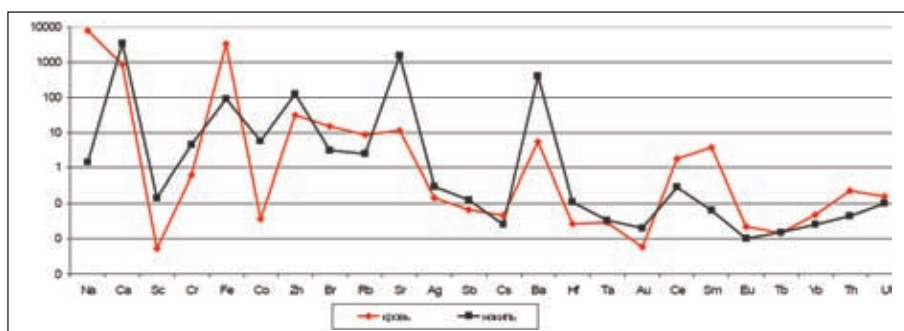


Рис. 2. Распределение химических элементов в солевых отложениях питьевых вод и крови человека [2]

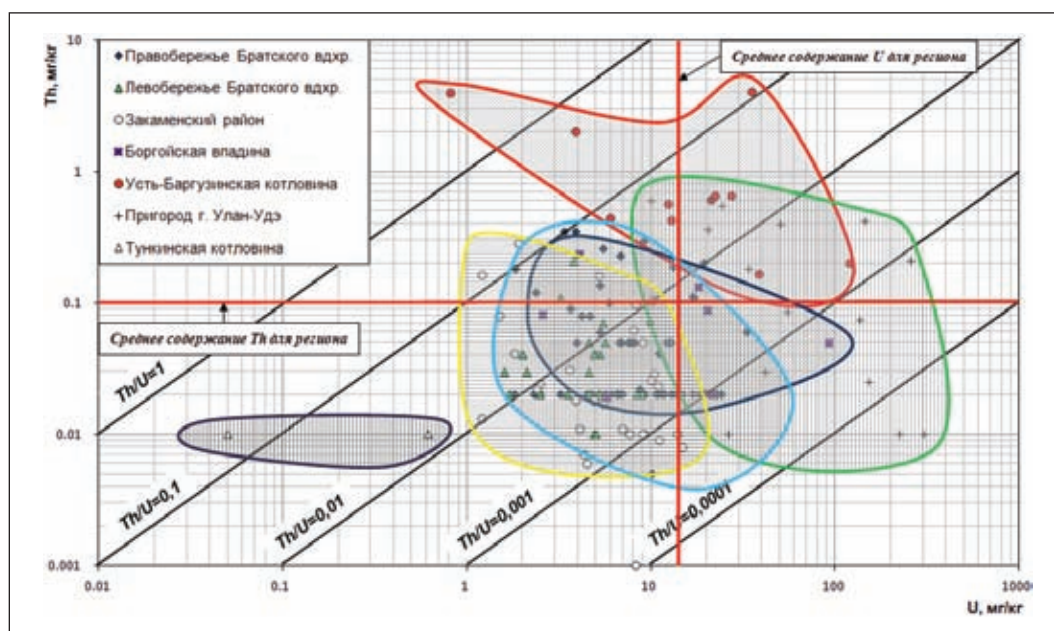


Рис. 3. Радиогеохимическая типизация солевых отложений питьевых вод Байкальского региона

разброс между минимальными и максимальными значениями в целом для всего Прибайкалья, то уран на этой небольшой территории характеризуется неравномерным распределением: большие средние показатели фиксируются в правобережной части Братского водохранилища на территории Боханского и Осинского районов Усть-Ордынского автономного округа. Как нам кажется, данное обстоятельство связано, прежде всего, с особенностями геологического строения: район сложен кембрийскими соленосными и красноцветными карбонатно-силикатными отложениями (песчаники, аргиллиты, алевролиты), которые образуют Лена-Ангарское плато. В то же время, накипь, отобранная в населенных пунктах левобережья Братского водохранилища, сложенного юрскими песчаниками, алевролитами, углистыми сланцами и конгломератами, характеризуется пониженными концентрациями урана. Это находит подтверждение в литературе [1], где указывается, что Иркутский угленосный бассейн отличается в целом невысокими содержаниями радиоактивных элементов.

В районах, расположенных в пределах Саяно-Байкальской горной области, наблюдается еще большая дифференциация показателей концентрации тория и урана в солевых отложениях питьевых вод.

Наименьшими значениями характеризуется накипь, отобранная в населенных пунктах Закаменского района Бурятии, несмотря на то, что этот район является наиболее техногенно загруженным: здесь расположены хвостохранилища бывшего Джидинского вольфрам-молибденового комбината, которые после его закрытия в 1996 году не были рекультивированы и оказывают очень сильное влияние на близлежащую территорию и здоровье населения, проживающего поблизости.

Более высокие показатели концентрации радиоактивных элементов нами были отмечены для остальных районов. Так, в пределах Боргойской впадины содержание урана в накипи питьевых вод достигает 93,2 мг/кг, причиной этого, по нашему мнению, могут являться урановые рудопроявления, выявленные при бурении поисковых скважин (устное сообщение Д.А. Самовича, ПГО «Сосновгеология»), которые вероятно находятся на уровне водоносных горизонтов, откуда ведется водоснабжение местного населения.

Наиболее высокими значениями концентрации урана характеризуется район пригорода г. Улан-Удэ, где накипь содержит до 305,2 мг/кг. Более высокие концентрации отмечаются к югу от города, что, прежде всего, отражает особенности геологического строения. К территории пригорода г. Улан-Удэ с юго-востока пространственно тяготеют субщелочные граниты витимканского комплекса, которые находятся на Цаган-Дабанской площади, перспективной на выявление U-Mo минерализации: здесь известно Брянское месторождение Mo и ряд рудопроявлений U. К юго-западу от г. Улан-Удэ расположен Жарчихинский редкометалль-

Таблица 1. Среднее содержание тория, урана и показатель торий-уранового отношения в накипи питьевых вод Байкальского региона

№ п/п	Район исследования	Th	U	Th/U
1	Боханский район (правобережье Братского водохранилища)	$0,05 \pm 0,01$ 0,02–0,352	$9,62 \pm 1,35$ 2,3–32,91	0,005
2	Осинский район (правобережье Братского водохранилища)	$0,08 \pm 0,02$ 0,005–0,35	$10,2 \pm 0,99$ 1,8–22,5	0,008
3	Левобережье Братского водохранилища	$0,04 \pm 0,01$ 0,01–0,21	$4,4 \pm 0,4$ 1,6–8,9	0,009
4	Закаменский район	$0,04 \pm 0,01$ 0,001–0,281	$6,5 \pm 0,7$ 1,2–14,8	0,006
5	Боргойская впадина	$0,08 \pm 0,03$ 0,02–0,231	$13,3 \pm 3,3$ 2,6–93,2	0,006
6	Усть-Баргузинская котловина	$0,46 \pm 0,07$ 0,165–4,016	$30,0 \pm 10,6$ 0,816–119,9	0,015
7	Пригород г. Улан-Удэ	$0,23 \pm 0,06$ 0,01–0,616	95 ± 24 10–305,2	0,002
8	Тункинская котловина	0,01	0,05–0,615	–
Среднее по Байкальскому региону		0,1	14	0,007

Примечание: числитель – среднее $\pm$ арифметическая ошибка; знаменатель – минимальное и максимальное значение.

ный рудный узел, приуроченный к сиенитам и щелочным гранитам куналейского комплекса. Зафиксированные концентрации U в этих местах – $(3–15) \times 10^{-4} \%$ и $(3–20) \times 10^{-4} \%$ соответственно [4].

Отдельно нами рассматривается Усть-Баргузинская котловина, как пример района проявления современного рифтогенеза. Для накипи здесь характерны максимальные концентрации большинства элементов, в том числе, Th (табл. 1). Как нам представляется, основной причиной является нахождение района в пределах рифтогенной структуры. Через котловину проходит Баргузинский разлом, один из крупнейших в Байкальской рифтовой зоне. Вероятно, в данном случае имеет место разгрузка термальных вод из глубинных горизонтов по разрывным нарушениям и их последующее смешение с грунтовыми и поверхностными водами. Подтверждением этого могут служить геохимические данные по анализу большого количества минеральных источников [5, 7]. В некоторых случаях, например, в районе Кулиных болот по существу дела формируется гидрогенная геохимическая аномалия с U, Se, Mo и рядом других элементов [3], что подтверждается нашими исследованиями (см. Рихванов Л.П. и др. в этом сборнике). С другой стороны, избыточные концентрации химических элементов в данном районе могут быть обусловлены широким развитием высокорadioактивных гранитов Баргузинского комплекса ($U > 10$ г/т, $Th > 30$ г/т). Также необходимо отметить, что геологические образования Баргузинской котловины в целом являются специализированными на уран.

Важным оценочным показателем, характеризующим особенности содержания радиоактивных элементов в природных средах, является торий-урановое отношение. Для солевых отложений нормальный показатель торий-уранового отношения, как правило, не превышает единицу и обычно находится в пределах 0,1–0,01. Накипь Байкаль-

ского региона изменяется в пределах от 0,00003 (Усть-Баргузинская котловина) до 4,8 (пригород г. Улан-Удэ). Большая часть проб накипи находится в пределах от 0,001 до 0,1. Средний показатель торий-уранового отношения для всего региона равен 0,007 (табл. 1).

Дендрограмма кластерного анализа позволила выделить химические элементы, имеющие наиболее значимые связи с ураном и торием. Таковыми являются для U – Se, Tb и Vg, причем с Se уран имеет наиболее сильную положительную парную корреляционную связь (0,88); для Th – Co, Fe, Cr, что подтверждается данными по парной корреляции для Fe и Co (0,92 и 0,86 соответственно), но не для Cr (0,14).

Литература

1. Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск, 2007. – 468 с.
2. Барановская Н.В. Закономерности накопления и распределения химических элементов в организмах природных и природно-антропогенных экосистем: автореф. дис. ... докт. биол. наук. – Томск, 2011. – 46 с.
3. Брюханова Н.Н. Геохимия серы, селена, теллура и сопутствующих элементов в кайнозойских отложениях Байкальской рифтовой зоны: автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Иркутск, 2007. – 21 с.
4. Гребенщикова В.И. Региональная геохимия окружающей среды Байкальского региона / В.И. Гребенщикова, Э.Е. Лустенберг, Н.А. Китаев, И.С. Ломоносов. – Новосибирск, 2008. – 232 с.
5. Ломоносов И.С. Геохимия и формирование современных гидротерм Байкальской рифтовой зоны. – Новосибирск, 1974. – 168 с.
6. Монголина Т.А. Геохимические особенности солевых отложений (накипи) питьевых вод как индикатор природно-техногенного состояния территории: автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2011. – 21 с.
7. Плюснин А.М. Особенности формирования травертинов из

Таким образом, имеющиеся данные позволяют говорить о неравномерном распределении радиоактивных элементов на территории Байкальского региона. Также необходимо сказать о перспективной урановой минерализации исследованных районов: Боргойской впадины, Усть-Баргузинской котловины, района пригорода г. Улан-Удэ – что подтверждается исследованиями по другим природным средам и по данным специализированных геологоразведочных работ. Это позволяет говорить об информативности солевых отложений в качестве возможного индикатора рудопроявленности территорий, особенно на уран.

углекислых и азотных термальных вод в зоне Байкальского рифта / А.М. Плюснин, А.П. Суздальницкий, А.А. Адушинов, А.Г. Миронов // Геология и геофизика. – 2000. – Т.41. – №4. – С. 564–570.

8. Рихванов Л.П. Геохимические особенности травертинов различных регионов и их прогнозное значение / Л.П. Рихванов, Т.Т. Тайсаев, Н.В. Барановская, Б.Р. Соктоев, Т.А. Монголина, А.Ф. Судько, С.С. Ильенко // Современные проблемы геохимии: материалы Всероссийского совещания (с участием иностранных ученых). – Иркутск, 2012. – В 3-х томах. – Т.1. – С.233–236.
9. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих [и др.], под ред. А.Г. Бакирова. – Томск: Курсив, 2006. – 216 с.
10. Язиков Е. Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири : автореф. дис. ... докт. геол.-мин. наук. – Томск, 2006. – 47 с.
11. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Барановская Н.В. Индикаторная роль солевых образований в воде при геохимическом мониторинге // Известия вузов. Геология и разведка. – 2004. – №1. – С.67–69.

ВНУТРИСЕМЕЙНАЯ КОРРЕЛЯЦИЯ ДЕПОНИРОВАНИЯ ^{90}Sr : УСТОЙЧИВОСТЬ ПОД ВОЗДЕЙСТВИЕМ ЭКЗОГЕННЫХ ФАКТОРОВ

В.И. Стариченко

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, starichenko@ipae.uran.ru

INTRAFAMILY CORRELATION OF THE KINETICS OF ^{90}Sr : SUSTAINABILITY UNDER THE INFLUENCE OF EXOGENOUS FACTORS

V.I. Starichenko

Institute of Plant and Animal Ecology, Russian Academy of Sciences, Ural Division, 8
Marta Str., 202, Ekaterinburg, 620144 Russia, starichenko@ipae.uran.ru

Abstract. The sustainability of the intrafamilial correlation of the kinetics of ^{90}Sr in bone tissue under the influence of exogenous impacts modifying growth processes in the body is assessed on CBA laboratory mice. The experimental groups were formed from the parts of one and the same families. The evaluation was made with the control of the effects of sex and age membership of animals and also taking into account the conditions of their development and the size of offspring, compared with the correlation of the morphological characters, hereditary conditioning of development which is known. The significant intrafamily correlation of specific activity of ^{90}Sr was revealed. It can be compared with the correlation of the morphological signs, and its value remains almost unchanged under the influence of differently directed exogenous factors on animals.

Остеотропные радионуклиды, в частности ^{90}Sr , занимают важнейшее место в ряду техногенных поллютантов. Проблема индивидуальных особенностей их кинетики в организме позвоночных животных и человека заслуживает пристального внимания. Это связано с повышенным накоплением радионуклидов в организме больших групп населения и сельскохозяйственных животных, пострадавших в результате крупных радиационных аварий (Кыштым, Чернобыль, Тримайл Айленд, Уиндскейл). Характерной особенностью остеотропных радионуклидов является их избирательная кумуляция в костной ткани, где накапливается до 90 % поступившего в кровоток вещества. Радионуклиды являются источниками внутреннего облучения организма, которое вызывает хроническую лучевую болезнь, канцерогенез и уменьшение продолжительности жизни.

При этом показано существование значительных различий кинетики радионуклидов в организме индивидов одного возраста и пола. Даже в лабораторном эксперименте среди интактных животных встречаются особи, существенно различающиеся по метаболическим характеристикам. Имеются наблюдения [15], что у людей, проживающих на территории Восточно-Уральского радиоактивного следа (ВУРСа) в условиях хронического поступления ^{90}Sr , дисперсия его содержания внутри отдельных семей ниже, чем в среднем по населенному пункту. В природной среде выявлены высоко достоверные межсемейные различия накопления ^{90}Sr в скелете обыкновенной слепушонки, обитающей семьями на территории ВУРСа [9]. Для верификации природы наследственной детерминации привлечены исследования на линейных мышах, выявившие высокую наследственную компоненту изменчивости накопления ^{90}Sr и другого остеотропного вещества – стабильного фтора – в скелете экспериментальных животных [10]. Однако остается неизвестной устойчивость наследственных влияний в формировании особенностей кинетики остеотропных веществ, в частности, под воздействием экзогенных факторов, участвующих в процессах минерального обмена и морфогенеза скелета.

Цель данной работы – оценка устойчивости внутрисемейной корреляции кинетики ^{90}Sr у лабораторных мышей.

Материал и методы

Работа проведена на лабораторных мышах линии СВА. Из экзогенных факторов, влияющих на процессы формирования скелета, использована несбалансированная диета (овсяная монофагия) самок с момента рождения у них потомства [11], а также введение reg os вещества, увеличивающего резорбцию костной ткани (МР – модификатор резорбции).

Самки и их потомство, содержащиеся посемейно, сразу после родов были разделены на две группы – «контроль» и «монофагия». Контрольных животных содержали на стандартном рационе, животных группы «монофагия» – на овсяной монодиете. После отсадки самок (в месячном возрасте детенышей) часть потомства до конца эксперимента продолжало получать овсяный рацион, часть была переведена на стандартный корм (группа «отмена моно-

фагии»). Из контрольных животных была выделена группа животных, которых впоследствии подвергали воздействию МР. При этом потомство одной самки (семья) было разделено между альтернативными группами (например, монофагия – отмена монофагии) (рис. 1).

В возрасте 8 недель детенышам всех групп однократно внутрибрюшинно был введен ^{90}Sr . Половина животных была подвергнута эфирной эвтаназии через 1 сут. после введения ^{90}Sr , остальные – через 21 сут. Возраст на момент эвтаназии 8 и 11 недель соответственно. При этом животные, принадлежащие к одной семье, но входящие в разные экспериментальные группы, умерщвлены одновременно. Всего исследовано 378 животных, принадлежащих к 73 семьям. Анализировали массовые показатели (масса тела и масса бедренных костей), из обменных характеристик – удельную активность ^{90}Sr в костной ткани, Бк/г (метод радиометрии с использованием калийных эталонов).

Для оценки степени наследственной детерминации изменчивости количественных показателей использована компонентная модель дисперсионного анализа – иерархический план со смешанными эффектами, в которой как фиксированные рассмотрены факторы «группа», «пол», «возраст» и ковариата «величина помета», а фактор «семья» – как случайный. Уровни фактора «семья» сгруппированы внутри уровней фактора «группа».

Ковариата (сопутствующая независимая переменная) «величина помета» включена в анализ, так как известно, что у многоплодных млекопитающих число детенышей в помете является одним из источников изменчивости массовых показателей потомства.

Для получения F-статистик для исследуемых эффектов в смешанной модели дисперсионного анализа использован синтез знаменателя [17, 22]. Оценкой степени наследственной детерминации исследуемых признаков служил коэффициент внутриклассовой корреляции (R), соответствующий отношению компоненты дисперсии соответствующего случайного фактора к полной дисперсии

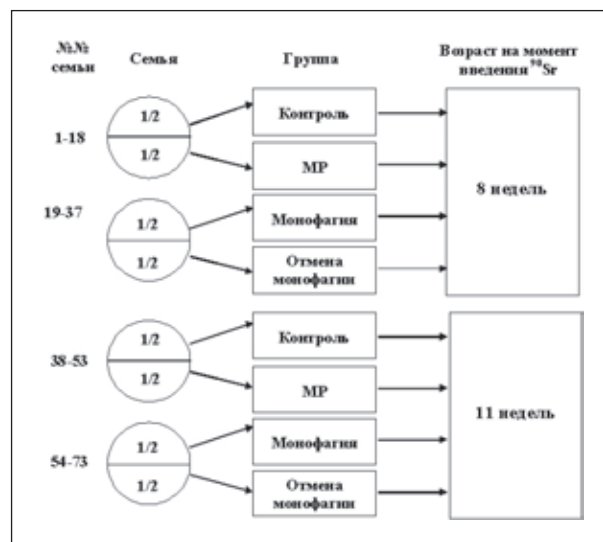


Рис. 1. Схема распределения семей между экспериментальными группами

[22] (компонента дисперсии в процентах равна $R \times 100\%$).

Оценка эффектов взаимодействия факторов «семья» – «группа» и «семья» – «пол» проведена в компонентной модели дисперсионного анализа – перекрестный план со смешанными эффектами. При этом взаимодействие фиксированного и случайного факторов также рассмотрены как случайный фактор.

Совпадение величины коэффициентов внутрисемейной корреляции, полученных в данной работе и в более ранних экспериментах, когда опытные группы по изучению кинетики ^{90}Sr и стабильного фтора состояли из целостных семей [9], расценивали как высокую степень устойчивости наследственной (семейной) компоненты изменчивости рассматриваемых показателей.

Анализ данных выполнен с помощью компьютерного пакета лицензионных программ Microsoft Excel 2002 и Statistica 6.0 (StatSoft Inc.).

Результаты и обсуждение

В таблице представлена величина коэффициента внутрисемейной корреляции удельной активности ^{90}Sr в сравнении с массовыми характеристиками. Для массовых показателей значимо влияние всех факторов. Влияние фактора «группа» обусловлено замедлением ростовых процессов под воздействием овсяной диеты (по сравнению с контролем) или их нормализацией при переводе на полноценное питание. Влияние возраста выражается в росте животных и увеличении массы тела и скелета. Эффект фактора «пол» проявляется в широко распространенном в природе явлении полового диморфизма массовых характеристик. Влияние ковариаты «величина помета», подтверждает известный факт, что у многоплодных млекопитающих массовые показатели детенышей и их количество в помете имеют обратную зависимость. Генетическая регуляция роста и массы тела и скелета, известная из литературы [6, 7, 14, 18, 19, 21] проявляется в эффекте фактора «семья».

Для линейных животных, характеризующихся высокой степенью генетической однородности, факт межсемеинной изменчивости можно объяснить как остаточной гетерогенностью животных внутри линий (спонтанные мутации, ошибки разведения) [1, 2, 4, 8], так и эпигенетической изменчивостью [3]. Было показано, что семьи грызунов отличаются по депонированию ^{90}Sr так же, как по целому комплексу морфологических показателей [3]. Однако прямых доказательств, что семейные различия в метаболизме остеотропных веществ, определяются эпигенетически, нет. В то же время тот факт, что межлинейные различия в метаболизме ^{90}Sr малозначимы на фоне высоко достовер-

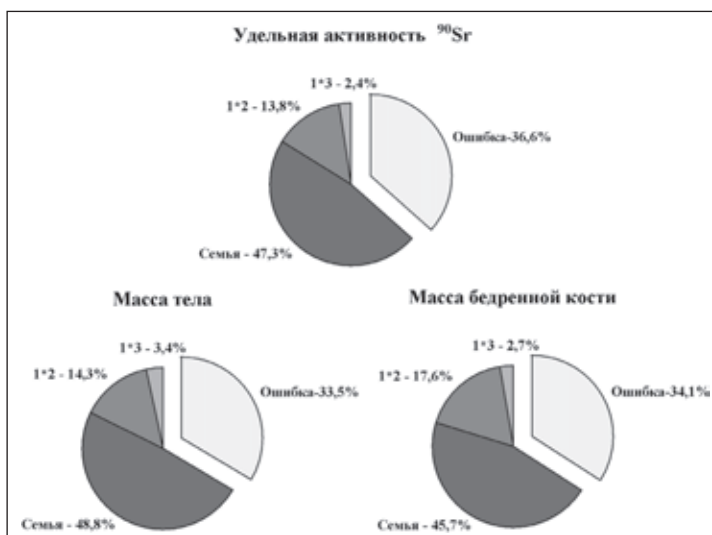


Рис. 2. Компоненты дисперсии (%) массовых показателей и удельной активности ^{90}Sr в костной ткани, обусловленные семейной принадлежностью животных и взаимодействием факторов «семья» (1), «группа» (2) и «пол» (3)

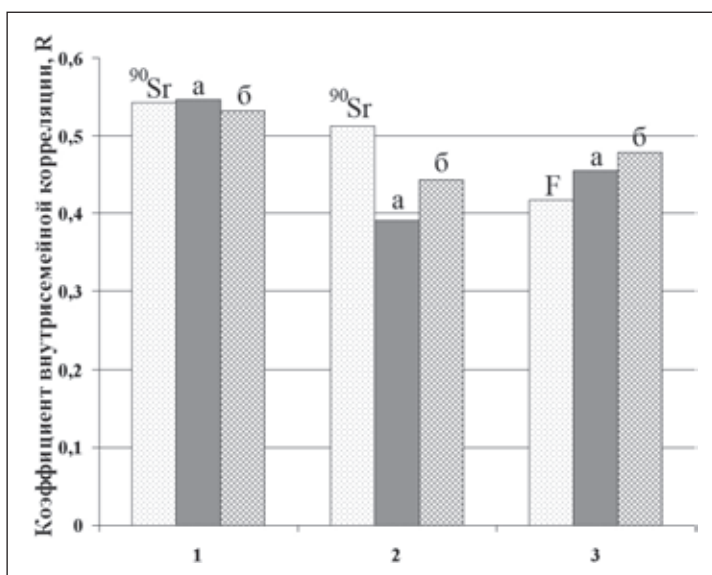


Рис. 3. Коэффициенты внутрисемейной корреляции в экспериментах на линейных мышах при изучении кинетики ^{90}Sr и стабильного фтора: 1 – данная работа; 2, 3 – [9] (а – масса тела, б – масса бедренной кости)

ных межсемеинных различий внутри одной линии, косвенно указывает на кинетику ^{90}Sr как эпигенетическую метку, опосредованно, через изменения метаболизма скелета, связанную с эпигенетическими механизмами регуляции.

Значительная морфологическая и метаболическая вариабельность среди мышей чистых линий (внутри линий) отмечена и другими авторами. К тому же при подборе животных для медико-биологических исследований обычно проводится жесткая выбраковка особей, отличающихся по конституциональным показателям. Поскольку для целей данного эксперимента такой необходимости не было, были использованы все животные, полученные в ходе экс-

Таблица 1. Коэффициент внутрисемейной корреляции массовых показателей и удельной активности ^{90}Sr

Источник дисперсии	Эффект			Остаток		F	p≤	R
	Тип	df	MS	df	MS			
Масса тела								
Величина помета	Фиксир.	1	202,04	68,08	19,95	10,13	0,0022	–
Возраст	Фиксир.	1	931,36	68,52	19,55	47,64	0,0001	–
Группа1)	Фиксир.	3	267,00	102,45	8,95	29,84	0,0001	–
Пол	Фиксир.	1	339,18	152,34	6,07	55,87	0,0001	–
Семья	Случ.	69	19,13	302,00	2,66	7,18	0,0001	0,546
Масса бедренной кости								
Величина помета	Фиксир.	1	0,0010	68,04	0,00016	5,92	0,0176	–
Возраст	Фиксир.	1	0,0048	68,50	0,00016	30,51	0,0001	–
Группа	Фиксир.	3	0,0009	104,18	0,00007	12,49	0,0001	–
Пол	Фиксир.	1	0,0005	156,61	0,00005	9,87	0,0020	–
Семья	Случ.	69	0,0002	302,00	0,00002	6,85	0,0001	0,532
Удельная активность ⁹⁰ Sr								
Величина помета	Фиксир.	1	6112516	68,07	700194	8,73	0,0043	–
Возраст2)	Фиксир.	1	101348149	68,51	686026	147,73	0,0001	–
Группа	Фиксир.	3	14048885	102,92	314773	44,63	0,0001	–
Пол	Фиксир.	1	327417	153,52	214055	1,53	0,2181	–
Семья	Случ.	69	671261	302,00	94720	7,09	0,0001	0,542

Примечание: ¹⁾ Группа: контроль, МР, овсяная монофагия, отмена монофагии. ²⁾ Равнозначен фактору «время после инъекции ^{90}Sr ».

перимента.

Для удельной активности ^{90}Sr значимы эффекты всех факторов, за исключением фактора «пол». Относительно влияния пола животных на величину аккумуляции в скелете остеотропных веществ единого мнения нет. На сегодняшний день накоплены многочисленные данные об относительно небольшом влиянии половой принадлежности на депонирование абсолютного большинства остеотропных токсических веществ [11, 13, 16], частью авторов существование половых особенностей обмена даже не обсуждается. Исключение составляют период беременности и лактации, когда в организме самок происходят изменения в минеральном обмене [5]. Исключением также является период быстрого роста, когда формируется масса скелета. Темп накопления вещества и его количество в этот период различаются у самцов и самок за счет полового диморфизма в размерах скелета (тела) [12, 20].

Влияние на депонирование радионуклида срока, прошедшего после его введения (1 и 21 сутки), выражается в выведении того или иного количества излучателя со временем. Межгрупповые различия в накоплении ^{90}Sr обусловлены условиями содержания животных, в частности скоростью роста животных, содержащихся на овсяной монофагии или после ее отмены, а также изменением соотношения резорбтивно-аппозиционных процессов в костной ткани животных отдельных групп.

Эффект ковариаты «величина помета» в отношении удельной активности ^{90}Sr несколько неожиданен, так как в предыдущих экспериментах для удельной активности ^{90}Sr и концентрации стабильного фтора выявлен не был [9]. В тоже время нельзя исключить опосредованное влияние ве-

личины помета на кинетику ^{90}Sr – через ухудшение роста и уменьшение массы скелета детенышей в больших выводках.

Эффект фактора «семья», обуславливающий наследственную компоненту изменчивости, составляет для удельной активности ^{90}Sr 0,542; для массы тела – 0,546; для массы костей – 0,532 ($p \leq 0,0001$). Величина коэффициентов внутрисемейной корреляции для всех показателей практически равна. Из этого следует, что устойчивость наследственной детерминации кинетики ^{90}Sr сопоставима с устойчивостью наследственной обусловленности массовых признаков.

Специфичность реакции животных одной и той же семьи на экзогенные воздействия, то есть взаимодействие «генотип – среда», оценена по эффекту взаимодействия факторов «семья» – «группа» (воздействие). Результаты четырехфакторного дисперсионного анализа величины массы тела, массы бедренных костей и удельной активности ^{90}Sr отражены на рис. 2. Коэффициент корреляции, обусловленный взаимодействием этих факторов, составляет для массы тела – 0,143, массы бедренных костей – 0,176, удельной активности ^{90}Sr – 0,138 ($p < 0,001$). При этом семейная специфичность реакции массовых и обменных показателей сопоставима и в 2,5–3,5 раза меньше собственн семейной компоненты изменчивости, которая для массы тела составляет 0,488, для массы бедренных костей – 0,457, для удельной активности ^{90}Sr – 0,473. Эффект взаимодействия факторов «семья» – «пол» на все изученные показатели не только менее выражен (0,024–0,034), но и незначим ($p = 0,2–0,3$).

Коэффициенты внутрисемейной корреляции, получен-

ные в данной работе, близки к результатам, полученным нами ранее (рис. 3) [9]. Их величина колеблется в близких пределах и составляет для массы тела 0,391–0,546; для массы костей – 0,443–0,532; для удельной активности ^{90}Sr (и концентрации фтора) – 0,417–0,542 ($p \leq 0,0001$). То есть экстремальные воздействия в период постнатального онтогенеза могут резко угнетать рост животных, изменять соотношение процессов роста и резорбции костной ткани, но при этом мало изменять коэффициент внутрисемейной корреляции как массовых, так и метаболических характеристик скелета. При этом величины коэффициентов для

разных показателей сопоставимы между собой.

Таким образом, выявлена устойчивость наследственной (семейной) обусловленности кинетики ^{90}Sr под воздействием экзогенных факторов, сопоставимая с устойчивостью развития морфологических характеристик, наиболее жестко детерминированных в организме позвоночных животных и человека.

Автор выражает благодарность к.б.н. И.А. Кшняеву за помощь в статистической обработке материала, д.б.н. Н.М. Любашевскому и д.б.н. В.Н. Глову – в обсуждении полученных результатов.

Литература

1. Аршавский И.А. Физиологические механизмы внутривидовой изменчивости онтогенетических процессов у млекопитающих // *Внутривидовая изменчивость в онтогенезе животных*. – М., 1980. – С. 19–44.
2. Бландова З.К., Душкин В.А., Малашенко А.М. и др. Линии лабораторных животных для медико-биологических исследований. – М.: Наука, 1993. – 191 с.
3. Васильев А.Г. Эпигенетические основы фенетики: на пути к популяционной мерономии. – Екатеринбург: Академкнига, 2005. – 640 с.
4. Дубинин Н.П. Общая генетика. – М.: Наука, 1976. – 590 с.
5. Ильенко А.И., Крапиво Т.П. Экология животных в радиационном биогеоценозе. – М.: Наука, 1989. – 224 с.
6. Мина М.В., Клевезаль Г.А. Рост животных. – М.: Наука, 1976. – 292 с.
7. Никитюк Б.А. Соотносительная роль наследственных и средовых влияний на темпы возрастных изменений морфологических признаков // *Эволюция темпов индивидуального развития животных*. – М., 1977. – С. 83–94.
8. Ригер Р., Михаэлис А.М. Генетический и цитогенетический словарь: пер. с нем. – М.: Колос, 1967. – 607 с.
9. Стариченко В.И. Метаболизм остеотропных токсических веществ: наследственная детерминация // *Экологическая генетика*, 2010. – Т. VIII. – №3. – С. 27–37.
10. Стариченко В.И. Аккумуляция ^{90}Sr в костной ткани обыкновенной слепушонки из головной части Восточно-Уральского радиоактивного следа // *Экология*, 2011. – №1. – С. 57–63.
11. Стариченко В.И., Любашевский Н.М., Попов Б.В. Индивидуальная изменчивость метаболизма остеотропных токсических веществ. – Екатеринбург: Наука, 1993. – С. 168.
12. Толстых Е.И., Дегтева М.О., Кожеуров В.П., Вьюшкова О.В. Некоторые аспекты метаболизма стронция у человека в связи с радиационным загрязнением окружающей среды // *Проблемы радиозологии и пограничных дисциплин*. – Заочный, 2001. – Вып. 4. – С. 270–279.
13. Толстых Е.И., Перемышлова Л.М., Шагина Н.Б. и др. Особенности накопления и выведения ^{90}Sr у жителей Уральского региона в период 1957–1988 гг. // *Радиационная биология. Радиозология*, 2005. – Т. 45. – №4. – С. 464–473.
14. Фогель Ф., Мотульски А. Генетика человека: Проблемы и подходы: пер. с англ.: в 3 т. – М.: Мир, 1990. – Т. 2. – 378 с.
15. Шагина Н.Б., Дегтева М.О., Толстых Е.И. и др., Снижение неопределенностей доз внутреннего облучения от ^{90}Sr для расширенной когорты реки Теча // *Вопросы радиационной безопасности*, 2006. – №1. – С. 5–25.
16. Шведов В.Л., Аксеев А.В. Радиобиология стронция-90. – Челябинск: УНПЦ РМ, 2001. – 298 с.
17. Шеффе Г. Дисперсионный анализ: пер. с англ. – М.: Физматгиз, 1963. – 628 с.
18. Castle W.E. Influence of certain color mutations on body size in mice, rats and rabbits // *Genetics*, 1941. – Vol. 26. – №2. – P. 177–191.
19. Falconer D.S. Introduction to quantitative genetics Edinburgh. – London, 1960. – 365 p.
20. Shagina N.B., Tolstykh E.I., Degteva M.O. Improvements in the biokinetic model for strontium with allowance for age and gender differences in bone mineral metabolism // *Rad. Prot. Dosimetry*, 2003. – Vol. 105. – №1/4. – P. 619–622.
21. Slemenda C.W., Turner C.H., Peacock M. et al. The genetics of proximal femur geometry, distribution of bone mass and bone mineral density // *Osteoporosis Int.*, 1996. – Vol. 6. – P. 178–182.
22. Sokal R.R., Rohlf F.J. Biometry: The principles and practice of statistics in biological research, 3-th ed. New York: W.H. Freeman & Co., 1995. – 888 p.

ОСНОВНЫЕ ЧЕРТЫ ПРИКЛАДНОЙ ЯДЕРНОЙ ЛИТОГЕОХИМИИ УРАНА НЕФТЕГАЗОНОСНЫХ ОСАДОЧНЫХ БАСЕЙНОВ

Ю.М. Столбов, Н.Ф. Столбова

Национальный исследовательский Томский политехнический университет, Томск

THE MAIN FEATURES OF THE APPLIED NUCLEAR LITHOGEOCHEMISTRY OF URANIUM IN THE OIL AND GAS SEDIMENTARY BASINS

U.M. Stolbov, N.F. Stolbova

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. *The main features of the geochemical behavior of uranium in the oil and gas sedimentary basins are described in this article. The negative lithogeochemical uranium anomalies are associated with the processes of migration carbon dioxide solutions. The positive anomalies are associated with the reactions of organic synthesis of geopolymers.*

Уран обладает не только уникальными ядерными свойствами, но и является исключительно информативным элементом. Это обусловлено тем, что уран принимает активное участие в процессах органического синтеза, имеет высокую миграционную способность и весьма чувствителен к изменению pH и Eh флюидной системы [5].

Уран в природе встречается в виде четырех или шестивалентных соединений. Соли U^{4+} , как правило, плохо растворимы в воде. Шестивалентный уран образует соединения с кислородом и в виде уранил-иона – UO_2^{2+} дает хорошо растворимые соединения. Огромные количества урана ежегодно выносятся реками в Мировой океан. Седиментационные процессы не приводят к накоплению урана в осадочных породах. В хорошо аэрируемой среде уран находится в равновесии с алюмосиликатами. Многочисленные анализы терригенных осадочных пород Западной Сибири, выполненные на реакторе ИРТ-Т, показали, что величина отношения содержания урана к глинозему для неизмененных постседиментационными процессами терригенных осадочных пород лежит на уровне $(0,18 \pm 0,02) \times 10^{-4}$.

Процессы стадийного эпигенеза, протекающие в закрытых системах, также не приводят к существенному изменению геохимического равновесия между ураном и глиноземом.

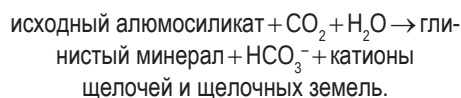
Величина отношения U/Al_2O_3 резко возрастает в нефтематеринских породах, формирующихся в особых геохимических обстановках. При недостатке кислорода и ферментативном разложении исходного ОВ возникают благоприятные условия для органического синтеза металлоорганических геополимеров [11]. Проведенные на реакторе ИРТ-Т литогеохимические исследования отложений баженовской свиты Западной Сибири показали, что уран входит в состав керогена типа-II [10]. Соотношение между содержаниями керогена и урана достаточно стабильные. Это дает возможность вычислять ориентировочные содержания керогена типа-II по несвязанному с алюмосиликатами минералами урану.

Изменение отношения U/Al_2O_3 возможно также за счет процессов наложенного эпигенеза. Учитывая большую значимость этого явления для нефтяной геологии, остановимся на рассмотрении этих процессов более подробно.

Впервые понятие о наложенном эпигенезе было сформулировано Б.А. Лебедевым [4]. Им выделено пять основных видов реакций наложенного эпигенеза. Это реакции в системах: воды-породы, воды-воды, породы-углеводороды, воды-углеводороды и углеводороды-углеводороды. Рассмотрим влияние этих реакций на формирование положительных и отрицательных литогеохимических аномалий урана.

Реакции в системе воды – породы

Нарушение равновесия между водами и породами происходит вследствие внедрения в толщу агрессивных газов, которые, растворяясь в водах, начинают взаимодействовать с породами. Основным среди таких газов является CO_2 . Пластовые воды обычно имеют слабощелочную среду, поэтому внедрение в систему воды-породы существенных масс CO_2 вызывает ионные реакции, аналогичные по химизму главной реакции эпигенеза в терригенных породах:



В результате этой реакции происходит интенсивное преобразование алюмосиликатных минералов. Содержание урана во вторичных глинистых минералах опускается ниже фонового уровня, а величина отношения урана к глинозему (U/Al_2O_3) уменьшается в несколько раз. Уран образует хорошо растворимые соединения с CO_3^{2-} и в зонах развития углекислого метасоматоза переходит в растворенное состояние. При этом в разрезе формируется ярко выраженная отрицательная литогеохимическая аномалия.

Среднее значение уран-глиноземного отношения для терригенных пород Западной Сибири, не затронутых процессами наложенного эпигенеза, составляет $(0,18 \pm 0,02) \times 10^{-4}$. Значения U/Al_2O_3 меньше $0,18 \times 10^{-4}$, позволяют выделить отрицательные литогеохимические аномалии, которые характерны для зон разуплотнения пород и зон аккумуляции УВ.

В процессе углекислотного метасоматоза протекают не только реакции каолинизации, но и происходит вынос катионов щелочей, железа и щелочных земель. При падении

парциального давления CO_2 и росте щелочности из растворов выпадают новые минеральные фазы – карбонаты (кальцит, доломит, анкерит, сидерит), гидрослюда, мусковит, пирит, кварц, опал, халцедон. Образуются карбонатные, гидрослюдистые цементы, регенерационный кварц. Это приводит к уплотнению пород.

Реакции в системе воды – воды

При рассмотрении реакций в этой системе следует остановиться только на инфильтрационном эпигенезе, как наиболее существенном явлении для Западной Сибири.

Инфильтрационный эпигенез связан с водообменом между поверхностью и пластами проницаемых пород, которые в результате воздымания территории оказались гидродинамически раскрытыми. В проницаемые породы нефтегазоносных комплексов при этом начинают проникать агрессивные, богатые кислородом поверхностные воды, а им навстречу поднимаются ранее изолированные рассолы с восстановительной средой, с растворенными органическими соединениями. При достаточном развитии процессов в пластах формируются геохимические зоны подземных вод: сверху – кислородные, ниже – бескислородные углекисло-азотные, углекисло-сероводородные и углеводородные. Подобная внутрипластовая зональность хорошо изучена, благодаря проявлению её на многих редкометальных месторождениях, особенно урановых и редкоземельных [3]. При этом источником металлов при формировании месторождений являются пресные поверхностные воды, а воды больших глубин создают восстановительные барьеры для отложения соответствующих элементов.

Вероятно, инфильтрационный эпигенез ответственен за положительные радиоактивные аномалии, обусловленные накоплением урана на геохимических барьерах.

В комплексе с петрографическими исследованиями анализ положительных литогеохимических аномалий урана позволяет изучать качество пород покровов, возникающих за счет процессов инфильтрационного эпигенеза.

Реакции в системе породы – углеводороды

Углеводороды, попадая в коллекторы, предохраняют их от последующих преобразований. Всякое эпигенетическое минералообразование связано с реакциями в водном растворе. Это определяет различие продуктивных и водонасыщенных пород, находящихся на одной и той же стадии эпигенеза.

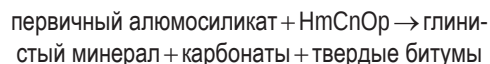
Реакции в системе породы-углеводороды по литогеохимическим характеристикам не выявляются, так как концентрации урана в нефтяных флюидах равны $n \times 10^{-6} - n \times 10^{-8}$ г/л.

Реакции в системе воды – углеводороды

В контакт с водами углеводороды фактически вступают только в ловушках.

Как бы ни были сложны химические реакции, протекающие в зоне ВНК, процесс хорошо описывается всё той же главной реакцией эпигенеза, в которой вместо CO_2 и H_2O

можно записать некоторое условное органическое соединение, содержащее кислород:



Тип реакции тот же самый, что и при взаимодействии в системе вода-порода. Однако интенсивность процессов значительно меньше. Это свидетельствует о весьма незначительном перераспределении вещества.

По литогеохимическим данным положение ВНК выделяется положительной аномалией урана, в случае присутствия в породах ураноносных битумов.

Реакции в системе углеводороды – углеводороды

Можно предположить, что подавляющее большинство залежей есть результат многократного поступления углеводородов меняющегося состава в одну ловушку. Поэтому можно считать, что именно смешение является ведущим фактором преобразования состава углеводородных систем, а другие процессы лишь восполняют эти преобразования.

По литогеохимическим данным эти реакции не проявляются, т.к. содержания урана в нефтяных флюидах очень малы.

Таким образом, успешность изучения характера и интенсивности проявлений процессов наложенного эпигенеза в нефтегазоносных осадочных бассейнах зависит, прежде всего, от эффективности изучения продуктов реакций, протекающих в системе вода-порода-нефть. К ним, как уже отмечалось, относятся вторичные глинистые минералы, полиморфные модификации кремнезема, карбонаты, битумы. Важно учитывать их взаимоотношения, количество, зональность, состав и т.п. Комплекс методов ядерной литогеохимии и петрографии позволяет эффективно исследовать важнейшие продукты этих реакций.

Методы прикладной геохимии нефтегазоносных осадочных бассейнов предъявляют исключительно жесткие требования к метрологическим параметрам аналитических методов, поэтому традиционно используемые в прикладной литогеохимии методы спектрального и рентгено-спектрального анализа оказались малоэффективными. Методы нейтронно-активационного анализа имеют более высокую чувствительность и позволяют измерять содержания многих элементов с высокой точностью. Это обеспечивает большую эффективность их практического использования, в частности, при внедрении методов прикладной ядерной литогеохимии урана.

Для измерения содержаний урана в осадочных породах может быть применен метод запаздывающих нейтронов [1, 2, 6]. Измерение содержаний глинозема при этом выполняется нейтронно-активационным методом с использованием ядерной реакции $^{27}\text{Al}(n\gamma)^{28}\text{Al}$.

Период полураспада изотопа ^{28}Al составляет 2,3 минуты. Время облучения образцов горных пород нейтронами в экспериментальном канале реактора, необходимое для реализации метода запаздывающих нейтронов, составляет 1 мин. Поэтому дополнительного облучения образцов для определения глинозема не требуется.

Определение содержаний урана по запаздывающим нейтронам на базе Томского исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т выполняется на аналитическом комплексе МЗН-1М. Регистрация запаздывающих нейтронов осуществляется двадцатью счетчиками нейтронов СНМ-11, расположенными в специальном замедлителе нейтронов. Доставка образцов горных пород в активную зону реактора и блок регистрации осуществляется с помощью автоматически управляемой пневмопочты. Производительность комплекса составляет 40 анализов в час.

Запаздывающие нейтроны образуются при распаде изотопов, возникающих при делении ядер урана-235 под действием тепловых нейтронов. Уникальность процесса деления ядер урана и высокая избирательность регистрации нейтронного излучения на фоне β - и γ -излучения облученных образцов обеспечивают высокие метрологические параметры метода запаздывающих нейтронов. Диапазон измеряемых содержаний урана лежит в пределах 10^{-5} – 10^{-2} %, а величина относительного стандартного отклонения результатов измерений при содержании урана 10^{-4} % не превышает 10 %. Результаты измерений не зависят от изменения химического состава матрицы пород. Всё это делает метод запаздывающих нейтронов исключительно эффективным аналитическим методом, позволяющим получать геохимическую информацию высокого качества и в больших объемах, что важно для решения практических задач нефтяной геологии [9].

Результаты ядерно-физических и литологических исследований обычно представляются в графической форме и текстовых приложениях.

На графике приводится литологический разрез исследуемой скважины и результаты литогеохимических исследований, представленные в трех колонках.

В первой колонке показано распределение содержаний урана и глинозема по глубине.

Во второй колонке приведены расчетные данные в виде темных и светлых кружочков. При этом светлые кружочки дают представление о балансе урана в пробе: $\Delta C_u = C_u - C_u^{\text{теор}}$, где C_u – измеренное содержание ура-

на, а $C_u^{\text{теор}}$ – вычисленное. Содержания урана в чистом кремнеземе и карбонатах очень малы. Практически весь уран связан с алюмосиликатами. В неизмененных алюмосиликатах отношение U/Al_2O_3 равно $0,18 \times 10^{-4}$, поэтому $C_u^{\text{теор}} = C_{Al_2O_3} \cdot 0,18 \times 10^{-4}$ %.

ΔC_u позволяет оценить величину привноса-выноса урана. Многолетние исследования показали, что отрицательные значения ΔC_u , как правило, связаны с проявлениями процессов наложенного эпигенеза в системе вода-порода, т.е. с углекислотным метасоматозом, а положительные – с процессами органического синтеза, приводящими к образованию ураноносного керогена или битумов. Это дает возможность по положительным значениям ΔC_u вычислить примерное содержание ОВ такого типа. При этом предполагается, что отношение $C_{\text{орг}}/C_u = 0,34 \times 10^{-4}$, т.е. такое, какое характерно для отложений баженовской свиты Западной Сибири.

В третьей колонке приведены значения отношения U/Al_2O_3 и расчетные содержания алюмосиликатов в пробе, которые принимаются равными $C^{Al-Si} = 2C_{Al_2O_3}$. Данные, приведенные в этой колонке, дают представление об интенсивности преобразований алюмосиликатов процессами наложенного эпигенеза.

Таким образом, наличие в Томске исследовательского ядерного реактора ИРТ-Т создает условия не только для разработки новых геохимических методов изучения нефтегазоносных осадочных бассейнов на базе комплексного использования информационных возможностей традиционных и ядерно-физических методов анализа вещественного состава осадочных пород, но и для их внедрения в практику поисковых работ.

Массовые ядерно-физические, литолого-петрографические и битуминологические исследования осадочных пород, построение и изучение литогеохимических разрезов глубоких скважин позволяют анализировать развитие процессов наложенного эпигенеза в осадочных бассейнах, что дает возможность реализовать идеи флюидодинамической модели нефтегазообразования [7, 8].

Литература

- Бадретдинов Т.Х., Столбов Ю.М. Установка для экспрессного определения урана по запаздывающим нейтронам на базе реактора ИРТ-Т / СНИИГГуМС. – Томск, 1988. – С.15 // Деп. ВИНТИ. – 29.06.88, N5180-B88.
- Вертман Е.Г., Столбов Ю.М., Мещеряков Р.П. О возможности применения метода определения урана по запаздывающим нейтронам в геохимических исследованиях // Геохимия, 1979. – №9. – С.1337–1347.
- Данчев В.И., Стрелянов Н.П. Экзогенные месторождения урана. Условия образования и методы изучения. – М.: Атомиздат, 1979. – С.248.
- Лебедев Б.А. Геохимия эпигенетических процессов в осадочных бассейнах. – Л.: Недра, 1992. – 239 с.
- Марков В.К., Верный Е.А., Виноградов А.В., Елинсон С.В., Клыгин А.Е., Моисеев И.В. Уран. Методы его определения. – М.: Атомиздат, 1964.
- Определение урана методом запаздывающих нейтронов. / Инструкция НСАМ. – М: Мингео СССР. 1982.
- Соколов Б.А., Абля Э.А., Флюидодинамическая модель нефтегазообразования. – М.: «Геос», 1999. – С.25.
- Соколов Б.А. Новые идеи в геологии нефти и газа: Избранные труды. – М.: Изд-во МГУ, 2001. – С.480.
- Столбов Ю.М., Фомин Ю.А., Столбова Н.Ф. Возможность применения прикладной геохимии урана при исследовании процессов наложенного эпигенеза терригенных отложений Западной Сибири // Тр. II. Межд. конференции «Геохимическое моделирование и материнские породы нефтегазоносных бассейнов России и стран СНГ». – С-Петербург.: Изд-во ВНИГРИ, 2000. – С.160–171.
- Столбов Ю.М., Фомин Ю.А., Столбова Н.Ф. О возможном механизме накоплений урана и других переходных элементов в отложениях баженовской свиты / Деп. рукопись ВИНТИ, №88 МГ-Д83, 1983. – стр. 11.
- Тиссо В., Вельте Д. Образование и распространение нефти / Пер. с англ. – М.: Мир, 1981. – С.250.

РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА САПРОПЕЛЕВЫХ ОТЛОЖЕНИЙ МАЛЫХ ОЗЕР СИБИРИ

В.Д. Страховенко^{1,2}, М.С. Мельгунов¹, И.Н. Маликова¹, Ю.С. Восель¹

¹Институт геологии и минералогии им. В.С. Соболева СО РАН, г. Новосибирск, strahova@igm.nsc.ru

²Новосибирский государственный университет, г. Новосибирск

RADIOLOGIC ASSESSMENT OF THE SAPROPEL DEPOSIT IN THE SMALL AREA LAKES OF SIBERIA

V.D. Strakhovenko^{1,2}, M.S. Melgunov¹, I.N. Malikova¹, Y.S. Vospel¹

¹Sobolev Institute of Geology and Mineralogy, Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, prosp. Koptugy 3, Novosibirsk, strahova@igm.nsc.ru

²Novosibirsk State University, Novosibirsk

Abstract. *The Distribution of natural and artificial radionuclides has been studied in the sapropel sediments of 49 small area lakes. The lakes occur in different landscape-climatic zones of Siberia. Throughout the studied area the organomineral sediments of lakes and soil from the water-collecting areas have small excess of the background average contents of the radiocesium. The content of natural radionuclides in the sapropel sediments of Siberian lakes reflects their concentrations in soils of the water-catchment areas and can be considered as a background for these areas.*

Natural radioactive elements show a rather uniform distribution in lacustrine sapropel sediments of all Siberian regions, which point to the stable regime of sedimentation. The distribution of ¹³⁷Cs in averaged vertical sections of bottom sediments of Siberian lakes can be of two types: the first begins from the depth of 20–35 cm (from which the nuclear tests at the Semipalatinsk test ground start, as evidenced from the ²¹⁰Pb distribution patterns), the ¹³⁷Cs concentration increases upsection. The second corresponds to the maximum activity of ¹³⁷Cs in the lacustrine sapropel sediments and has been established at a skip depth. The high activities of this radionuclide decrease at the upper and down parts of the bore log of the sapropel.

From the ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb distribution throughout the column, we have estimated the dynamics of changes in the sediments. The known depth and time of the formation of these bench marks permitted the estimation of the rate of recent sedimentation in the lakes: 2.5–3 mm/year in the taiga, tundra forest, forest-steppe zones, 1.5–2 mm/year in the submontane-taiga belt and 3–4 mm/year in the submontane-steppe zone.

Озерность территории Сибири составляет примерно 1–5%. Озерная система представляет собой сочетание водосбора, области переноса материала и конечного водоема стока. Интенсивность превращений минеральной и органической составляющих, и как следствие, окончательный минеральный и химический облик озерных осадков определяют основные факторы: физико-географические условия среды осадкообразования (количество и качество органического вещества, поступающего на дно в ходе седиментации), скорость осадкообразования, минеральный и химический состав абиогенного материала [13].

Территория Сибири длительно загрязнялась техногенными радионуклидами от глобальных выпадений радиоактивных веществ, образовавшихся при испытаниях ядерного оружия, проведенных США, СССР, Великобританией в 1945–1962 гг., и позже Китаем и Францией. Для большей части Сибири (степные, лесостепные и предгорные ландшафты) путем экспертной оценки многих архивных, расчетных и экспериментальных (измерения содержания ¹³⁷Cs в почвах) данных получена величина глобального фона активности ¹³⁷Cs в почвах, равная 40 мКи/км² на 2000 год [5]. Заметим, что в глобальных выпадениях на территории Сибири есть небольшая доля (не более 10%) Чернобыльского радиоцезия, о чем можно судить по соотношению активностей ¹³⁷Cs/¹³⁴Cs на момент изучения (1992–1993).

В данной работе обобщен полученный аналитический материал по 49 малым озерным системам с органоминеральным типом осадка, расположенным в разных ландшафтных зонах Сибири. В Пур-Тазовском междуречье изучено 7 озер (пояс тундры и северной тайги). В областях

умеренного климата (таежный пояс) исследовано 16 озерных систем. Озера центральной части Республики Саха расположены в области развития многолетней мерзлоты в условиях относительно засушливого климата, имеют термокарстовое происхождение – аласовый тип озер (7). На юге Сибири изучено 26 озерных систем, расположенных в лесостепной зоне – 15, и 6 в степной зоне. В предгорном ландшафте исследовано 5 озерных систем. Исследовались малые озера, так как в них отсутствует фракционирование частиц по мере удаления от берега, с глубиной, с температурным клином, и в зону ветрового перемешивания попадает вся толща воды. Непосредственным источником органического вещества (ОВ) в сапропелевых осадках озер служат нерастворимые остатки биоты. Некоторая доля, отложившегося в придонной части озер ОВ подвергается минерализации, а остальная часть консервируется и в дальнейшем подвергается геохимическим превращениям в анаэробных условиях. Границей между минеральными осадками озер и сапропелями принято считать 15% содержание ОВ. В зависимости от соотношения органической и минеральной частей сапропели подразделяют на несколько типов: органические (зольность до 30%), органоминеральные (зольность 30–50%), минерально-органические (зольность 50–70%), минерализованные (зольность 70–85%) [14].

Отбор проб донных отложений проведен цилиндрическим пробоотборником с вакуумным затвором поинтервально с шагом 3 см на глубину от 30 до 120 см. Аналитические работы выполнены в лаборатории геохимии радиоактивных, благородных и редких элементов ИГМ СО

Таблица 1. Средние содержания естественных радионуклидов в сапропелевых осадках

тип осадка		Зольность %	U, мг/кг	Th (мг/кг)	K %
Органогенный	Донный осадок	< 30	3,2	3,3	0,5
	почва		2,1	5,3	1,5
Органо-минеральный	Донный осадок	30–50	2,9	5,5	1,2
	почва		1,6	6,0	1,5
Минерально-органогенный	Донный осадок	50–75	2,4	6,1	1,3
	почва		2,1	6,2	1,5
Минерализованный	Донный осадок	75–86	2,8	6,5	1,5
	почва		2,5	10,6	1,5
Усредненные значения по донным осадкам Сибири*		92	$\frac{2,9}{0,0-34}$	$\frac{5,0}{0,0-11,9}$	$\frac{1,1}{0,0-3,3}$
Усредненные значения по почвам Сибири*			$\frac{1,9}{0,0-13,5}$	$\frac{6,0}{0,0-17,7}$	$\frac{1,5}{0,0-5,3}$

Примечание: * – [11].

РАН с использованием стандартизованных методик пробоподготовки и анализа. Определение ^{137}Cs и $^{238}\text{U}(\text{Ra})$, ^{232}Th и ^{40}K проведено гамма-спектрометрическим методом. Для получения объективной и достоверной информации о количественной характеристике уровня содержаний ^{238}U , ^{232}Th и ^{40}K часть проб (почвы и донные отложения) для контроля анализировались методом прямой высокоразрешающей полупроводниковой гамма-спектрометрии с использованием колодезного HPGe детектора [7]. Этим же методом в донных осадках определялся ^{210}Pb по его низкоэнергетической гамма-линии 46,5 КэВ. Минеральный состав сапропелей изучен рентгенофазовым анализом и на сканирующем электронном микроскопе MIRA 3 TESCAN.

Для перехода от удельной активности ^{137}Cs к площадной в расчетах можно пользоваться разными формулами. Расчет плотности загрязнения ведется по формуле, предложенной в 1992 году Гавшиным В.М.: $P = A \cdot 2,7 \cdot 10^{-11} / S$ где P – плотность загрязнения ^{137}Cs (запас), выраженная в Ки/ км², A – активность ^{137}Cs в пробе в Бк; S – площадь пробоотборника в см². В нашем случае радиус 41 мм, $S = 52,8$ см².

В водах изучаемых озер преобладают гидрокарбонат HCO_3^- , кальций Ca^{2+} , магний Mg^{2+} , натрий Na^+ , в подчиненном количестве присутствуют хлор Cl^- , сульфат SO_4^{2-} , растворенное органическое вещество и калий K^+ . Определение химического состава вод озер проводилось по многим параметрам, часть из которых измерялась непосредственно в полевых условиях. Согласно классификации, воды изученных озер относятся к ультрапресным (минерализация < 0,2 г/л), пресным (0,2–1,0 г/л), иногда солоноватым (1,0–3,0 г/л) [3]. Практически все воды нейтральные и слабощелочные (рН 6,5–8,5). В изучаемых озерах с увеличением минерализации озерной воды происходит относительный рост содержания ионов в ее составе в такой последовательности: $\text{HCO}_3^- \rightarrow \text{SO}_4^{2-} \rightarrow \text{Cl}^-$; $\text{Ca}^{2+} \rightarrow \text{Mg}^{2+} \rightarrow \text{Na}^+$. При минерализации до 500–1000 мг/л в составе озерной воды основными ионами являются HCO_3^- и анионы растворенных органических веществ ($\text{Alk}_{\text{гум}}$). Особенность обследованных водоемов состоит в том, что гумусовая щелочность в ряде случаев превышает карбонатную, особенно в озе-

рах северных территорий [10, 11]. Вторая особенность вод проявляется в том, что при минерализации свыше 0,1 % – чаще всего преобладает не сульфат ион SO_4^{2-} , а к гидрокарбонату и анионам растворенных органических веществ добавляется хлор Cl^- . При этом среди катионов в озерных водах преобладает либо Ca^{2+} либо Na^+ , и к ним чаще всего добавляется с увеличением солености Mg^{2+} . Обращает на себя внимание превышение ионов магния над ионами кальция в некоторых озерных системах.

По результатам анализов сапропели классифицированы на 4 типа: органические, органоминеральные, минерально-органические и минерализованные. Минеральная составляющая, согласно рентгеноструктурному анализу, в сапропелевых отложениях озер Сибири представлена довольно постоянным набором минералов: кварц, плагиоклаз, калиевый полевой шпат, Mg-кальцит, кальцит. В виде примесей присутствуют: пирит, слюды, гидрослюды, хлориты, доломит. При сопоставлении элементного состава органического вещества сапропелей разных видов обращают на себя внимание не большие вариации в их содержаниях.

Во всех изученных озерах на разделе вода-дно образуется густая суспензия, постепенно переходящая в жидкий сапропель. Размер этого слоя варьирует от нескольких сантиметров до 1 метра. Влажность слоя составляет 99–97 %. Согласно литературным данным, именно этот слой изобилует бактериями, микрофлорой и в нем проявлены процессы гидратации и окисления органического вещества, взаимодействия между коллоидами, укрупнения частиц, их слипания и коагуляции, растворения и осаждения новообразованных твердых фаз [6, 9].

Полученные аналитические данные по распределению естественных радионуклидов в донных отложениях озерных систем показывают, что их концентрации в донных осадках отдельно взятого озера наследуют радиогеохимические особенности почв, а, следовательно, и вмещающих пород областей сноса. Выявлены вариации значений всех трех элементов в сапропелевых осадках озер и в почвах их водосборных площадей как в пределах одного региона, так и между ландшафтными зонами. Сравнительный

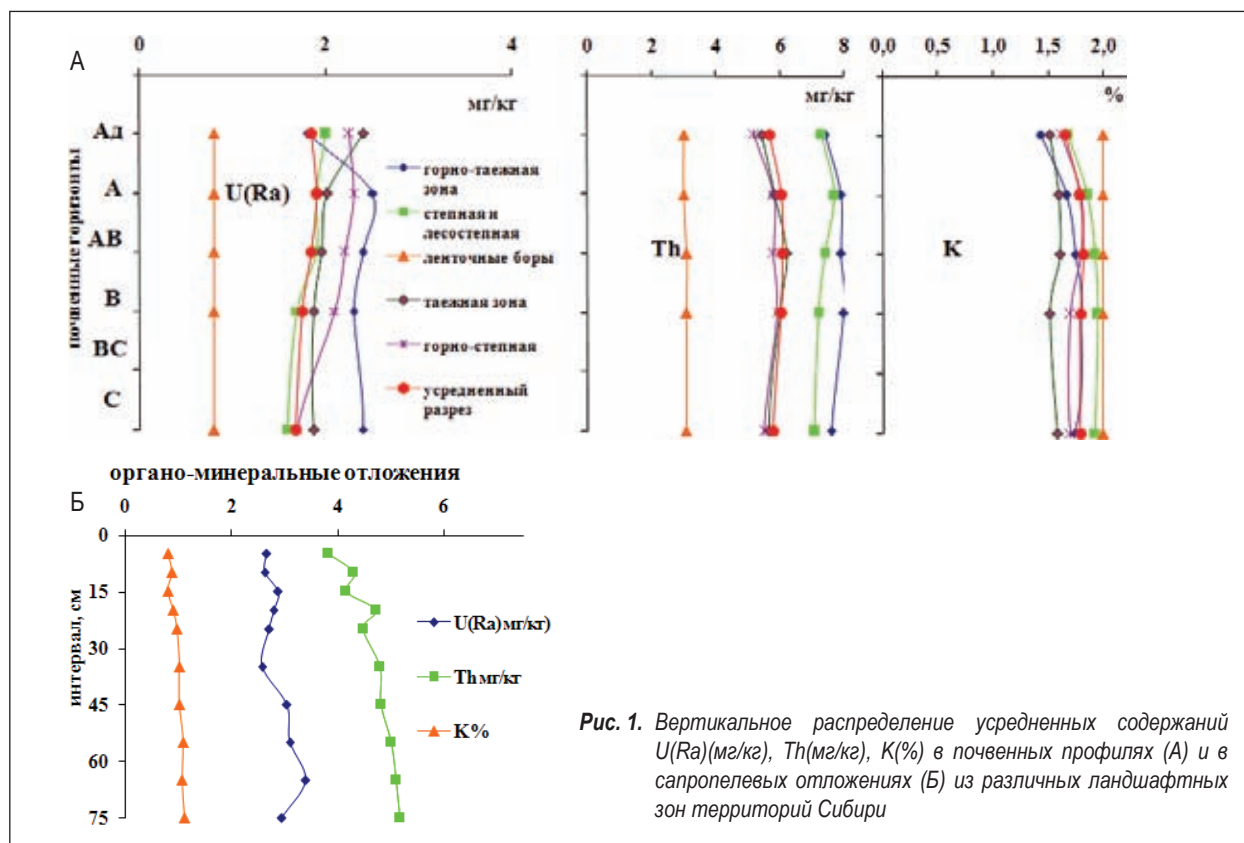


Рис. 1. Вертикальное распределение усредненных содержаний $U(Ra)$ (мг/кг), Th (мг/кг), K (%) в почвенных профилях (А) и в сапропелевых отложениях (Б) из различных ландшафтных зон территорий Сибири

анализ средних содержаний естественных радионуклидов в разных видах сапропелевых отложений озер Сибири и почв их водосборных площадей по разным ландшафтным зонам показал, что во всех зонах донные осадки обеднены торием и калием, при обогащении их ураном, относительно почв их водосборов (табл. 1). Основная масса естественных радионуклидов поступает в осадки с взвесью и обломочным материалом. Но часть урана концентрируется органическим веществом за счет его адсорбции из воды и дальнейшего восстановления $U(VI)$ до $U(IV)$.

Что касается распределения естественных радионуклидов в почвенных профилях в зависимости от расположения озерной системы в той или иной ландшафтной зоне, то в вертикальном распределении значений тория, урана и калия не выявлено какой-либо закономерности. На представительном материале в почвенных профилях территорий Сибири для разных ландшафтных зон устанавливается достаточно однообразное распределение по профилям содержаний естественных радионуклидов и их отношений в почвах разного типа. Наиболее однородными почвообразующими породами являются суглинистые отложения, хотя и для них установлена дифференциация в Западно-Сибирском регионе по генезису, гранулометрическому, минеральному и химическому составам (рис. 1А) [12].

Вариации значений активностей естественных радионуклидов сапропелевых осадков весьма незначительны по глубине керна, а также в пределах акватории одного озера (рис. 1Б). Чаще всего характер распределения меняется по разрезу незакономерно в пределах интервала 25 % от среднего значения.

В процессе исследования озерных систем с органо-генноминеральным типом осадка на всей территории не было выявлено ни одного района, который с полным основанием можно было бы принять за фоновый (без вклада локальных загрязнений). Практически во всех озерах отмечается присутствие техногенных радионуклидов. При этом выявлено крайне неравномерное загрязнение озерных систем не только по всей территории Сибири, но и в пределах одного региона и даже в пределах отдельно взятого озера. Максимальным средним уровнем загрязнения радиоцезием донных отложений озер следует считать величины 350 мКи/км^2 (Колыванское, Алтайский край), минимальным – на пределе обнаружения ($0\text{--}3 \text{ Бк/кг}$) в озерах Сартлан (Новосибирская область), Хынуто (ЯНАО), озера Республики Саха.

Соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs (мКи/км^2) донных осадков озер и почв их водосборных площадей, представленное в виде графиков, показали неоднозначность проявления зависимости между ними в различных регионах Сибири (рис. 2).

Отчетливо проявляется различие в вертикальном распределении искусственных радионуклидов в сапропелевых отложениях озер от других элементов. В основном, элементы распределены равномерно как по площади, так и по глубине, в отличие от радиоцезия. По характеру распределения ^{137}Cs в профиле донных отложений изученные озерные системы можно разделить на два основных типа (рис. 3). Особенность первого типа заключается в постепенном увеличении концентрации радиоцезия к верхним интервалам, начиная с глубины около 30–40 см (максимум

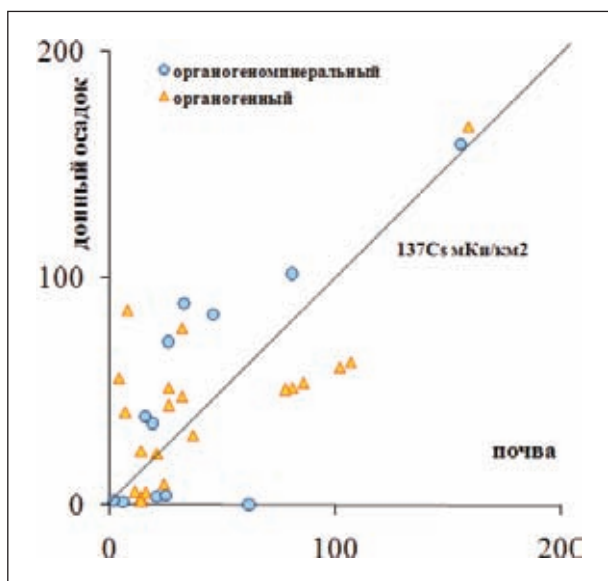


Рис. 2. Соотношение плотностей загрязнения ^{137}Cs ($\text{мКи}/\text{км}^2$) донных осадков озер и почв их водосборных площадей различных ландшафтных зон

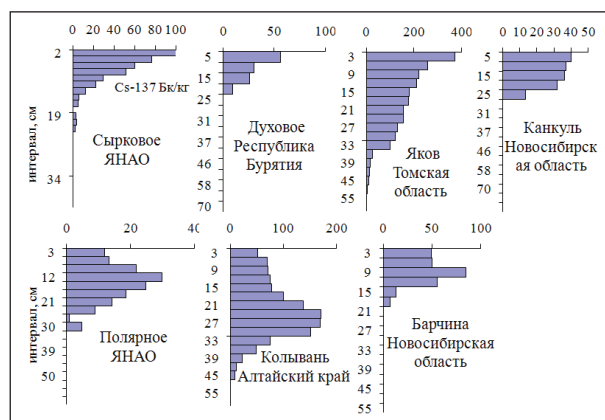


Рис. 3. Вертикальное распределение удельной активности ^{137}Cs ($\text{Бк}/\text{кг}$) в донных отложениях озер из разных регионов Сибири с первым и вторым типом накопления радиоцезия

активности приходится на горизонт «донный осадок-вода»). Ниже в иловых залежах ^{137}Cs не обнаружен. Такое распределение объясняется тем, что идет постоянное перераспределение радионуклидов на границе вода-дно, которое сопровождается поступлением ^{137}Cs с площадей водосбора в озеро с почвенными частицами: основная масса ^{137}Cs сконцентрирована в верхнем дерновом слое почв, и при его разрушении радионуклид выносится. Только на протяжении последних 20 лет происходит выравнивание и даже уменьшение поступления ^{137}Cs в донный осадок относительно предыдущих десятилетий. То есть, в основном такой тип распределения связан со вторичным перераспределением запасов «задержанного» почвенного ^{137}Cs между компонентами озера и постепенной его аккумуляцией в осадке. Ко второму типу распределения ^{137}Cs в донном осадке могут быть отнесены озера, где отчетливо наблюдаются один или два пика активности ^{137}Cs на разной глубине донной залежи, а вверх и вниз по разрезу происходит затухание удельной активности радиоизотопа.

Несомненно, аномальные содержания ^{137}Cs в глубинных интервалах являются свидетельством первоначального загрязнения осадков от ядерных взрывов, начиная с 1949 года. Их можно связать со временем прохождения радиоактивных облаков и выпадением радиоактивных осадков на озерные системы.

Существует целый ряд подходов к определению возраста осадков. При отсутствии четко выраженной слоистости, надежным стратиграфическим маркером, позволяющим оценить скорости современного осадконакопления, являются радиоактивные изотопы – ^{210}Pb и ^{137}Cs . На рисунке 4 представлены сопряженные графики вертикального распределения концентрации ^{137}Cs и ^{210}Pb в разрезах сапропелевых отложений 16 озер различных ландшафтных зон Сибири (рис. 4): в таежной зоне – озера Яков и др.; предгорно-таежной – Сказка, Очки; лесо-тундровой – Полярное, Хынуто, и др.; предгорно-степной – Колыванское и др.; лесостепная – Барчин и др. Характер распределения ^{210}Pb позволяет рассчитать возраст осадка при условии,

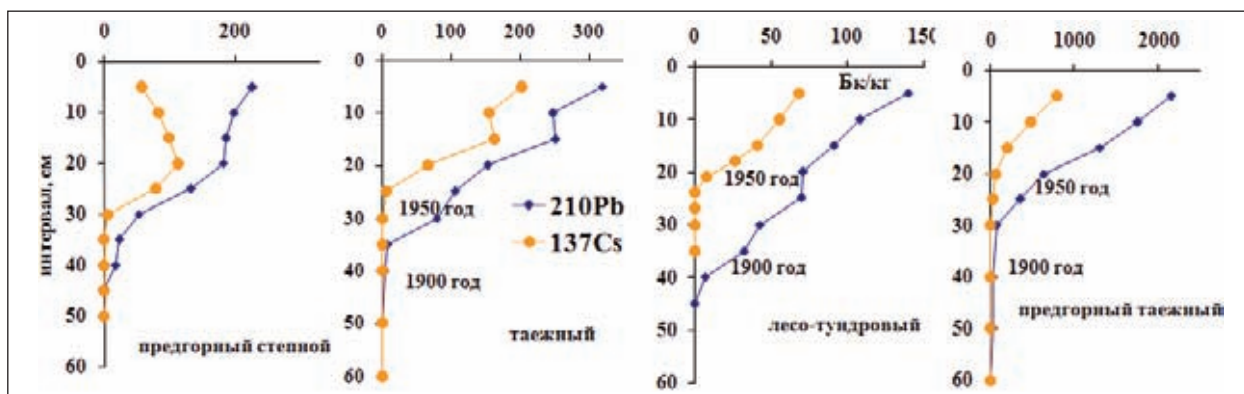


Рис. 4. Вертикальное распределение усредненных удельных активностей ^{137}Cs ($\text{Бк}/\text{кг}$) и ^{210}Pb ($\text{Бк}/\text{кг}$) в разрезах донных осадков озер различных ландшафтных зон Сибири

что соблюдаются следующие предположения: 1) поток ^{210}Pb в осадки постоянен; 2) скорость осадконакопления не меняется в пределах рассматриваемого промежутка времени; 3) постседиментационная миграция ^{210}Pb не происходит. Первое предположение достаточно надежно доказано в научных работах, выполненных на основе исследований ледников Антарктиды и Гренландии [1 и др.]. Постседиментационная миграция свинца маловероятна, исходя из его общих геохимических свойств. В литературе представлено две модели датирования по неравновесному ^{210}Pb : модель постоянной активности (СА) и модель постоянного потока (CF) [2 и др.]. При применении модели постоянного потока снимается требование о постоянстве скорости накопления осадков. В наиболее простой форме эта модель вводится выражением: $t = -1/\lambda \ln A_y/A_0$, где t – возраст осадка (лет), λ – постоянная распада ^{210}Pb (0,03114); A_0 – полный запас ^{210}Pb в колонке, A_y – запас радионуклида ниже датируемого уровня [4].

Уровень 1949 г., когда на Семипалатинском полигоне, состоялось первое испытание ядерного оружия, соответствует появлению искусственных радионуклидов в разрезе донных осадков – для южных районов Сибири это глубина – 30–35 см, для северных территорий – 20–25 см. Линейная скорость накопления осадков в их естественном залегании варьирует от 3,5 мм до 4,5 мм в год в верхней

половине колонки для большей части территорий Сибири, а для северных 2–3 мм в год. Экстраполяцией тенденции далее вглубь до уровня 100 см получаем дату – 1900 год. Датирование по неравновесному ^{210}Pb при использовании модели постоянного потока (CF) для расчетов показало, что для последних в колонке проанализированных проб с величиной отличной от нуля (глубина 50–60 см) получается 1907 г., что, в общем, приблизительно соответствует дате, полученной простой экстраполяцией по ^{137}Cs . Во всяком случае, можно утверждать, что в нижней части колонки мы приближаемся к пределу возможности датирования по ^{210}Pb (111 лет или 5 периодов полураспада).

Исходя из сделанных допущений, можно считать, что скорость образования сапропелевых отложений в озерах в различных ландшафтных зонах Сибири составляет: в таежном, лесотундровом, лесостепном ландшафте 2,5–3 мм/год, в предгорно-таежном 1,5–2 мм/год, в предгорно-степном 3–4 мм/год. Подобные расчеты для озер степной зоны Алтайского края выполнены нами в 1999 году [4]. Для этих озер скорость осадконакопления составляет 2,5 мм/год, это немного ниже, чем полученные ранее результаты для некоторых озер Алтая [8].

Работа выполнена при финансовой поддержке интеграционного проекта СОРАН №125 и гранта РФФИ № 13-05-00341.

Литература

1. Appleby P.G., Oldfield F., Thomson R., Huttunen P. ^{210}Pb dating of annually laminated lake sediments from Finland // *Nature*, 1979. – V.280. – P.53–55.
2. McCall P.L., Robbins J.A., Matisoff G. ^{137}Cs and ^{210}Pb transport and geochronologies in urbanized reservoirs with rapidly increasing sedimentation rates // *Chem. Geol.*, 1984. – V.44. – №1/3. – P.33–65.
3. Алевин О.А. Основы гидрохимии. – Л. Гидрометеоиздат, 1970. – 413 с.
4. Гавшин В.М., Щербов Б.Л., Мельгунов М.С. и др. ^{137}Cs и ^{210}Pb в озерных отложениях Степного Алтая как показатели динамики антропогенных изменений геохимического фона на протяжении XX века. // *Геология и геофизика*, 1999. – Т.40. – №9. – С.1331–1341.
5. Изразль Ю.А. Антропогенное радиоактивное загрязнение планеты Земля. Материалы международной конференции «Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий». – Москва, 2005. – 13 с.
6. Лопух П.С., Якушко О.Ф. Общая лимнология. Учебное пособие. – Минск, Наука, 2011. – 248 с.
7. Мельгунов М.С. Поведение радионуклидов в процессах формирования осадков озера Иссык-Куль по данным физических методов анализа // *Диссертация на соискание ученой степени кандидата геолого-минералогических наук*. – Новосибирск, 2003. – 198 с.
8. Михайлов С.А. Оценка выноса долгоживущих радионуклидов

с водосборного бассейна реки Алей. // *Ядерные испытания, окружающая среда и здоровье населения Алтайского края*. Т. II, кн. 2. – Барнаул, Изд-во Алтайского гос. ун-та., 1993. – С.45–53.

9. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Кудрявцева Л.П. и др. Зональные особенности формирования химического состава вод малых озер на территории Европейской части России // *Водные ресурсы*, 2006. – Т.33. – №2. – С.163–180.
10. Смоляков Б.С. Проблемы кислотных выпадений на севере Западной Сибири // *Сиб. Экологический журнал*, 2000. – Т.7. – №1. – С.21–31.
11. Страховенко В.Д. ГЕОХИМИЯ ДОННЫХ ОТЛОЖЕНИЙ МАЛЫХ КОНТИНЕНТАЛЬНЫХ ОЗЕР СИБИРИ // *Автореферат диссертации на соискание ученой степени доктора геолого-минералогических наук*. – Новосибирск, 2011. – 36 с.
12. Сысо А.И. Закономерности распределения химических элементов в почвообразующих породах и почвах Западной Сибири / *Рос. акад. наук, Сиб. отд-ние, Ин-т почвоведения и агрохимии*. – Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2007. – 277 с.
13. Холодов В.Н. Геохимия осадочного процесса / *отв. ред. Ю.Т. Леонов*. – М.: ГЕОС, 2006. – 608 с.
14. Штин С.М. Озерные сапропели и основы их комплексного освоения / *под редакцией профессора И.М. Ялтанца*. – Изд-во Московского государственного горного университета, 2005. – С.373.

СТРОНЦИЙ-90 В ПОЙМЕ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ТОМЬ

Ф.В. Сухоруков, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова, В.А. Чугуевский

Институт геологии и минералогии СО РАН им. В.С. Соболева, Новосибирск, Россия, mike@igm.nsc.ru

STRONTIUM-90 IN THE DOWNSTREAM FLOOD PLAIN OF THE TOM RIVER

F.V. Sukhorukov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova, A.V. Chuguevskii

Sobolev institute of geology and mineralogy SB RAS, Novosibirsk, Russia, mike@igm.nsc.ru

Abstract. The Data on ^{90}Sr distribution in some components of the downstream part of the Tom river system are presented. A soil profile on the right bank of the river Romashka, that is the main source of ^{90}Sr from the Siberian Chemical Combine in the river Tom, 6 columns of the bottom sediments, one of them is a background and two water samples were studied. It is shown, that as a background ^{90}Sr concentration in soils and bottom sediments of the downstream part of Tom it is possible to accept the value of 2 Bq/kg. The appreciable level of ^{90}Sr contamination of the Tom bottom sediments is observed in immediate proximity from a source of its inflow.

Введение

Первые сведения о содержании ^{90}Sr в почвах юга Томской области опубликованы в 1997 году [3]. В работе приводятся данные по 205 пробам почв, но методика определения ^{90}Sr с помощью радиометра РУБ 91, имеющего пределы обнаружения радиостронция в почвах на уровне 30 Бк/кг, позволила только в 30 % проб надежно определить содержания ^{90}Sr . На основании полученных данных глобальный фон ^{90}Sr в почвах был оценен как среднее медиальное значение его объемных активностей и составил величину 50 Бк/кг. Следует отметить, что учет всех проб, включая те, содержания ^{90}Sr в которых ниже 30 Бк/кг, должен снизить эту оценку до уровня 20–25 Бк/кг. В 2012 году А.И. Никитиным с соавторами опубликована работа [6], в которой, в частности, приведены данные по содержанию

^{90}Sr в почвах, донных отложениях и воде рек Томь и Обь в точках, расположенных рядом с г. Томск и СХК. В этой работе показано, что для пойменных почв правобережья реки Томь в зоне действия СХК содержание ^{90}Sr в верхних горизонтах (первые пять см) не превышает величину 1,8 Бк/кг. Примерно такой же уровень характерен и для донных отложений Томи. Здесь в верхних 2,5 см ^{90}Sr присутствует в количествах 1,2–2,3 Бк/кг

В настоящей работе приводятся данные по распределению ^{90}Sr в разрезе почв правого берега р. Ромашка расположенного в 1 км выше ее устья; в 6-ти колонках донных отложений, одну из которых мы считаем фоновой, поскольку водное поступление ^{90}Sr в неё исключено. Здесь так же представлены данные по содержанию ^{90}Sr в двух пробах воды. Места пробоотбора показаны на рисунке 1. Характеристика распределение гамма-излучающих радионуклидов и изотопов плутония в данных точках была дана нами ранее [4, 5].

Методы пробоотбора почв, донных отложений, воды, и анализа в них ^{90}Sr

Методы пробоотбора. Пробы почв отбирались с помощью стального кольца диаметром 82 мм и высотой 50 мм путем последовательного его задавливания. Это позволяло определить не только удельную активность (содержание) радионуклидов, но и плотность загрязнения каждого 50-миллиметрового интервала. При отборе донных отложений использовался цилиндрический пробоотборник из нержавеющей стали с вакуумным затвором (конструкция НПО «Тайфун») диаметром 84 мм и длиной не менее 500 мм, позволяющий извлекать илистые сильнообводненные и песчаные отложения. В зависимости от решаемых задач полученный керн осадков разделялся на интервалы от 1 до 3 см. В лабораторных условиях пробы почв и донных отложений доводили до воздушно-сухого состояния, перемешивали, затем анализировали.

Пробы воды для определения ^{90}Sr отбирались в объеме 20 литров. В полевых условиях проводилось его предварительное концентрирование путем осаждения с кальцием. После выпадения осадка раствор декантировался. Полученный концентрат в объеме 5 литров в дальнейшем

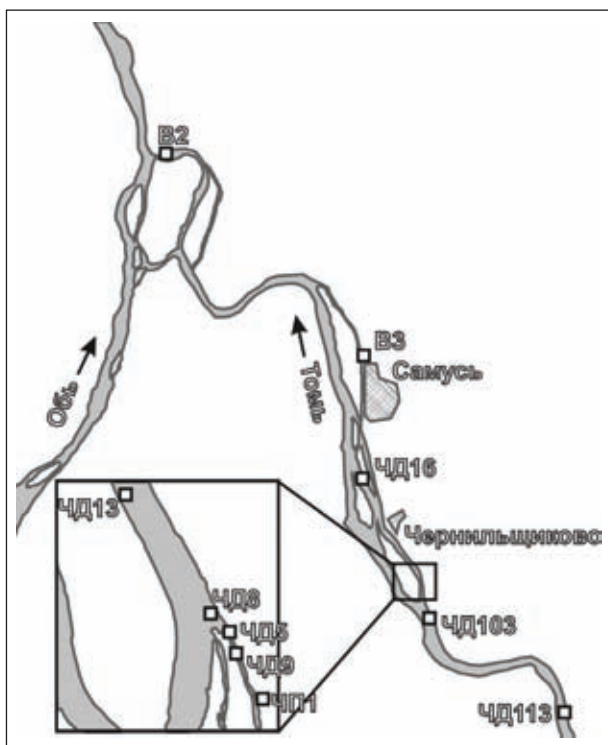


Рис. 1. Схема расположения точек пробоотбора

подвергался лабораторной обработке и анализу.

Методы определения ^{90}Sr в почвах, донных отложениях и воде. Определение содержаний ^{90}Sr в почвах и донных отложениях проводилось по стандартизованной методике [1, 2]. Процедура определения выглядит следующим образом. В навеску пробы массой порядка 60 грамм после ее озоления в течение 6 часов при температуре 600°C и последующего охлаждения до комнатной температуры вносился носитель стронция (200 мг в расчете на металл). Полученный препарат заливался 200 мл 6 М HCl и кипятился в течение часа при постоянном перемешивании. После отстаивания и декантации пробы проводились её повторное выщелачивание, декантация и промывка. Декантаты и промывные воды объединяют, а твердый осадок отбрасывают. Из полученного раствора, доводя его pH до 8 аммиаком, осаждают полуторные окислы, которые после фильтрации и промывки также отбрасываются. Из оставшегося фильтрата осаждают карбонаты с помощью соли углекислого аммония. Карбонаты фильтруют, промывают и растворяют в минимальном количестве 6 М HCl . Далее проводится контрольное осаждение полуторных окислов добавлением 1 мл FeCl_3 . В полученный после фильтрации и промывки раствор вносится носитель иттрия (15 мг в пересчете на металл) и оставляют его до достижения равновесия между ^{90}Y и ^{90}Sr . Через 14 суток ^{90}Y отделяют от Sr и Ca и уже в чистом виде осаждают в качестве оксалата иттрия. После высушивания и взвешивания подготовленного таким образом образца проводится измерение активности ^{90}Y с использованием низкофоновой бета-радиометрической установки (бета-радиометр РУБ-01П). Выход стронция в процессе пробоподготовки контролируется атомно-адсорбционным методом. Выход иттрия – весовым. Содержание ^{90}Sr определяется через измеренную активность ^{90}Y с учетом соотношения их периодов полураспада. Предел обнаружения ^{90}Sr указанным методом составляет 0,01 Бк.

При определении содержания ^{90}Sr в воде приготовленный в полевых условиях раствор-концентрат фильтровался. Полученный в результате карбонатный осадок вместе с фильтром подвергался дальнейшей обработке по схеме, изложенной выше.

Результаты исследований и их обсуждение

Почвы. Распределение ^{90}Sr изучено в почвенном разрезе в точке ЧП1, расположенной на правом берегу р. Ромашка, в 1 км выше ее устья. Ранее для этого же разреза нами были показаны распределения гамма-излучающих радионуклидов и изотопов плутония [4, 5]. Результаты определения удельных активностей ^{90}Sr в пяти пробах разреза ЧП1 представлены в таблице 1 и на рисунке 2. Здесь же приводятся данные о потерях при прокаливании (п.п.п.) для

Таблица 1. Результаты определения ^{90}Sr в почвенном разрезе ЧП1 (правый берег реки Ромашка, ~ 1 км выше устья, данные 2006 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал отбора, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1.	ЧП1/2	5–10	74,1	11,3
2.	ЧП1/3	10–15	63,0	9,8
3.	ЧП1/4	15–20	49,8	8,8
4.	ЧП1/6	25–30	26,3	7,6
5.	ЧП1/8	35–40	16,2	4,6

указанных проб. В отличие от гамма-излучающих радионуклидов [4], ^{90}Sr определялся не во всех горизонтах разреза ЧП1. То же самое можно сказать о большинстве разрезов донных отложений, речь о которых пойдет ниже. Связано это с тем, что процедура определения ^{90}Sr достаточно трудоемкая и дорогая, и, соответственно, в отличие от достаточно экспрессного гамма-спектрометрического анализа, ее тотальное проведение для всех имеющихся образцов не всегда оправдано.

Данные, представленные в таблице 1 и на рисунке 2, показывают постепенное убывание удельной активности

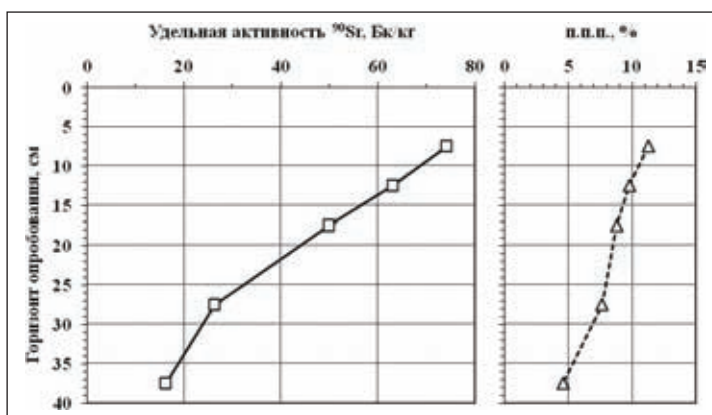


Рис. 2. Распределение ^{90}Sr и потери при прокаливании в почвенном разрезе ЧП1

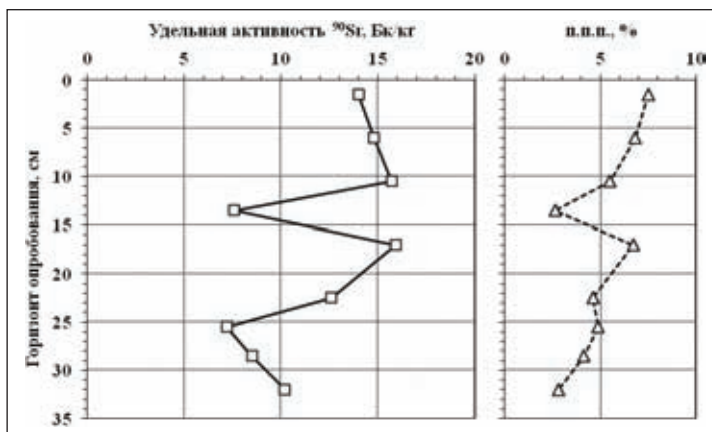


Рис. 3. Распределение ^{90}Sr и зольности в донных отложениях устья р. Ромашка (точка ЧД9)

^{90}Sr вниз по разрезу. Такое поведение хорошо коррелирует с формой кривой п.п.п. Характер вертикального распределения ^{90}Sr свидетельствует о поверхностном поступлении на почвы жидких радиоактивных сбросов и их последующей фильтрации вниз по почвенному профилю, что подтверждается распределением и других искусственных радиоизотопов [4, 5]. Следует отметить, что почва в точке ЧП1 имеет достаточно однородную, типичную для почв структуру с очень близким минеральным составом верхних и нижних горизонтов и без признаков послойного накопления за счет паводков [5].

Донные отложения. Распределение ^{90}Sr в донных отложениях изучено в тех же точках (рисунок 1), что и изотопов плутония, данные по которым приведены в работе [5]. Всего в русловой части правобережья р. Томь изучено 6 колонок донных отложений разной мощности, но всегда опробованных до подстилающего галечника или до сильно уплотненных слоев. Две из вышеперечисленных колонок отобраны выше по течению устья р. Ромашка. Одна из них (ЧД113) нами принимается за фоновую, т.к. отобрана у нового моста через р. Томь, в 15 км выше по течению от устья р. Ромашка – основного поставщика ^{90}Sr от СХК в р. Томь. Вторая расположена в трех километрах выше устья Ромашки (ЧД103). Точка ЧД9 характеризует донные отложения устья р. Ромашка (100 м выше по течению, по её центру). Остальные три точки расположены в Чернильщиковой протоке Томи: ЧД8 – в 500 метрах от т. ЧД9; ЧД13 – в 15 метрах от берега середины острова Чернильщиков; ЧД16 – в нескольких метрах от ухвостья острова Еловый.

Результаты определения удельных активностей ^{90}Sr в донных отложениях р. Томь представлены в таблицах 2–7 и на рисунках 3–5. Из шести изученных колонок наиболее загрязнены ^{90}Sr донные отложения устья р. Ромашка (т. ЧД9, таблица 2, рисунок 3) и Чернильщиковой протоки (т. ЧД8, таблица 3, рисунок 4). Ранее по результатам измерения гамма-излучающих радионуклидов и изотопов плутония в точке ЧД8 нами был зафиксирован геохимический барьер в месте контакта теплых вод р. Ромашка и холодных Томи [4, 5].

Анализ данных, приведенных в таблицах 2, 3 и представленных графически на рисунках 3, 4, показывает, что аналогичная картина, хотя и менее контрастная, наблюдается и для ^{90}Sr . Снижение контраста в сравнении с изотопами плутония и ^{137}Cs связано, по-видимому, с большей подвижностью ^{90}Sr . Следует отметить, что ранее проведенные рентгенографического исследования минерального состава донных отложений колонок ЧД9 и ЧД8 [5], показали доминирующую роль в них кварца и плагиоклаза, а в двух нижних горизонтах ЧД8/16 и ЧД8/17 и рентгеноаморфной фазы. Минеральный состав тонких (глинистых) фракций, являющихся, как правило, основными носителями-концентраторами искусственных радионуклидов в донных отложениях, для всех изученных образцов схож. Лишь в пробах ЧД8/16 и ЧД8/17 кроме основного перечня минералов обнаружен муллит, который имеет, скорее всего, техногенное происхождение, связанное с одним из производств СХК.

Ранее [4, 5] и выше нами в качестве фоновой было предложено считать точку ЧД113, расположенную в 15 км

Таблица 2. Результаты определения ^{90}Sr в донных отложениях устья р. Ромашка (точка ЧД9, данные 2006 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал опробования, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1	ЧД9/(1–3)	0–3	14,0	7,5
2	ЧД9/(4–8)	5–8	14,8	6,8
3	ЧД9/(9–12)	9–12	15,7	5,5
4	ЧД9/(13+14)	13–14	7,6	2,6
5	ЧД9/(16+18)	16–18	15,9	6,7
6	ЧД9/21	21–24	12,6	4,6
7	ЧД9/22	24–27	7,2	4,9
8	ЧД9/23	27–30	8,5	4,2
9	ЧД9/24	30–34	10,2	2,8

Таблица 3. Результаты определения ^{90}Sr в донных отложениях Чернильщиковой протоки р. Томь (точка ЧД8, данные 2006 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал опробования, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1	ЧД8/(1–3)	0–3	18,9	5,7
2	ЧД8/4	3–4	26,6	5,3
3	ЧД8/5	4–5	23,1	6,2
4	ЧД8/6	5–6	26,5	7,0
5	ЧД8/7	6–7	31,3	7,0
6	ЧД8/8	7–8	17,0	7,2
7	ЧД8/9	8–9	26,2	6,7
8	ЧД8/10	9–10	13,4	7,4
9	ЧД8/11	10–11	12,2	7,6
10	ЧД8/12	11–12	15,4	7,0
11	ЧД8/13	12–15	13,0	11,8
12	ЧД8/14	15–18	2,8	5,4
13	ЧД8/15	18–21	4,7	11,7
14	ЧД8/16	21–24	30,7	15,7
15	ЧД8/17	25–27	10,2	16,6

выше по течению Томи от устья р. Ромашка. И действительно, результаты анализа содержаний ^{90}Sr в донных отложениях этой точки (таблица 4) показывают достаточно низкие (1,2–2,3 Бк/кг) удельные активности этого радионуклида по всей изученной глубине колонки (0–19 см), что значительно меньше, чем в отложениях р. Ромашка (т. ЧД9) и Чернильщиковой протоки р. Томь (т. ЧД8).

Еще одна точка (ЧД103), в которой изучалось вертикальное распределение ^{90}Sr в колонке донных отложений, расположена в трех километрах выше устья Ромашки у правого берега Томи. Результаты определения удельных активностей ^{90}Sr в колонке ЧД103 даны в таблице 5 и графически представлены на рисунке 5.

Видно, что в основной массе донных отложений (гори-

Таблица 4. Результаты определения ^{90}Sr в донных отложениях р. Томь у Нового моста (точка ЧД113, данные 2009 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал опробования, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1	ЧД113/1	0–10	2,1	6,0
2	ЧД113/2	10–15	1,2	7,9
3	ЧД113/3	15–19	2,3	6,5

Таблица 5. Результаты определения ^{90}Sr в донных отложениях р. Томь у г. Северск (точка ЧД103, данные 2006 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал опробования, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1	103/(1–3)	0–3	9,4	6,0
2	103/(4–7)	3–7	24,8	8,9
3	103/(8–10)	7–10	20,2	26,9
4	103/11	10–11	2,4	5,8
5	103/12	11–12	3,4	7,8
6	103/13	12–13	3,3	7,3
7	103/14	13–14	5,3	7,3
8	103/15	14–15	6,4	9,5
9	103/16	15–16	4,6	7,8
10	103/17	16–17	3,3	6,6
11	103/18	17–18	1,7	4,3
12	103/19	18–19	2,9	5,3
13	103/20	19–20	2,6	5,9
14	103/21	20–21	33,4	14,6

Таблица 6. Результаты определения ^{90}Sr в донных отложениях Черныльщицкой протоки р. Томь (точка ЧД13, данные 2008 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал опробования, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1	ЧД13/(1–4)	0–4	2,4	6,8
2	ЧД13/(5–7)	4–7	0,5	4,6
3	ЧД13/(8–9)	7–12	1,7	3,0

Таблица 7. Результаты определения ^{90}Sr в донных отложениях ухвостья острова Еловый (точка ЧД16, данные 2008 года)

№ п/п	Шифр образца	Интервал опробования, см	Удельная активность, Бк/кг	п.п.п., %
1	ЧД16/(1–10)	0–10	0,2	2,3
2	ЧД16/(10–15)	10–25,5	15,0	3,0
3	ЧД16/(16–20)	25,5–40	2,4	4,0

зонты 103/11 – 103/20) удельные активности ^{90}Sr невелики. Они лежат в диапазоне 1,7–6,4 Бк/кг, при среднем значении 3,6 Бк/кг, и близки к принятым за фоновые значениям. Однако, в трех верхних и в самом нижнем (103/21) горизонтах обнаруживаются значительно более высокие активности ^{90}Sr . Подобная картина наблюдается не только для ^{90}Sr , но и для изотопов Pu [5]. Местоположение точки ЧД103 (значительно выше по течению Томи от устья р. Ромашка) делает возможным предположение о воздушном пути поступления ^{90}Sr в расположенные здесь донные отложения. Обращает на себя внимание наличие некоторой корреляции между высокими содержаниями ^{90}Sr и повышенными значениями п.п.п. Особенно это заметно для горизонтов 8–10 и 20–21 см. Нельзя исключать эту особенность и для горизонтов 0–3 и 4–7 см ввиду того, что они представляют собой объединенные пробы 3-х и 4-х одно-сантиметровых слоев соответственно. Для других горизонтов (103/11 – 103/20) низкие значения п.п.п. образцов соответствуют достаточно низким активностям ^{90}Sr (в среднем 3,6 Бк/кг).

Еще две точки (ЧД13 и ЧД16), где было изучено вертикальное распределение ^{90}Sr в колонках донных отложений, расположены ниже по течению от устья р. Ромашка на достаточном удалении от правого берега Томи. Их точное местоположение показано на рисунке 1 и описано выше. Результаты определения удельной активности ^{90}Sr и п.п.п. проанализированных проб, представлены в таблицах 6 и 7. Следует отметить, что в анализ вовлекались объединенные пробы, представляющие собой смесь исходного материала соответственного количества одно-сантиметровых горизонтов.

Из данных, приведенных в таблицах 6 и 7 видно, что только в объединенной пробе ЧД16/(10–15) в среднем горизонте (10–25,5 см) удельная активность ^{90}Sr значительно превышает таковую для фоновой пробы (ЧД113, в среднем 1,87 Бк/кг), достигая величины 15,0 Бк/кг. В остальных пробах этих донных отложений активности ^{90}Sr близки к фоновым значениям. Встает вопрос об источнике такого аномального значения. Можно предположить, что он имеет ту же природу, что и в случае аномальных концентраций ^{90}Sr , наблюдаемых в некоторых пробах колонки донных отложений ЧД103 (см. табл. 5, рис. 5). Хотя, здесь это не подтверждается напрямую корреляцией с более высокими значениями п.п.п. исследованных образцов. В любом случае, можно предположить, что в точках, расположенных в удалении от правого берега Томи, даже в непосредственной близости от устья р. Ромашка (т. ЧД13), не говоря уж о более удаленных (т. ЧД16), влияние СХК на загрязнение донных отложений Томи радиостронцием минимально.

Вода. Радиостронций в воде определялся в двух точках. Первая расположена в 500-х метрах от устья Томи при ее слиянии с р. Обь у левого берега с круговым течением (В2). Вторая – в Кижеровской протоке у северной части п. Самусь (В3), в 1,5 км от устья р. Самуська. Пробы были отобраны в августе 2007 года. Содержания ^{90}Sr в нефiltroванных пробах составили 2 Бк/м³ и 10 Бк/м³ в точках В2 и В3 соответственно.

Заключение

Л.П. Рихванов [3] оценил глобальные выпадения ^{90}Sr на почву северных широт в 20–25 Бк/кг. В работе [6] А.И. Никитин и др. показано, что для пойменных почв правобережья реки Томь в зоне действия СХК содержание ^{90}Sr в верхних горизонтах (первые пять см) не превышает величину 1,8 Бк/кг. Максимальные же активности в почвенных профилях не превышают 7,5 Бк/кг на глубине 115–120 см вблизи поселка Орловка. Поэтому оценку глобальных выпадений ^{90}Sr на почвы, сделанную в работе [1], относительно изученного района следует считать завышенной. Необходимо уточнить, что все представленные в работе [6] почвенные профили расположены достаточно далеко от места предполагаемого сброса загрязненных вод комбината (устье р. Ромашка). Нами же в единственном почвенном разрезе, расположенном в пойменной части р. Ромашка в верхних 20 см зафиксировано в среднем 62,3 Бк/кг ^{90}Sr . Это явно указывает на дополнительное загрязнение этих почв в результате деятельности СХК.

Для выбранного нами фонового участка (т. ЧД113) установлено, что содержания ^{90}Sr в верхних горизонтах (0–19 см) донных отложений входят в диапазон 1,2–2,3 Бк/кг при среднем значении 1,87 Бк/кг. Эта величина близка к значениям, полученным авторами работы [6] для большинства донных отложений, опробованных ими в нижнем течении р. Томь в правобережной части. Фон (величина глобальных выпадений) для рек северных широт в настоящее время не определен. Судя по количеству ^{90}Sr в донных отложениях Томи, обнаруженному нами в рамках настоящей работы, а так же представленных в работе [6], за местный фон можно принять величину порядка 2 Бк/кг, включая его снос с почв водосбора.

Только донные отложения в р. Ромашка (т. ЧД9) и близко к ней расположенные в Чернильщиковой протоке (т. ЧД8), а так же верхние (0–10 см) и нижний горизонты в точке ЧД103 заметно обогащены ^{90}Sr , активность которого здесь более чем на порядок превосходит «фоновые» значения для донных отложений. В остальных случаях содержания ^{90}Sr близки к последним. Обращает на себя внимание наличие корреляции между содержанием ^{90}Sr в почвах и донных отложениях и их зольностью (потерями при прокаливании при 600 °С). Наблюдается быстрое убывание содержаний ^{90}Sr в донных отложениях р. Томь при удалении от его дополнительного источника.

В воде Кижировской протоки (т. В3) и устья р. Томь (т. В2) обнаруживается ^{90}Sr в количествах 10 и 2 Бк/м³ соответственно, что указывает на его присутствие в воде в растворенном виде или на мелкодисперсной взвеси. Эти

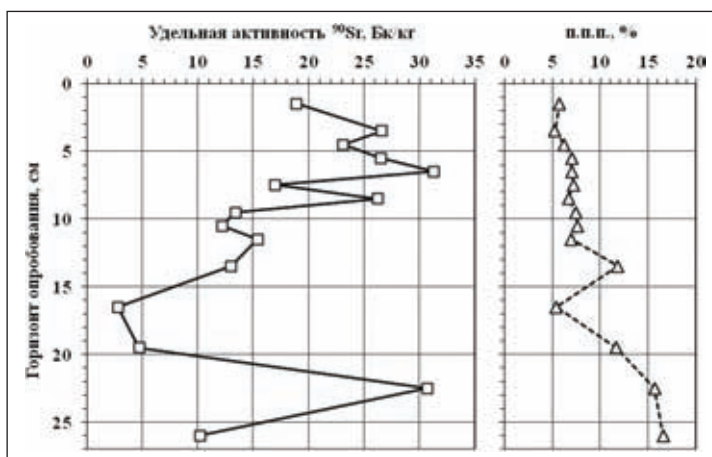


Рис. 4. Распределение ^{90}Sr и зольности в донных отложениях Чернильщиковой протоки р. Томь (точка ЧД8)

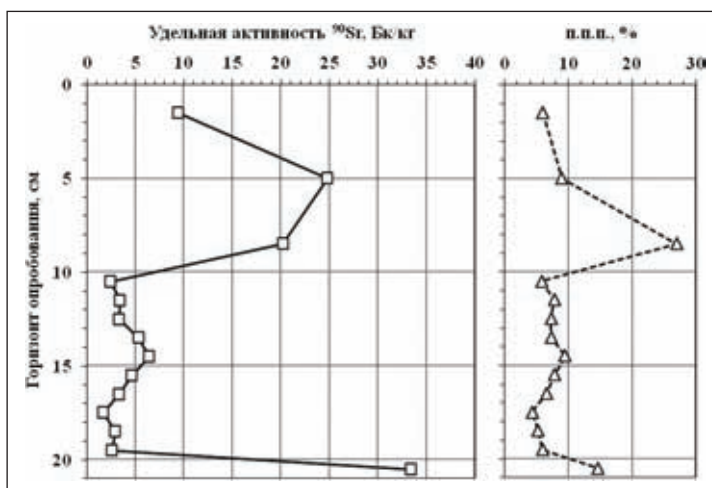


Рис. 5. Распределение ^{90}Sr и зольности в донных отложениях р. Томь у г. Северск (точка ЧД103)

величины близки к значениям, опубликованным в работе [6]. Причем, первая из них определяется, скорее всего, вкладом р. Самуська, содержание ^{90}Sr в которой в марте-апреле 2009 года по данным работы [6] колебалось в диапазоне 6–33 Бк/м³, а вторая соответствует принятым там же фоновым значениям для реки Томь близ г. Томска (1,4–5,3 Бк/м³). Таким образом, общее количество ^{90}Sr в воде на участке п. Самусь – устье Томи снижается в 5 раз, достигая фоновых значений.

Благодарности

Авторы благодарны за помощь в проведении полевых работ к.б.н. Торопову А.В., к.г.-м.н. Ковалеву С.И., Андроновой Н.В., к.ф.-м.н. Уварову М.Н.; за выполнение рентгенографического анализа к.г.-м.н. Пальчик Н.А. Авторы также благодарны содействовавшему работе профессору Рихванову Л.П.

Литература

1. Инструкция и методические указания по оценке радиационной обстановки на загрязненной территории. Принята Методической секцией Межведомственной комиссии по радиационному контролю природной среды при Госкомгидромете СССР 17.03.1989 г.
2. Методика выполнения измерений удельной активности стронция-90 (^{90}Sr) в пробах почв, грунтов, донных отложений бета-радиометрическим (спектрометрическим) методом с радиохимическим выделением. Инструкция ИСАМ №473-ЯФ. – Москва, ВИМС, 2000–2003.
3. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиоэкологии. – Томск, Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
4. Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Чугуевский А.В. ГАММА-ИЗЛУЧАЮЩИЕ РАДИОНУКЛИДЫ В ПОЧВАХ И ДОННЫХ ОСАДКАХ ПОЙМЫ НИЖНЕГО ТЕЧЕНИЯ РЕКИ ТОМЬ // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции. – Томск, 2009. – С.573–580.
5. Сухоруков Ф.В., Мельгунов М.С., Чугуевский А.В., Макарова И.В. Распространенность и формы нахождения изотопов плутония в пойме нижнего течения реки Томь (зона влияния Сибирского химического комбината) // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде. Материалы VII Международной научно-практической конференции. – Семей-Казахстан, 2012. – Т.2. – С.281–291.
6. A.I. Nikitin, I.I. Kryshev, N.I. Bashkurov, N.K. Valetova, G.E. Dunaev, A.I. Kabanov, I.Yu. Katrich, A.O. Krutovsky, V.A. Nikitin, G.I. Petrenko, A.M. Polukhina, G.V. Selivanova, V.N. Shkuro. Up-to-date concentrations of long-lived artificial radionuclides in the Tom and Ob rivers in the area influenced by discharges from Siberian chemical combine. // Journal of Environmental Radioactivity, 2012. – V.108. – P.15–23.

УРАНОДОБЫВАЮЩАЯ ОТРАСЛЬ КАЗАХСТАНА И ПЕРСПЕКТИВЫ ЕЁ РАЗВИТИЯ

С.М. Сушко, И.А. Шишков

АО «Волковгеология», Алматы, Казахстан, suchko_sm@vg.kz

URANIUM MINING INDUSTRY IN KAZAKHSTAN AND THE PROSPECTS FOR ITS DEVELOPMENT

S.M. Sushko, I.A. Shishkov

JSC «Volkovgeologia», Almaty, Kazakhstan, suchko_sm@vg.kz

Abstract. The establishment and development of Uranium mining industry and processing complexes in Kazakhstan is presented in brief on the basis of its own mineral resources suitable for uranium mining by the method of underground borehole leaching.

Трагическое завершение Второй мировой войны, ознаменованное использованием Соединенными Штатами Америки атомного оружия в военных целях, стало началом великого противостояния двух ведущих мировых систем за приоритетное обладание им в своем арсенале. Стало очевидным, что Советскому Союзу необходимо срочно создавать собственную минерально-сырьевую базу урана и развивать атомную промышленность, которых у него на тот период практически не было. Урана нужно было много и, причем, своего. Специальным постановлением от 8 апреля 1944 года Государственный комитет обороны СССР обязал все геологические организации в срочном порядке приступить к поиску радиоактивных руд.

Чтобы консолидировать урановое направление, руководство страны в октябре 1945 года создало Первое главное геологоразведочное управление, на которое были возложены организация и руководство геолого-поисковыми и разведочными работами по урану. 270 специализированных полевых геологических партий, объединенных в 17 экспедиций, охватили ревизионными и поисковыми работами всю территорию страны.

На территории Казахстана в 1948 году начала работу Волковская экспедиция (ныне АО «Волковгеология»). В 1951 году ее геологи открыли первое урановое месторождение в Казахстане – Курдайское, и уже через два года передали его в промышленное освоение. Затем последовали

другие открытия. В Северном Казахстане обнаружены месторождения Маныбай, Ишимское, Балкашинское, Заозерное. В Южном Казахстане – месторождения Бота-Бурум, Кызыл-Сай. На Мангышлаке Кольцовской экспедицией разведано крупное комплексное урановое месторождение Меловое.

Добыча и переработка урановых руд осуществлялись через целый ряд гигантских производственных комплексов – горно-обогатительных комбинатов Министерства среднего машиностроения.

Это был наиболее масштабный вид деятельности ядерной оружейной и ядерной энергетической программ Советского Союза, связанный с созданием промышленности, перерабатывающей урановые руды. В мае 1956 года Правительство СССР по инициативе Министерства среднего машиностроения принимает постановление о строительстве Целинного горно-химического комбината на базе северо-казахстанских урановых месторождений (ныне Степногорский горно-химический комбинат), который специализировался на комплексной переработке урано-молибденовых руд с производством серной кислоты и азотно-фосфорных удобрений.

В 1959 году принято решение о создании комбината №1 (с 1967 года – Прикаспийский ГХК) для добычи и переработки на полуострове Мангышлак месторождений урано-фосфорных руд с содержанием редкоземельных

элементов. Так Казахстан становился одним из лидеров Советского Союза в производстве урановых продуктов.

Особое положение занимал Ульбинский металлургический завод (УМЗ) в Усть-Каменогорске, который был пущен в эксплуатацию еще в 1949 году. Он обслуживал в основном военно-промышленный комплекс СССР, поэтому здесь была сосредоточена самая передовая технология, высококачественное оборудование и лучшие специалисты в области металлургии и атомной промышленности.

Позднее на УМЗ начали осваивать уже мирную продукцию. С учетом того, что специалисты завода работали по жесточайшим стандартам Министерства среднего машиностроения, вся продукция отличалась высоким качеством, что стало залогом успешной работы УМЗ и в настоящее время.

Ульбинский металлургический завод специализировался на выпуске материалов для атомной, аэрокосмической, электротехнической промышленности и приборостроения. Завод являлся основным производителем таблеток из низкообогащенного урана для реакторов ВВЭР и РБМК, а также разнообразной бериллиевой, танталовой и ниобиевой продукции, плавиковой кислоты. Следует отметить, что УМЗ был единственным в СССР (а затем в СНГ) производителем тантала и бериллия – технического и дистиллированного.

Постоянное освоение новой продукции потребовало создания собственного заводского проектно-конструкторского института, создания научно-исследовательской базы и машиностроительного комплекса по производству высокоточных изделий на современном металлообрабатывающем оборудовании. О размахе производства на УМЗ говорит следующий факт: в бытность СССР Ульбинский металлургический завод производил 85 % топливных таблеток для атомных станций СССР и стран СЭВ (Болгарии, Чехословакии). В 1970-х годах УМЗ оказал серьезное влияние на развитие всей атомной энергетики в СССР.

В 60-х годах острый дефицит урана в СССР был преодолен, однако добыча урана из рядовых и относительно бедных руд при горном способе обработки обходилась весьма дорого. Себестоимость добываемого урана в СССР значительно превышала показатели США и других ядерных держав-конкурентов.

Во второй половине 60-х годов была доказана возможность добычи урана из бедных руд способом подземного скважинного выщелачивания. Это была настоящая революция в уранодобывающей промышленности. Интенсивно разрабатывались и внедрялись в производство системы извлечения урана из руд песчаникового типа подземным выщелачиванием через скважины. Себестоимость добычи урана при таком способе снижалась в 3–6 раз по сравнению с традиционными методами шахтной и карьерной обработки.

Внедрение в промышленность метода ПСВ интенсифицировали поиски и разведку месторождений, локализованных в рыхлых проницаемых отложениях мела и палеогена. К концу 70-х годов прошлого столетия на территории Казахстана были выявлены крупные и уникальные пластово-инфильтрационные месторождения урана Инкай,

Мынкудук, Буденновское, Моинкум, Канжуган, Карамурун, Харасан и др. В 1977 году заработал рудник по ПСВ урана на месторождении Уванас (Степное РУ), в 1982 году – на месторождении Канжуган (Центральное РУ) и на Восточном участке месторождения Мынкудук (Степное РУ).

В начале 80-х годов выявленные ресурсы урана в недрах страны стали сопоставимы с его суммарными ресурсами в ведущих странах, что обеспечило СССР минерально-сырьевую базу для развития атомно-энергетических программ. Основным поставщиком урана для нужд ядерной программы СССР стал Казахстан.

За 60 лет в разных регионах Казахстана было выявлено более 130 месторождений урана всех геолого-промышленных типов, что позволило создать здесь крупнейшую в мире минерально-сырьевую базу уранодобывающей промышленности с суммарными запасами и ресурсами урана более 1,6 миллионов тонн. Это стало возможным благодаря четкой организации геологоразведочных работ, разработке новых методов поиска урановых месторождений и достижению рекордных в геологической отрасли показателей производительности труда – особенно в области бурения. «Волковгеология» пробурила за этот период свыше 26 миллионов погонных метров скважин. Расположение основных промышленных месторождений песчаникового типа с суммарными ресурсами и запасами урана и горнодобывающих предприятий в Шу-Сарысульской и Сырдарьинской урановорудных провинциях юга Казахстана отражено на рис. 1.

С распадом Советского Союза произошло разрушение корпоративных связей предприятий, ранее входивших в Министерство среднего машиностроения СССР. На конец 1991 года в Казахстане работало 8 объектов: три рудоуправления – «Центральное», «Степное», №6; геологическое объединение «Волковгеология»; «Целинный горно-химический комбинат»; «Каскор»; горно-химический комбинат «Ульба»; Мангистауский атомный энергокомбинат.

Однако, атомная отрасль Казахстана теряла доли российского рынка, прежде всего за счет сокращения заказов от оборонной промышленности. С 1992 года Россия полностью отказалась от казахстанского урана, сокращение производства привело к оттоку специалистов.

Для преодоления кризиса Правительство Республики Казахстан приняло решение объединить все предприятия отрасли в Казахскую государственную корпорацию предприятий атомной энергетики и промышленности (КАТЭП). Корпорации требовалось выйти на мировые рынки, в частности отменить антидемпинговый процесс со стороны США, возбужденный против стран СНГ. 16 октября 1992 года было подписано «Соглашение о приостановлении антидемпингового процесса против Республики Казахстан». Казахстан первый из стран СНГ получил квоту на продажу закиси-окси урана в США в объеме 760 тонн.

31 августа 1993 года Корпорация была преобразована в Национальную акционерную компанию «КАТЭП». С этого времени республику представляло одно консолидированное юридическое лицо, осуществляющее производство, экспорт и транспортировку урана, что полностью ис-

ключало вероятность бесконтрольного экспорта ядерных материалов с территории Казахстана. Кроме этого, было создано Национальное агентство по атомной энергетике. Республика стала членом Международного агентства по атомной энергетике (МАГАТЭ).

росли, себестоимость добычи не могла конкурировать с рыночной ценой урана. С момента приобретения независимости объем добычи сократился в три раза, достигнув предельно низкой отметки – менее 800 тонн в год, что едва позволяло держаться на уровне рентабельности.

В 1997 году в рамках реформирования урановой промышленности Президентом Республики Казахстан был подписан Указ о создании Национальной атомной компании «Казатомпром». Она должна была консолидировать отрасль в сильное производственное объединение. В состав Компании вошли геологоразведочная компания «Волковгеология», три рудоуправления (Степное, Центральное,

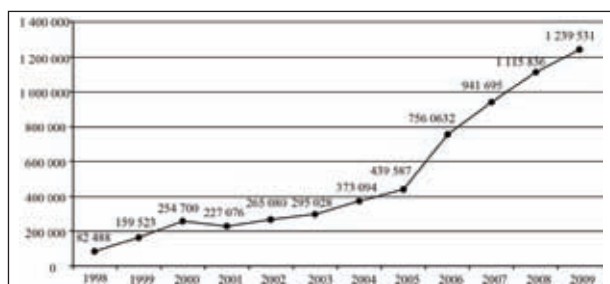


Рис. 2. Объемы технологического бурения за 1998–2009 гг.

Шестое) и Ульбинский металлургический завод.

К этому моменту Казатомпром имел колоссальную шестимесячную задолженность по заработной плате в объеме 12 миллионов долларов. Общая задолженность перед банками и иносфирмами превышала 44 миллиона долларов. Задолженность перед бюджетом и внебюджетными фондами составляла 20 миллионов долларов. Были потеряны традиционные рынки сбыта, в связи с чем происходило снижение объемов производства продукции; себестоимость производства увеличилась почти в два раза. Производство стало нерентабельным.

Реабилитационная программа, разработанная в Казатомпроме, позволила не только увеличить добычу урана, но и расширить номенклатуру ядерного топлива, реанимировать бериллиевое производство, запустить танталовый цех, начать выпуск плавиковой кислоты и другой продукции. Был выбран путь кардинального сокращения издержек. Он позволял быстро достичь экономии на условно-постоянных затратах и, таким образом, обеспечить конкурентоспособность продукции. В результате, Казатомпром выплатил все бюджетные долги и заработную плату сотрудникам.

Была проведена работа по специализации производства. Ликвидированы буровые подразделения на каждом из рудников, и все буровые работы переданы АО «Волковогеология». Затраты на бурение одного метра в тенге сократились на 33%, а в пересчете на доллар – почти в 2 раза. Себестоимость килограмма желтого кека снизилась в пересчете на доллар на 41%. Была налажена переработка желтого кека на Ульбинском металлургическом заводе. Затраты на переработку были сокращены почти в 2 раза.

Несмотря на сложную ситуацию 1999 года, когда после российского кризиса инвестиции от зарубежных компаний сокращались, Национальной компании удалось привлечь 25 миллионов долларов банка «WestLB» (Германия) по низким процентным ставкам. Примечательно, что этот кредит одного из крупнейших банков Германии был получен путем прямых переговоров, без участия правительства, что свидетельствует о доверии кредитора и о выходе сотрудничества с зарубежными партнерами на новую ступень. Одновременно внедрялась активная маркетинговая политика, восстанавливались утраченные связи, и шел поиск новых партнеров на рынке сбыта.

Программа вывода отрасли из кризиса позволила в 2000 году стабилизировать работу в уранодобывающей промышленности республики; себестоимость добычи урана на рудниках Казатомпрома снизилась в 2,2 раза. Казатомпром выиграл антидемпинговый процесс в США и добился отмены квот для казахстанского урана от Европы. Жесточайшие условия оказали компании большую услугу, поскольку она развивалась в условиях непрерывно падающей цены и получила максимально низкую себестоимость добычи урана.

К 2003 году Казатомпром восстановил стратегическое производство. Вышел на второе место в мире по бериллиевой продукции с контролем 29% от общего производства и на четвертое место в индустрии тантала.

В октябре 2003 года компания открыла новые рудники Южный Карамурун и Южный Моинкум, а также ввела в эксплуатацию установку ПВ на месторождении Акдала, где был впервые задействован U-образный сорбционно-десорбционный контур, который может заменить 4–5 обычных колонн ионного обмена. Далее вводятся в эксплуатацию новые рудники на Восточном и Центральном участках месторождения Мынкудук, и на участке 2 месторождения Инкай.

Объявленная АО «НАК «Казатомпром» в 2004 г. программа «15 тыс. тонн к 2010 году» требовала дальнейшего наращивания производственных мощностей по добыче и переработке урана. К этому времени разведанные и учтенные государственным балансом запасы урана были полностью распределены по добывающим предприятиям. В 2005 году открывается программа работ с целью разведки имеющихся ресурсов и доразведки предварительно оцененных запасов на целом ряде месторождений, на которых разведочные работы были закрыты в 1995 году в связи с прекращением финансирования их из государственного бюджета. Одновременно с разведочными работами на участках (месторождениях) проводились опытные работы по подземному выщелачиванию урана и шло строительство добычных комплексов.

Позапный подход к проведению разведочных работ на участках позволил в кратчайшие сроки запустить в эксплуатацию рудники ПВ и перейти к промышленной добыче на участках Буденовский-2 и Инкай-4 (немногим более 3-х

Таблица 1. Запасы урана промышленных категорий, учтенные государственным балансом в 1999–2009 гг.

Месторождения, участки	Категория запасов		
	C ₁	C ₂	C ₁ + C ₂
Южный Карамурун	10 765	8 086	18 851
Акдала	11 687	6 016	17 703
Торткудук-2	20 363,2	8 252	28 615,2
Инкай-2	26 365	91 880	118 245
Инкай-4	14 722,3	17 138,0	31 860,3
Буденовское-2	12 409	12 662	25 071
Кайнарское	8 471	4 268	12 739
ВСЕГО	104 782,5	148 302,0	253 084,5

лет). Помимо роста разведочного бурения требовалось провести большой объем работ по бурению и сооружению технологических скважин как на уже действующих предприятиях, так и на вновь вводимых. Объемы технологического бурения за 1998–2009 г.г. приведены на рис. 2.

Такой значительный рост объемов бурения требовал не только увеличения парка буровой техники, но прежде всего улучшения технологии проходки всех видов скважин и увеличения производительности на каждый агрегат. Внедрение новых буровых агрегатов KZ-800A(Б) обеспечило рост производительности на технологическом бурении до 8–10 кв. (в 2,5 раза) за 1 месяц. За короткий промежуток времени (с 2006 по 1.01.2010 гг.) было пробурено 4089 разведочных скважин общим объемом 1935277 п.м., что позволило разработать технико-экономические обоснования промышленных кондиций и составить итоговые отчеты по разведке в Государственную комиссию по запасам с подсчетом урана и попутных полезных компонентов по ряду участков и отдельных месторождений. В таблице 1 приводятся запасы урана, прошедшие государственную экспертизу и учтенные государственным балансом за этот период.

Быстрый ввод в эксплуатацию рудных объектов – один из залогов успешного выполнения программы «15 тысяч тонн». В планах Казатомпрома предусмотрено не останавливаться на рубеже в 15 тыс. тонн и планируется дальнейшее наращивание добычи урана в 2015 г. до 25,5 тыс. тонн. На рис. 3 приведен рост добычи урана в Казахстане с 1997 года.

Однако такое увеличение добычи на месторождениях Шу-Сарысульской и Сырдарьинской урановорудных провинций уже в ближайшем будущем неизбежно приведет к истощению урановой сырьевой базы Южного Казахстана, если не принять никаких упреждающих мер. Возобновить такое количество ежегодно погашаемых запасов в недрах в пределах известных рудных полей и месторождений практически нереально. Это означает введение в эксплуатацию каждый год нового месторождения среднего масштаба с запасами и ресурсами не менее 30 тыс. т (с учетом планового оставления в недрах до 20 % подсчитанных балансов). Степень современной опоскованности и разведанности Южного региона не позволяет рассчитывать на такой гигантский ежегодный прирост. Перевод прогнозных ресурсов в промышленные категории может, в лучшем случае, как-то компенсировать добычу на некоторых месторождениях, но ожидать общего увеличения запасов при этом не следует.

Поэтому по заданию АО «НАК «Казатомпром» в АО «Волковгеология» разработана «Комплексная программа развития минерально-сырьевой базы урана на 2007–2030 гг.», в которой представлены перспективы и основные направления развития урановой сырьевой базы. Программа предусматривает с 2011 г. постановку поисковых и поисково-оценочных работ бурением на выделенных перспективных площадях.

Первая группа перспективных площадей в Шу-Сарысульской депрессии охватывает территорию, расположенную восточнее известных месторождений Жалпак,

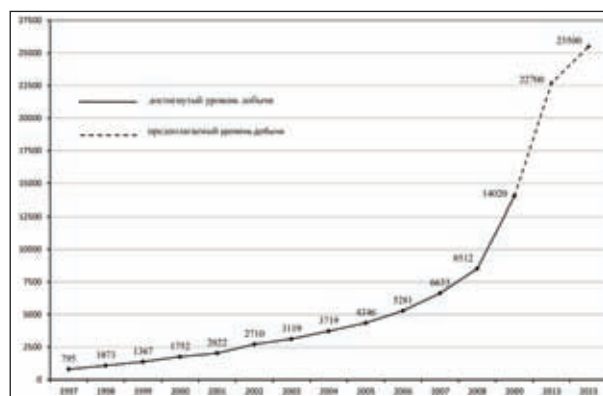


Рис. 3. Рост добычи урана с 1997 года

Уванас и Канжуган. Эти площади весьма слабо изучены, а в южной части практически не опоскованным остается региональный фронт окисления, развитый в прибрежно-морских песчаных отложениях верхнеэоценового горизонта (интымакская свита). Он простирается в меридиональном направлении в восточной части провинции почти на 250 км. Практически на всем протяжении этот фронт сопровождается урановыми проявлениями. В верхнеэоценовом горизонте Шу-Сарысульской провинции еще в 70-х–80-х годах были выделены три перспективных площади: Восточно-Жалпакская, Восточно-Уванасская и Восточно-Моинкумская. Обнаружение на данной территории промышленного уранового оруденения способствовало бы укреплению сырьевой базы для рудников ПВ-17 (базовое месторождение Уванас) и ПВ-5 (базовое месторождение Канжуган), так как запасы месторождений, ими отрабатываемых, иссякнут уже в ближайшем будущем.

Вторая группа перспективных площадей выделяется в тылу региональных фронтов зон пластового окисления (ЗПО), главным образом, на жалпакский подтип оруденения, являющийся основным на известных месторождениях Жалпак, Акдала, Жетыконур, Шолак-Эспе. Наиболее крупный блок таких площадей располагается в тылу фронтов ЗПО, развитых в мынкудукском и инкудукском горизонтах на месторождениях Инкай и Буденновское (Восточно-Инкайская, Капкансорская и Восточно-Буденновская площади).

Третья группа охватывает глубоко погруженные (свыше 700 м) перспективные на уран мынкудукский и инкудукский горизонты Прикаратауской площади, являющейся южной оконечностью Кенце-Буденновской металлогенической зоны на стыке с Каратаусским горстантиклиниорием. Глубина залегания подошвы рудовмещающего комплекса достигает здесь, по-видимому, до 1 000 м.

В Сырдарьинской депрессии наиболее высокой перспективностью характеризуются юго-восточное и южное продолжение ураноносных фронтов ЗПО, прослеженных в отложениях от сантона до маастрихта на месторождениях Карамурун-Харасанской группы (Карамурун-Карактауская металлогеническая урановорудная зона). Ее протяженность по магистрали между месторождением Харасан на севере и Заречное на юге составляет около 125 км. Однако, проведение на Восточно-Кызылкумской площади поис-

ковых работ в ближайшие годы маловероятно из-за значительной глубины залегания рудовмещающих горизонтов, превышающей 700–800 м (и, возможно, более 1 000 м).

При положительном решении вопроса по вводу в эксплуатацию группы месторождений Кызылколь-Лунное-Чаян в эоценовом горизонте возможно проведение поисковых работ на Пришымкентской площади, располагающейся к югу от рудного поля.

Общая стоимость Комплексной программы утверждена в сумме 6 579 449 тыс.тенге (в ценах 2007 г.) или 44 млн. долларов США (34 цента за 1 кг урана в недрах), в том числе, по Шу-Сарысуйской провинции – 3 756 111 тыс.тенге и по Сырдарьинской – 2 823 338 тыс.тенге. В случае выпол-

нения ее в полном объеме ожидаемый прирост ресурсов урана категории Р1 составит 130 тыс.т, в т.ч. по ШСД – 55 тыс.т и по СДД – 75 тыс.т.

Освоение добывающей промышленностью глубин до 800–1 000 м, а это, надеемся, недалекое будущее, позволит значительно расширить минерально-сырьевую базу урана не только в Сырдарьинской урановорудной провинции, характеризующейся глубоким залеганием продуктивных горизонтов, но и, в основной по запасам, – Шу-Сарысуйской (южное продолжение уникального месторождения Буденновское). У геологов нет никаких оснований предполагать снижения продуктивности ураноносных зон в этом интервале.

МЕТОДИЧЕСКОЕ ОБЕСПЕЧЕНИЕ ДЛЯ ОПРЕДЕЛЕНИЯ ^{90}Sr И ТРАНСУРАНОВЫХ ЭЛЕМЕНТОВ ($^{238,239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am) В ОБЪЕКТАХ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

С.А. Тагай, А.Б. Кухтевич, Н.В. Дударева

РНИУП «Институт радиологии», г. Гомель, Республика Беларусь

METHODOLOGICAL PROVIDING FOR THE DETERMINATION OF ^{90}Sr AND TRANSURANIC ELEMENTS ($^{238,239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am) IN ENVIRONMENTAL OBJECTS

S.A. Tagai, A.B. Kukhtsevich, N.V. Dudareva

Research Institute of Radiology, Gomel, Republic of Belarus

Abstract. The techniques of radiochemical analysis of ^{90}Sr and transuranic elements – ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in the environment have been developed. All of the techniques passed a metrological certification and are included into the List of the Current Radiation Control Methods Applied in the Republic of Belarus.

Присутствие ^{90}Sr и трансурановых элементов (ТУЭ) – ($^{238,239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am) в окружающей среде является опасным показателем, поскольку эти долгоживущие радионуклиды при поступлении в живой организм могут задерживаться (легкие) или накапливаться в органах и тканях (скелет, печень). Поэтому актуальным является совершенствование методической базы для контроля содержания данных радионуклидов в почве, растениях, воде, продуктах питания и др. Система радиационного контроля, которая в настоящее время ведет мониторинг радиоактивности природной среды, первоначально стала создаваться на методиках, где выделение радионуклидов основывалось преимущественно на реакциях осаждения [1]. Наибольшее применение получило осаждение оксалатов или карбонатов щелочноземельных элементов с последующим осаждением гидроксидов железа/алюминия. Трудоемкость осуществления всех последовательных стадий осаждения в многочасовой радиохимической очистке вещества определила поиск эффективных методических подходов с использованием современного оборудования и материалов.

Методики определения стронция

Одним из результатов поиска наиболее производительных решений стала «Методика радиохимического определения удельной активности ^{90}Sr в почвах и растениях без разделения в системе стронций-кальций МВИ. МН 1932–2003» [2]. Полный цикл радиохимических процедур

при этом занимает не более 6 часов, поэтому данная методика хорошо себя зарекомендовала в радиологической практике и активно используется до сих пор при производстве массовых анализов, особенно для почв, имеющих высокое содержание железа. Значительное сокращение времени достигается исключением процедуры разделения стронций-кальций путем учета коэффициента регистрации в зависимости от массы получаемых мишеней (связанной с содержанием кальция) и времени накопления вторичного ^{90}Y .

Для определения ^{90}Sr предложены такие подходы, в которых применяются экстракционно-хроматографические сорбенты на основе замещенных краун-эфиров, такие как дибензо-18-краун-6 (ДБ18К6) и дицикло-18-краун-6 (ДЦГ18К6), а также их производные. Высокая степень избирательности для ^{90}Sr была достигнута применением в качестве экстрагента 4,4'-(5')-ди-[(трет-бутил) циклогексан]-18-краун-6 (ДТБДЦГ18К6). Этот реагент проявляет хорошее сродство к ионам Sr^{2+} , образуя высокоселективные комплексные соединения в результате совпадения между диаметром полости краун-эфира (270–290 пм) и диаметром ионов стронция (240 пм). Метод экстракционной хроматографии – это вариант сочетания жидкостной экстракции с техникой хроматографии, выполняемой на колонке. При использовании данного метода химический выход стронция составляет не менее 95 % и существенно сокращается время (до 2 часов), затрачиваемое на анализ. Применение

жидкостных сцинтилляционных счетчиков для регистрации ^{90}Sr или его дочернего ^{90}Y обуславливает самую высокую эффективность счета бета-излучения (60–70 %), достигающую практически 100 % при оптимальных условиях. Газо-проточные пропорциональные счетчики не обеспечивают такой высокой эффективности регистрации, но отличаются достижением наиболее низких (менее 0,05 Бк) минимально детектируемых уровней активности (МДА) радионуклида [3].

Методики определения трансурановых элементов

Определение трансурановых элементов в объектах окружающей среды является сложной задачей. Все ТУЭ, за редким исключением, характеризуются как альфа-излучатели, т.е. распад их ядер сопровождается испусканием альфа-частиц. Высокий заряд (+2) и относительно низкая скорость альфа-частиц приводят к значительным потерям энергии даже в тонких слоях вещества, а относительно малое различие в энергии альфа-частиц некоторых излучателей создает определенные трудности в спектрометрическом разделении пиков, например, в случае таких изотопов как ^{241}Am (5,49 МэВ) и ^{238}Pu (5,50 МэВ), ^{237}Np (4,79 МэВ) и ^{233}U (4,82 МэВ), ^{234}U (4,78 МэВ) и ^{230}Th (4,69 МэВ). Определение ^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$ и ^{241}Am возможно с применением радиохимического анализа, который основывается на общих принципах радиохимии и является многостадийным процессом. Для обеспечения качественных результатов спектрометрического определения альфа-излучающих радионуклидов требуется надежное химическое разделение интересующих ТУЭ от стабильных макро- и микрокомпонентов. В процессе радиохимического разделения и очистки используют методы осаждения, жидкостную экстракцию, ионообменную и экстракционную хроматографию. На практике чаще всего применяют сочетание двух и более методов [8]. Ключевым моментом в альфа-спектрометрии является приготовление тонкослойного источника. В идеале счетный образец должен представлять собой тонкий и однородный по толщине и распределению слой альфа-излучающего элемента в отсутствии посторонних веществ, приводящих к деградации спектра.

Для контроля за содержанием ТУЭ в объектах окружающей среды были разработаны и аттестованы «Методика альфа-спектрометрического определения удельной активности изотопов плутония (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$) в почвах и растениях с получением счетного образца методом электролитического осаждения» (МВИ. МН 3059-2008) [4, 5]. В разработанных методиках для разделения и очистки анализируемых радионуклидов выполняли следующие стадии радиохимической процедуры: гидроксидное осаждение, анионообменное разделение с использованием анионита АВ-17 (сильноосновная смола с функциональной триметиламмониевой группой – $\text{N}(\text{CH}_3)_3^+$) и катионообменное разделение на катионите Фибан К-1 (сильнокислотная смола с функциональной сульфогруппой – SO_3H^+). На завершающем этапе применили метод электролитического осаждения, который является одним из лучших способов приготовления счетных образцов актиноидных элементов,



Рис. 1. Внешний вид счетных мишеней анализируемых проб

позволяющий получать хорошо воспроизводимые образцы с равномерным распределением вещества по площади активного слоя. Вместе с тем, электроосаждение – это специфичный процесс для выделения радионуклидов, находящихся в окружающей среде в ультрамалых концентрациях, поэтому оптимальные условия их электроосаждения устанавливали опытным путем. На полноту осаждения изотопов влияют величина тока, продолжительность электролиза, тип ячейки и другие параметры. Электролиз проводили с использованием разборной электролитической ячейки из тefлона с диаметром активного пятна мишени – 25 мм (рис. 1). В качестве средств измерения использовали альфа-спектрометрический комплекс с кремниевым полупроводниковым детектором типа PIPS с энергетическим разрешением < 15 КэВ, эффективностью регистрации – не менее 18 % (для расстояния образец-детектор 5 мм), фоном < 1 импульс/час для энергий более 3 МэВ.

Для выделения и разделения ТУЭ, как в аналитической химии, так и в технологии производства, широко используются экстракционные методы. Применяя разнообразные экстракционные системы, можно осуществить практически все стадии очистки и выделения ТУЭ из образца. Наиболее современная технология – экстракционная хроматография – предлагает многообразие экстракционно-хроматографических материалов для решения аналитических задач, связанных с определением ТУЭ. В частности, для разделения и очистки плутония и америция успешно используются экстракционно-хроматографические смолы торговых марок TRU и TEVA (рис. 2). Экстрагирующая система смолы TRU



Рис. 2. Внешний вид экстракционно-хроматографических колонок (объем смолы 2 мл)

представлена смесью производного оксида октилфенил-N,N-ди-изобутил карабамоил-метилфосфина (КМФО) и трибутилфосфата (ТБФ). В качестве экстрагентов при разделении ТУЭ КМФО и ТБФ могут применяться независимо друг от друга. Однако их сочетание значительно улучшает экстракционные свойства в отношении америция, а также повышает селективность экстрагента. Экстрагирующий материал смолы TEVA представлен нитратом триалкилметил аммония – солью четверичного аммониевого основания. Эти экстрагенты имеют преимущества перед другими аминами. Четверичные аммонийные соли являются более эффективными экстрагентами при разделении трехвалентных ТУЭ от лантаноидов [7].

В 2012 году в рамках научных исследований по изучению процессов и закономерностей долгосрочной миграции радионуклидов плутония и америция в агроэкосистемах разработана и аттестована «Методика определения удельных активностей ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в биологических объектах альфа-спектрометрическим методом с использованием ионообменного и экстракционно-хроматографического материала и получением счетного образца электроосаждением МВИ. МН 4486-2012» [6]. Алгоритм радиохимической процедуры включает следующие основные операции: кислотное вскрытие; концентрирование и очистка ТУЭ от некоторых макрокатионов и радионуклидов щелочных, щелочноземельных металлов; стабилиза-

Таблица 1. Границы погрешности определения удельной активности ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в биологических объектах. МВИ.МН 4486-2012

Диапазон (УА) ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am мБк/кг	Границы погрешности (P=0,95), %
1–10	45
11–100	35
101–1 000	20
Более 1 000	15

ция Pu в IV-валентном состоянии; очистка Am от Pu (IV) на Anion Exchange Resin; очистка Am от Sr(II) и Fe (II) на TRU-Spec Resin; очистка Am от лантаноидов на TEVA-Spec Resin; электроосаждение Pu и Am. Новизна разработанной методики состоит в применении ионообменных и экстракционно-хроматографических смол на различных стадиях радиохимического разделения и очистки, что позволяет обеспечить низкие пределы обнаружения ТУЭ в образцах биологических объектов (молоко, органы, ткани животных). Граница погрешности определения ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в диапазоне удельных активностей 1–10 мБк/кг составляет 45 % (табл. 1).

Все разработанные методики включены в перечень методик радиационного контроля, действующих на территории Республики Беларусь [9].

Литература

1. Марей А.Н. Методические указания по радиационному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды / А.Н. Марей и др. – М.: Минздрав СССР, 1980. – 337 с.
2. МВИ.МН 1932–2003. Методика радиохимического определения удельной активности ^{90}Sr в почвах и растениях без разделения в системе стронций-кальций. Введ. 28.08.2003. – Мн., 2003.
3. МВИ.МН 2459-2006. Экстракционно-хроматографический метод выделения и определения активности ^{90}Sr с применением газового пропорционального счетчика в продукции растениеводства и природных водах. Введ. 14.03.06. – Мн., 2006.
4. МВИ. МН 3059-2008. Методика альфа-спектрометрического определения удельной активности изотопов плутония (^{238}Pu , $^{239,240}\text{Pu}$) в почвах и растениях с получением счетного образца методом электролитического осаждения, утв. 10.2008 г. РНИУП «Институт радиологии», согл. 16.12.2008 г. Комитет по стандартизации Республики Беларусь.
5. МВИ. МН 3621-2010. Методика альфа-спектрометрического определения ^{241}Am в почвах и растениях с предвари-
6. тельной радиохимической пробоподготовкой и получением счетного образца электроосаждением, утв. 08.2010 РНИУП «Институт радиологии», согл. 25.10.2010 г. РУП «Белорусский государственный институт метрологии».
7. МВИ.МН 4486-2012. Методика определения удельных активностей ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am в биологических объектах альфа-спектрометрическим методом с использованием ионообменного и экстракционно-хроматографического материала и получением счетного образца электроосаждением», утв. 11.2012 РНИУП «Институт радиологии», согл. 06.11.2012 г. РУП «Белорусский государственный институт метрологии».
8. Мясоходов Б.Ф. Аналитическая химия трансплутониевых элементов / Мясоходов Б.Ф. и др. – М.: Наука, 1972. – 376 с.
9. Павлоцкая Ф.И. Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансураниевых элементов / Ф.И. Павлоцкая // Журнал аналитической химии. – 1997. – Т.52. – №2. – С.126–143.
10. Перечень методик радиационного контроля, действующих на территории Республики Беларусь (по состоянию на 01.01.2013 г.). – Мн., 2013.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ И ЧИСЛЕННЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ РЕГИОНАЛЬНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СНЕЖНОГО ПОКРОВА РАДИОАКТИВНЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ В ОКРЕСТНОСТЯХ ТОМСКА И СЕВЕРСКА

А.В. Таловская¹, В.Ф. Рапута², Е.Г. Язиков¹

¹ФГБОУ ВПО «Национальный исследовательский Томский политехнический университет», Томск, Россия, talovskaj@yandex.ru

²Институт вычислительной математики и математической геофизики СО РАН, Новосибирск, Россия, raputa@sscc.ru

EXPERIMENTAL AND NUMERICAL OBSERVATION OF SNOW COVER CONTAMINATION BY RADIOACTIVE ELEMENTS ON THE TERRITORY TOMSK-CITY AND SEVERSK-CITY ENVIRONS

A.V. Talovskaya¹, V.F. Ruputa², E.G. Yazikov¹

¹Tomsk polytechnic university, Tomsk, Russia

²Institute of computational mathematics and mathematical geophysics, SB RAS, Novosibirsk, Russia

Abstract. The giving study presents the results of the field work, chemical data and numerical results obtained when investigating regional pollution of snow cover by atmospheric aerosols emissions from territory Tomsk-city and Seversk-city. Instrumental neutron activation analysis was used when studying U and Th concentrations in snow solid residue. Numerical analyses were made, some quantitative trends of atmospheric aerosols emissions on the territory Tomsk-city and Seversk-city environs were determined.

Введение

Проблема экспериментального исследования и численного моделирования длительного регионального загрязнения окружающей среды выбросами примесей территориями городов относится к числу наиболее сложных. Распространение загрязняющих веществ тесно связано с текущим динамическим, термическим и влажностным режимом атмосферы, характером подстилающей поверхности. Численное моделирование процессов распространения примесей в атмосфере с детальным учётом всех этих факторов приводит к необходимости разработки весьма громоздких математических моделей, что далеко не всегда

согласуется с имеющимися техническими и экономическими возможностями [1].

Данное положение приводит к необходимости анализа в рамках постановок обратных задач переноса примесей на данных экспериментальных исследований. При этом следует использовать доступную априорную информацию о характеристиках источников и пространственно-временных масштабах исследуемых процессов. Также существует возможность сравнительно простого математического описания процессов переноса примеси на больших удалениях от площадных источников выбросов [6].

Организация инструментальных наблюдений аэрозольного загрязнения на большой площади и в течение

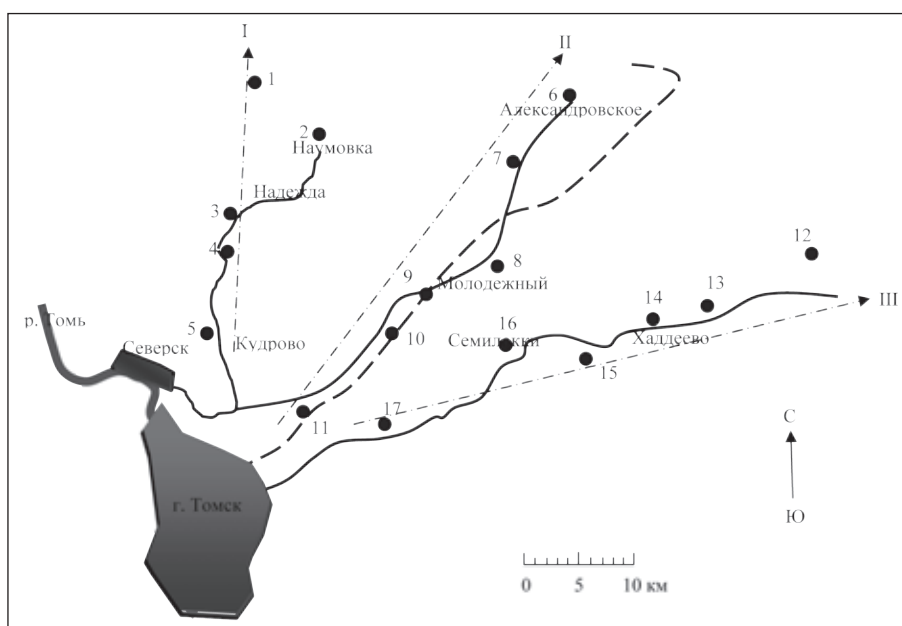


Рис. 1. Схема отбора снежных проб в окрестностях гг. Томска и Северска в зимний сезон 2008/09 гг.

длительного времени представляет значительные трудности. В связи с этим в мониторинге окружающей среды также широко используются природные планшеты – накопители аэрозолей. В этом плане снеговой покров является одним из наиболее надёжных индикаторов атмосферного загрязнения территории города и его окрестностей. В составе выпадений обнаруживают такие высокотоксичные вещества, как тяжелые металлы, радиоактивные элементы, ионные компоненты [2, 3, 5, 7, 8, 9–14].

Полевые исследования

В зимнее время согласно климатическим данным основной вынос атмосферных выбросов примесей Томска и Северска поступает в северо-восточный сектор [4]. В этой связи отбор снеговых проб в окрестностях названных городов в основном был приурочен к северо-восточному сектору и проводился по трём маршрутам в конце марта 2009 г. с привязкой к существующей системе дорог. Размещение точек на маршрутах выполнялось в соответствии с предполагаемой динамикой убывания концентраций по мере удаления от территорий городов [6]. Схема маршрутов отбора проб представлена на рис. 1. Удаления точек отбора проб от территорий рассматриваемых городов достигали 30–40 км.

Отбор образцов снега производился двумя способами. В первом случае пробы отбирались пластмассовой трубкой $\varnothing 45$ мм. Процедура отбора состояла в срезе керна на всю глубину снежного покрова до основания его залегания.

Общий вес пробы примерно был равен 1,0–1,5 кг. Данные пробы использовали для определения ионного состава.

Работы по второму способу отбора и подготовке снеговых проб выполнялись с учетом методических рекомендаций, приводимых в работах [3, 5, 8], и на основе многолетнего практического опыта эколого-геохимических исследований на территории Западной Сибири [2, 7, 9–14]. Второй способ состоял в отборе проб из шурфа размером около 30×30 см на всю мощность снежного покрова, за исключением пятисантиметрового слоя над почвой. При отборе проб снега измеряли площадь и глубину шурфа, а также фиксировали время (в сутках) от начала снегостава. Вес каждой снеговой пробы – 20–25 кг, что обеспечивало представительность последующего определения микроэлементного состава твердого осадка снега, который состоит из атмосферной пыли, осаждаемой на поверхность снежного покрова. Пробы, отобранные данным способом, использовали для определения содержания (концентрации) радиоактивных элементов в твердом осадке снега.

Химико-аналитические исследования

Определение в снежных пробах ионных компонентов проводили в аналитических лабораториях Института неорганической химии СО РАН, аккредитованных при Ростехрегулировании.

Определение урана и тория в пробах твердого осадка снега осуществляли в ядерно-геохимической лаборатории кафедры геоэкологии и геохимии Томского политехниче-

Таблица 1. Величина пылевой нагрузки, содержания радиоактивных элементов в твёрдом осадке снега и величина их среднесуточного выпадения из атмосферы на снеговой покров

№ точки от- бора проб	Р _п , мг/(м ² •сут.)	Содержание, мг/кг		Th/U	Р _{общ} *, мг/(км ² •сут.)	
		U	Th		U	Th
	Маршрут 1					
1	32,6	4,5	12,1	2,7	146	393
2	29,3	5,5	13,0	2,4	160	381
3	40,2	5,1	13,8	2,7	205	557
4	38,8	5,4	13,9	2,6	210	537
5	31,8	5,2	12,4	2,4	167	393
	Маршрут 2					
6	27,2	3,0	7,7	2,6	81	209
7	29,2	3,5	8,9	2,5	103	259
8	20,6	3,0	8,0	2,6	62	164
9	22,7	3,1	9,5	3,0	71	215
10	35,2	3,1	8,8	2,8	109	309
11	26,3	3,6	9,4	2,6	94	248
	Маршрут 3					
12	23,0	1,6	3,7	2,3	37	85
13	23,0	2,7	6,5	2,4	61	149
14	18,4	3,0	6,8	2,3	55	125
15	18,4	2,4	5,7	2,4	44	104
16	25,3	3,7	7,7	2,1	93	195
17	35,4	4,4	10,1	2,3	154	359

ского университета (ТПУ) (аналитики А.Ф. Судыко, Л.В. Богутская; область расширения аккредитации, согласно аттестата №РОСС RU.0001.511901).

Перед определением компонентов ионного состава растопленную пробу фильтровали через бумажный фильтр с диаметром пор 3–5 мкм. Полученные осадки сушили на воздухе. Анализ подвергали и осадки, и фильтрат. В фильтрате определяли фториды, хлориды, нитраты, нитриты и сульфаты с использованием методики на основе системы капиллярного электрофореза Agilent 1600 с косвенным фотометрическим детектированием на длине волны 254 нм. В качестве электрофоретического буферного раствора использовали смесь дихромата калия и диэтанолamina при pH=8. Разделение анионов проводили в кварцевом капилляре с внутренним диаметром 50 мкм при напряжении 20 кВ.

Подготовку проб для определения концентрации микроэлементов в твердом осадке снега начинали с таяния снега при комнатной температуре, а затем проводили следующие операции: фильтрацию через беззольный фильтр типа «синяя» лента, высушивание при комнатной температуре, просеивание до фракции менее 1 мм и взвешивание. Основными определяемыми микроэлементами были U и Th, концентрация которых определялась инструментальным нейтронно-активационным анализом, выполняемым согласно инструкции НСАМ ВИМС №410-ЯФ с облучением тепловыми нейтронами на исследовательском ядерном реакторе ИРТ-Т при ТПУ. Погрешность определения находится в пределах 20 %.

Полученные данные представлены в табл. 1 и 2.

Анализ результатов наблюдений

Согласно [5] проводили расчет величин пылевой нагрузки $P_{п, \text{мг/(м}^2 \cdot \text{сут.)}}$ и общей нагрузки, создаваемой поступлением каждого из химических элементов в окружающую среду (среднесуточного выпадения химических элементов из атмосферы), $P_{\text{общ, мг/(км}^2 \cdot \text{сут.)}}$. Результаты расчета пылевой нагрузки показывают, что по маршрутам 1 и 2 эта величина превышает фон (7 мг/(м²·сут.) по данным [10]) от 3 до 6 раз, по маршруту 3 – в 2–3 раза (табл. 1). При сравнении с нормативными показателями [5] величина пылевой нагрузки по всем маршрутам соответствует низкой степени загрязнения (менее 250 мг/(м²·сут.)).

Как известно [5], превышение содержания элемента в природных средах над региональным фоном в 3 и более раз свидетельствует об антропогенном источнике его поступления. В настоящем исследовании за региональный фон содержания урана и тория использовали данные [10, 12] для удалений от г. Томска на 480 км (Средний Васюган).

Анализ табл. 1 показывает, что по маршруту 1 содержание урана в пробах находится на уровне

не 20–27 фонов, тогда как содержание тория – на уровне 4–5 фонов. На маршруте 2 содержание урана составляет 15–17 фонов, содержание тория – 3 фона. На маршруте 3 содержание урана находится в пределах 8–20 фонов, содержание тория – 2–3 фона. Весьма хорошим индикатором определения источника поступления радиоактивных элементов является Th/U-отношение в природных средах [7, 10–14]. Согласно полученным данным Th/U-отношение изменяется от 2 до 5 единиц, что характерно для пылеаэрозолей, поступающих как с выбросами предприятий ядерно-топливного цикла (СХК), так и котельных, ГРЭС и ТЭЦ, использующих уголь в своем технологическом процессе.

На маршруте 3 наблюдается монотонность убывания величины пылевой нагрузки, концентраций урана и тория, среднесуточного выпадения этих элементов из атмосферы на снеговой покров, Th/U-отношения с удалением от источника. Отсутствие подобной динамики на маршрутах 1 и 2 обусловлено совместным влиянием обоих площадных источников. В целом полученные данные по величине пылевой нагрузки, концентрации урана и тория и их среднесуточного выпадения из атмосферы на снеговой покров хорошо согласуются с ранее проведенными исследованиями на данной территории [10–12, 14], что указывает на постоянство воздействия источников загрязнения. Что касается ионного состава, то их монотонное убывание с удалением, указывающее на преобладающий вклад выбросов г. Томска, проявляется уже на маршрутах 2 и 3 (табл. 2).

Данные натурных наблюдений и численное моделирование показывают, что в нормальных условиях при

Таблица 2. Ионный состав проб снега

№ точки отбора проб	Анионы*, мг/л			
	F ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
Маршрут 1				
1	0,034	0,56	1,60	1,24
2	0,039	0,53	1,60	0,90
3	0,045	0,57	1,63	1,03
4	0,036	0,44	1,59	0,91
5	0,040	0,79	1,63	0,87
Маршрут 2				
6	0,022	0,40	1,16	0,87
7	0,025	1,03	1,18	2,48
8	0,024	0,34	1,23	0,83
9	0,031	0,46	1,18	0,82
10	0,042	0,30	1,22	0,82
11	0,048	0,50	1,79	1,07
Маршрут 3				
12	0,028	0,61	4,17	0,79
13	0,016	0,63	1,34	0,79
14	0,022	0,52	1,39	0,98
15	0,017	0,36	1,20	0,42
16	0,031	1,19	1,16	1,82
17	0,042	0,43	1,24	1,01

удалении от площадного источника S на расстояние порядка 7–10 км концентрация примеси в пограничном слое атмосферы определяется сравнительно небольшим числом факторов. К ним следует отнести мощность источника, среднюю скорость ветра и толщину слоя перемешивания. В этом случае поле осредненной за длительный промежуток времени плотности аэрозольных выпадений примеси описывается соотношением [6]:

$$Q(x, y) = \frac{\lambda}{2\pi u h} \iint_S \frac{m(\xi, \eta) g(\varphi)}{d} d\xi d\eta, \quad (1)$$

где g, φ – полярные координаты расчетной точки с началом в месте расположения источника, $g(\varphi)$ – вероятность противоположного φ направления ветра на высотах пограничного слоя атмосферы, $m(\xi, \eta)$ – эмиссия примеси, u, h – средняя скорость ветра и толщина слоя перемешивания, λ – коэффициент взаимодействия примеси с подстилающей поверхностью $\varphi(\xi, \eta, x, y) = \arctg\left(\frac{y-\eta}{x-\xi}\right)$, $d = \sqrt{(x-\xi)^2 + (y-\eta)^2}$, предполагается, что точка (x, y) достаточно удалена от множества S .

На практике мощность эмиссии $m(\xi, \eta)$ с территории города неизвестна, либо может быть задана лишь весьма приближенно. В таких условиях интерпретация данных наблюдений с помощью соотношения (1) становится достаточно затруднительной. В этом случае для приближенного описания полей концентрации в окрестности площадного источника следует использовать методы асимптотических разложений теории потенциала. За пределами городской территории для фиксированного направления φ достаточно хорошим приближением к соотношению (1) может служить следующее выражение [6]:

$$\Phi(r, \varphi) = \frac{\Theta \cdot g(\varphi)}{r}$$

$$\Theta = \frac{\lambda}{2\pi u h} \iint_S m(\xi, \eta) d\xi d\eta, \quad (2)$$

где r – расстояние от эффективного центра выбросов примеси.

Используя соотношение (2), оценку неизвестного параметра Θ можно получить по данным измерений в определенных точках плотности аэрозольных выпадений примеси за пределами города. На основе регрессионного соотношения (2) проведена количественная интерпретация данных измерений сульфатов, фторидов на маршруте 2, а также урана на маршруте 3. Результаты численного моделирования представлены на рис. 2. Из рис. 2 следует вполне удовлетворительное соответствие расчета наблюдениям в большинстве контрольных точек измерений.

Заключение

Проведены экспедиционные и химико-аналитические исследования, а также численный анализ данных наблюдений состояния регионального загрязнения снегового покрова гг. Томска и Северска в зимнем сезоне 2008/09 года.

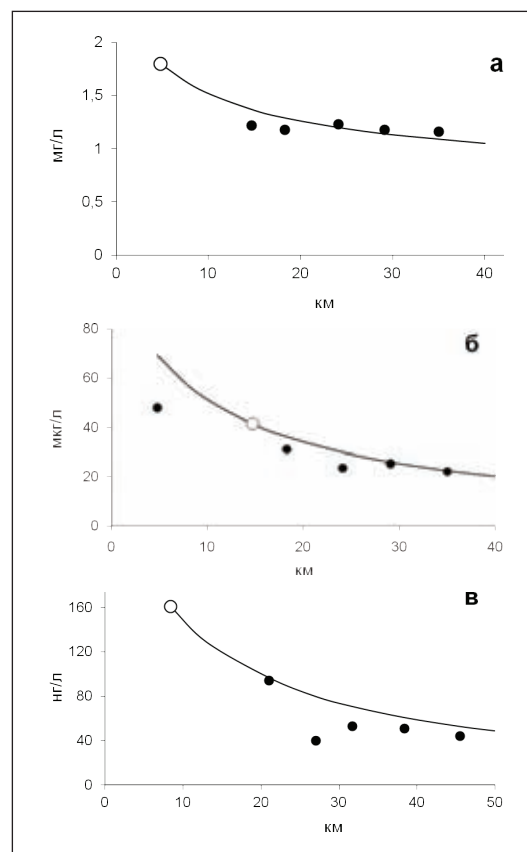


Рис. 2. Измеренные и численно реконструированные концентрации в снегу сульфатов (а), фторидов (б) на маршруте 2 и урана (в) на маршруте 3. о – опорные, ● – контрольные точки наблюдения

В окрестностях этих городов установлены качественные и количественные закономерности формирования полей загрязнения радиоактивными элементами, ионными компонентами.

На маршрутах 1, 2 в пробах снега наблюдается повышенное относительно фона содержание урана, фторидов, характер зависимости которых с увеличением расстояния является слабо убывающим. За вычетом восстановленных их выпадений от города Томска в этих направлениях остаточное содержание в снегу может быть интерпретировано как поступления от г. Северска. На маршруте 3 поступление от г. Томска урана, тория является доминирующим. Численно восстановленные поля плотности выпадений загрязняющих примесей на снеговой покров являются интегральной характеристикой длительного воздействия площадного источника на окружающую среду. Полученные закономерности указывают на возможность создания экономической системы мониторинга и получения на её основе оценки состояния атмосферы городов и определения эмиссии характерных примесей с их территорий.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы фундаментальных исследований Президиума РАН, проект 4.9-3.

Литература

1. Алоян А.Е. Моделирование динамики и кинетики газовых примесей и аэрозолей в атмосфере. – М.: Наука, 2008. – 416 с.
2. Бояркина А.П., Байковский В.В., Васильев Н.В., Глухов Г.Г., Медведев М.А., Писарева Л.Ф., Резчиков В.И., Шелудько С.И. Аэрозоли в природных планшетах Сибири. – Томск: Изд-во ТГУ, 1993. – 157 с.
3. Василенко В.Н., Назаров И.М., Фридман Ш.Д. Мониторинг загрязнения снежного покрова. – Л.: Гидрометеиздат, 1985. – 182 с.
4. Климат Томска. – Л.: Гидрометеиздат, 1982. – 176 с.
5. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территории городов химическими элементами. – М.: ИМГРЭ, 1982. – 112 с.
6. Рапута В.Ф., Олькин С.Е., Резникова И.К. Методы численного анализа данных наблюдений регионального загрязнения территорий площадным источником // Оптика атмосферы и океана, 2008. – Т.21. – №6. – С.558–562.
7. Рихванов Л.П. Общие и региональные проблемы радиозкологии. – Томск: Изд-во ТПУ, 1997. – 384 с.
8. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186 №2932-83. – М.: Госкомгидромет, 1991. – 693 с.
9. Таловская А.В., Язиков Е.Г., Панченко М.В., Козлов В.С. Мониторинг потоков аэрозольных выпадений в фоновых районах Томской области в зимний период 2006 и 2007 гг. // Оптика атмосферы и океана, 2008. – Т.21. – №6. – С.498–503.
10. Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории Обского бассейна: Автореферат. Дис. ... канд. геол.-минерал. наук. – Томск, 2001. – 24 с.
11. Эколого-геохимические особенности природных сред Томского района и заболеваемость населения / Л.П. Рихванов, Е.Г. Язиков, Ю.И. Сухих и др. – Томск: ООО «Издательство «Курсив», 2006. – 216 с.
12. Язиков Е.Г. Экогеохимия урбанизированных территорий юга Западной Сибири: дис. ... докт. геол.-минерал. наук: 25.00.36 / Егор Григорьевич Язиков; Том. политехн. ун-т. – Томск, 2006. – 423 с.
13. Язиков Е.Г. Разработка методологии комплексной эколого-геохимической оценки состояния природной среды (на примере объектов юга Западной Сибири) // Известия Томского политехнического университета, 2001. – Т.304. – Вып.1. – С.325–336.
14. Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв: монография – Томск: Издательство Томского политехнического университета, 2010. – 264 с.

УРАН И ТОРИЙ В ПЫЛЕВЫХ АЭРОЗОЛЯХ ТОМСКОЙ ОБЛАСТИ

А.В. Таловская, Е.Г. Язиков, Е.А. Филимонов, А.Ф. Судыко

ФГБОУ ВПО «Национальный исследовательский Томский политехнический университет», Томск, Россия, talovskaj@yandex.ru

URANIUM AND THORIUM IN THE DUST AEROSOLS OF THE TOMSK REGION

A.V. Talovskaya, E.G. Yazikov, E.A. Filimonenko, A.F. Sudyko

National Research Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia

Abstract. The paper presents the results of the study of the radiogeochemical features of the solid aerosols particles recovered from snow. Tomsk region areas are ranged by the level of the content and average daily fallouts of U and Th in the snow. A higher value of the content and average daily fallouts of the dust and radioactive elements is registered in Tomsk district as well as those located in in south-western and north-eastern part from Tomsk district. The most industrial and residential areas are characterized by the mixed nature of the radioactive elements due to the effect of the emissions of the fuel-and-energy complex.

Введение

Атмосферный воздух многих городов и регионов Сибири имеет значительную загрязненность антропогенными пылевыми аэрозолями, содержащих широкий спектр токсичных примесей, в т.ч. радиоактивных элементов, оказывающих негативное воздействие на здоровье человека.

Одним из самых доступных и надежных методов является изучение состава снегового покрова – природного планшета-накопителя аэрозолей на локальном и региональном уровне [2, 4–6, 13, 14].

Территория Томской области характеризуется неравномерным размещением населенных пунктов и, соответственно, неравномерной техногенной нагрузкой. Юго-восточная часть Томской области является наиболее

урбанизированной территорией, на которой располагаются гг. Томск и Северск, образующие Томск-Северскую промышленную агломерацию, где проживает более 60 % населения области. На территории агломерации расположены крупнейшие в стране нефтехимический комбинат (ООО «Томскнефтехим») и предприятие ядерно-топливного цикла (ОАО «Сибирский химический комбинат»), предприятия агропромышленного, топливно-энергетического комплексов, стройиндустрии, машиностроения, фармацевтической, пищевой промышленности и деревообработки.

В северной части региона (Александровский, Каргасокский, Парабельский районы) расположены нефтегазодобывающие комплексы, которые также вносят существенный вклад в загрязнение атмосферного воздуха. На территории Бакчарского района находится месторождение

железных руд, являющееся составной частью огромного по площади Западно-Сибирского железорудного бассейна.

С 1990-х годов проводились экологические исследования на территории Томск-Северской промышленной агломерации (Шварцев, 1990; Бояркина и др., 1993; Экология Северного промышленного узла, 1994; Язиков, Рихванов, 1994; 1996; 1999; Ильченко, 2000; Летувнинкас, 2001; Шатилов, 2001; Иванов, 2005; Рихванов и др., 2006; Язиков, 2006; Таловская, 2008). В результате были выделены участки с напряженной экологической ситуацией в зонах воздействия нефтехимического комбината, предприятий ядерно-топливного цикла, топливно-энергетического комплекса и стройиндустрии. На данных участках был обнаружен высокий уровень выпадения пылевых техногенных выбросов с опасными для здоровья человека тяжелыми металлами, редкоземельными и радиоактивными элементами.

В работах [8, 14] приведены данные о геохимическом составе компонентов природной среды в других районах Томской области. Данные исследования были проведены более десяти лет назад и изучение пылевых аэрозолей, накапливаемых в снеговом покрове, носило лишь оценочный и сугубо предварительный характер.

Возникает необходимость получения современных данных о характере распределения уровней накопления и притока радиоактивных элементов с антропогенными пылевыми аэрозолями в населенных пунктах Томской области.

Методика исследований

Для изучения радиогеохимических особенностей пылевых аэрозолей нами с 2011 г. проводился отбор 369 проб снега в 10 административных районах Томской области (63 населённых пункта). Пробы отбирались в северо-восточном секторе области – Асиновский и Зырянский районы, находящиеся в постоянной розе ветров Томск-Северской промышленной агломерации; север-северо-западном секторе относительно агломерации – Кривошеинский и Шегарский районы, в юго-западном секторе – Кожевниковский район, в центральных районах области – Молчановский и Колпашевский районы. Два последних района были условно отнесены к группе с малой техногенной трансформацией природных сред, т.к. не испытывают воздействие

от предприятий агломерации по основной «розе» ветров, а также на их территории расположены в основном локальные котельные. Кроме того, отбор осуществляли в районе перспективном для добычи железной руды – Бакcharском, и в северных районах области с интенсивной нефтегазодобычей – Парабельском и Каргасокском. В 2011 г. проводили отбор 26 проб снега в Томском районе – в населенных пунктах, характеризующихся повышенной техногенной нагрузкой по данным ранее проведенных исследований.

В конце зимних сезонов 2009–2012 гг. в зоне воздействия нефтехимического комбината, кирпичных заводов, заводов по производству железобетонных изделий и государственной районной теплоэлектростанции г. Томска проводили локальный мониторинг загрязнения снегового покрова. Общее количество проб за 4 года составило 80.

Все работы по отбору и подготовке снеговых проб выполнялись с учетом методических рекомендаций [5, 6], руководства по контролю загрязнения атмосферы [9] и многолетнего практического опыта эколого-геохимических исследований на территории Западной Сибири [10–15]. Объектом исследования является твердый осадок снега, который состоит из атмосферной пыли, осаждаемой на поверхность снегового покрова.

Изучение химического состава проб осуществляли в учебно-научных лабораториях Международного инновационного научно-образовательного центра «Урановая геология» кафедры геоэкологии и геохимии ТПУ. Содержание химических элементов в пробах твердого осадка снега определяли инструментальным нейтронно-активационным анализом в аттестованной ядерно-геохимической лаборатории центра (аналитики Судыко А.Ф., Богутская Л.В.).

Для сопоставления районов Томской области использовали средние величины содержания элементов в твердом осадке снега, общей нагрузки, создаваемой поступлением радиоактивных элементов в окружающую среду, а также величины коэффициента вариации. Сформированные выборки сравнивались непараметрическими критериями Манна-Уитни и Колмогорова-Смирнова, так как распределение урана в твердом осадке снега из большинства районов области и тория в твердом осадке снега Томского района не соответствуют гипотезе о нормальном распределении. Использовались данные ранее проведенных исследований в 1990-е гг. на территории Томского района

Таблица 1. Динамика содержания радиоактивных элементов в твердом осадке снега и величина их среднесуточного выпадения на снеговой покров ($P_{\text{общ}}$) на территории Томского района

Год наблюдения	U, мг/кг	Th, мг/кг	Th/U	$P_{\text{общ}}$, мг/км ² •сут	
				U	Th
Фон	0,2	2,9	14,5	1,4	20,3
1990-е гг. [14]	$\frac{3,4}{0,1-12,6}$ 171	$\frac{14,5}{2,5-64}$ 171	4,26	238	1020
2006 г. [11]	$\frac{5,2}{3,1-8,5}$ 41	$\frac{13,1}{10-16,8}$ 41	2,5	166	413
2011 г.	$\frac{5,4}{3,1-7,9}$ 26	$\frac{12,9}{8,6-16,6}$ 26	2,4	159	374

Примечание: в числителе приведено среднее содержание, в знаменателе – разброс от минимального до максимального значения; рядом с дробью указано количество проб.

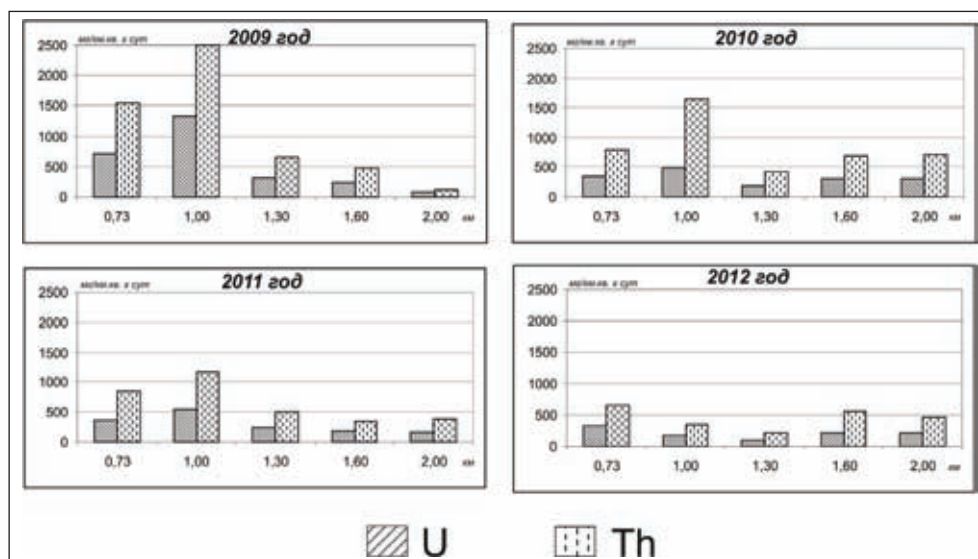


Рис. 1. Среднесуточный приток урана и тория из атмосферы в зоне воздействия городской районной теплостанции (2009–2012 гг.)

[13, 14] для сравнения данных по изучаемым районам со спецификой состава выбросов Томск-Северской промышленной агломерации.

Общую нагрузку, создаваемую поступлением урана и тория в окружающую среду (среднесуточное выпадение (приток), $\text{мг}/(\text{км}^2 \cdot \text{сут.})$) рассчитывали по формуле: $P_{\text{общ}} = C \cdot P_n$, где C – содержание элемента в пробе ($\text{мг}/\text{кг}$); P_n – пылевая нагрузка ($\text{мг}/(\text{м}^2 \cdot \text{сут.})$). Расчет пылевой нагрузки производили по формуле $P_n = P_0 / S \cdot t$, где P_0 – масса пыли в пробе (мг ; кг); S – площадь шурфа (м^2 ; км^2); t – время от начала снегопада (количество суток).

Результаты и их обсуждение

По данным ранее проведенных исследований [13, 14] было установлено, что спецификой пылевых аэрозолей Томского района является повышенное содержание урана и тория, основными источниками которых являются предприятия топливно-энергетического комплекса и ядерно-топливного цикла. Анализ динамики уровня накопления урана и тория в пробах твердого осадка снега из Томского района в 1990-х гг., 2006 г. и в 2011 г. показал, что существенных различий в их содержании не отмечается (табл.). В то время как среднесуточный приток урана из атмосферы с 1990-х гг. уменьшился в 1,5 раза, а тория – в 3 раза.

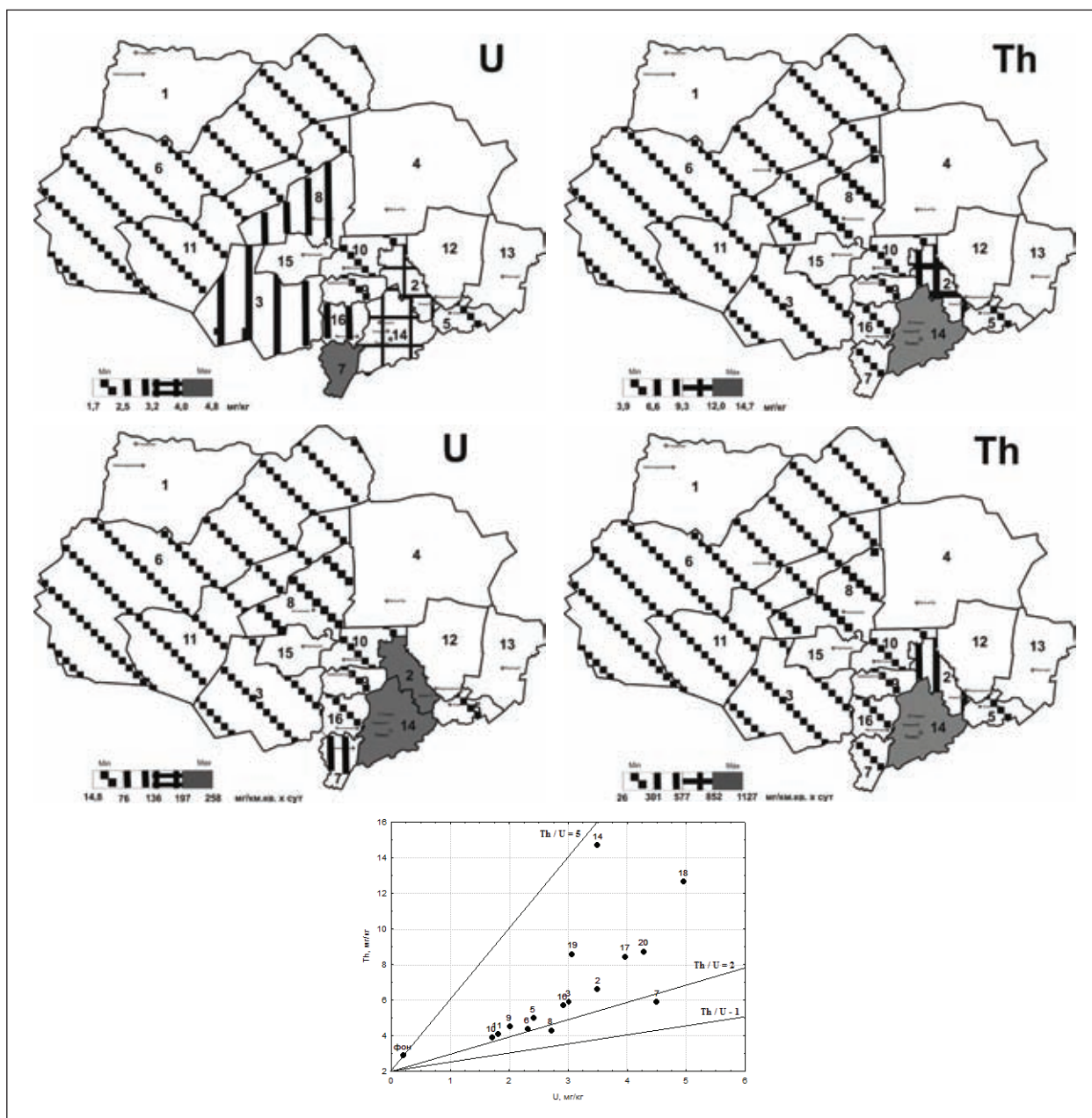
Анализ данных наших наблюдений с 2009 по 2012 гг. за составом пылевого аэрозоля, осевшего на снеговой покров, в зоне влияния государственной районной теплостанции г. Томска, показал, что в пробах в среднем концентрация урана превышает фон в 19,5 раз, тория – в 2,9. В направлении маршрута роботоотбора на расстоянии 0,73; 1,0; 1,3; 1,6 и 2,0 км от труб установлены качественные и количественные закономерности формирования полей загрязнения снегового покрова пылью с радиоактивными элементами (рис. 1). Комплексный анализ данных экспедиционных, химико-аналитических работ и численного моделирования показал, что наиболее значимые выпадения рассматриваемых примесей происходят в зоне до 2,0 км от

высотных труб теплостанции в виде крупных фракций частиц. Следует также отметить, что действующая на теплостанции система очистки атмосферных выбросов от золы в первую очередь наиболее эффективно задерживает крупные фракции частиц. Отсюда вытекает вывод, в соответствии с работой [3], о существенном влиянии процессов вымывания частиц пыли из дымового факела станции в составе ледяной крупы. В связи с этим фактом, большая часть пылевых выбросов может оседать в ближней зоне влияния теплостанции, тогда как мелкодисперсная фракция пыли может распространяться на более далекие расстояния.

В соответствии со значением коэффициента вариации (25–50 %) неравномерное распределение урана отмечается на территории Томского, Кожениковского и Шегарского районов, крайне неравномерное (более 75 %) – Колпашевского района, равномерное (25–50 %) – в других районах области. Торий характеризуется равномерным распределением на территории всех изучаемых районов.

Содержание урана в твердом осадке снега в изучаемых населенных пунктах области изменяется от 0,38 до 17,0 $\text{мг}/\text{кг}$ при среднем значении 2,9 $\text{мг}/\text{кг}$ и фоне 0,2 $\text{мг}/\text{кг}$ [12, 13] (рис. 2). Содержание тория – в пределах от 1,0 до 64,0 $\text{мг}/\text{кг}$, при среднем значении 8,1 $\text{мг}/\text{кг}$ и фоне 2,9 $\text{мг}/\text{кг}$ [12, 13].

Повышенная средняя концентрация урана обнаруживается в пробах из Кожениковского района, расположенного на юго-западе от Томск-Северской промышленной агломерации и граничащего с Новосибирской областью, и Асиновского района – на северо-востоке от агломерации. Среднее содержание урана в пробах из Кожениковского района превышает фон в 22 раза, тогда как в пробах из Асиновского района – в 17 раз, что сопоставимо с данными ранее проведенных исследований в этих районах [14]. В то же время среднее содержание U в пробах из Кожениковского района в 2 раза выше среднего значения для области. Анализ данных показал, что повышенное содержание



Административно-территориальное деление области: 1) Александровский; 2) Асиновский; 3) Бакcharский; 4) Верхнекетский; 5) Зырянский; 6) Каргасокский; 7) Кожевниковский; 8) Колпашевский; 9) Кривошеинский; 10) Молчановский; 11) Парабельский; 12) Первомайский; 13) Тегульдетский; 14) Томский; 15) Чаинский; 16) Шегарский; промышленные предприятия: 17) городская районная теплостанция; 18) ООО «Томскнефтехим»; 19) кирпичные заводы; 20) заводы по производству железобетонных изделий; фон по данным [12]

Рис. 2. Ранжирование районов Томской области по содержанию и среднесуточному притоку из атмосферы урана и тория, отношению Th/U в твердом осадке снега

урана в пробах из данного района приходятся на пробы из населённых пунктов, расположенных ближе к Томскому району.

Среднесуточный приток урана с пылевыми аэрозолями на снеговой покров населённых пунктов Томской области изменяется от 14,8 до 251 $мг/км^2 \cdot сут.$, при средней величине 73,4 и фоне 1,4 $мг/км^2 \cdot сут.$ [12, 13], а тория – от 25,7 до 1020 $мг/км^2 \cdot сут.$, при среднем значении 186 и фоне 20,3 $мг/км^2 \cdot сут.$ [12, 13]. Районирование территории по данной

величине показывает, что районы с малой техногенной трансформацией (центральная часть области – Молчановский и Колпашевский районы) характеризуются наименьшими величинами среднесуточного притока радиоактивных элементов на снеговой покров. Повышенные значения среднесуточного притока радиоактивных элементов приходятся на юго-западные и северо-восточные районы относительно Томск-Северской промышленной агломерации.

Следует отметить, что в пробах твердого осадка сне-

га Асиновского и Кожевниковского районов содержание характерных частиц для выбросов предприятий топливно-энергетической отрасли – сажи, угля и шлака – находится на уровне 40–60 %. По данным [1] зола по сравнению с углем в большей степени обогащена радиоактивными элементами. Эти факты позволяют объяснить повышенные концентрации и среднесуточный приток урана в пробах Асиновского и Кожевниковского районов, которые могут быть связаны с выбросами локальных котельных, работающих на угле (например, в г. Асино – 33).

Существенное влияние на пространственное распределение атмосферных загрязнений оказывает также трансграничный перенос. Проведенный нами анализ сравнения содержания урана в пробах из Томского района с содержанием в пробах из Асиновского и Кожевниковского районов непараметрическим критерием Колмогорова-Смирнова показал незначительные различия между собой. При этом также незначимые различия между пробами из Асиновского и Кожевниковского районов. Содержание урана в пробах из Томского района слабо и высоко значимо отличаются от содержания урана в пробах из других изучаемых районов области. Сравнение средних содержаний тория в пробах из Томского района с таковыми для остальных районов показывает высоко значимые различия.

По содержанию урана в пылевых аэрозолях прослеживается закономерность снижения его концентрации на 40 % с юга (Кожевниковский район) на север области (Парabelьский район).

В работе [14] было показано, что содержание радиоактивных элементов в твердом осадке снега слабо убывает в северо-восточном направлении от агломерации и подтверждается результатами численного моделирования [7, 10]. Кроме того, выбросы предприятий агломерации распространяется от нее и в юго-западном направлении [15].

Таким образом, поступление пыли с радиоактивными элементами в Асиновский и Кожевниковский районы в определенной степени связано с трансграничным переносом от Томск-Северской промышленной агломерации при различных направлениях ветра (Г.М. Комарницкий, А.А. Анцырев). К тому же, на карте аэрогенного загрязнения

юга Западной Сибири совмещенной с данными космических снимков хорошо видны ореолы загрязнения снегового покрова, в частности от г. Томск в северо-восточном направлении к г. Асино.

Равнинность территории Западной Сибири и направление барического градиента в холодное полугодие с юго-востока на запад-северо-запад определяет развитие стойкого юго-западного переноса, охватывающего всю равнинную часть. В связи с этим, не исключается поступление пылевых загрязнений на изучаемую территорию от промышленных источников областей, граничащих с Томской областью. Например, на юго-западе область (Кожевниковский, Бакcharский, Парabelьский районы) граничит с Новосибирской областью, на юго-востоке (Зырянский район) – Кемеровской областью.

По торий-урановому отношению пылевые аэрозоли населенных пунктов Томской области имеют в основном смешанную природу радиоактивных элементов (Th/U от 2 до 5 единиц). Исключение составляют населенные пункты Кожевниковского района, где Th/U отношение близко к 1, что характерно для пылевых выбросов предприятий, использующих в своем производственном процессе уран-содержащие материалы [12, 13].

Таким образом, по данным изучения радиогеохимических особенностей твердого осадка снега было проведено районирование Томской области. Отмечается, что повышенные значения содержания и среднесуточного притока с пылью радиоактивных элементов приходятся на Томский район и на юго-западные и северо-восточные районы относительно него. Для большинства промышленных районов характерна смешанная природа поступления радиоактивных элементов за счёт влияния выбросов топливно-энергетического комплекса.

Авторы выражают искреннюю благодарность Таловскому В.С., Таловской Н.М., Филимоненко А.А., Ковалеву Н.И. за помощь в отборе и подготовке проб снега.

Работа выполнена при финансовой поддержке гранта BP Exploration Operating Company Limited и Гранта Президента для поддержки молодых российских ученых (МК 951.2013.5).

Литература

1. Арбузов С.И., Ершов В.В. Геохимия редких элементов в углях Сибири. – Томск: Изд. Дом «Д-Принт», 2007. – 468 с.
2. Аэрозоли Сибири / [И.С. Андреева и др.]; отв. ред. К.П. Куценкогий; 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).
3. Беляев С.П., Бесчастнов С.П., Хомушку Г.М., Моршина Т.И., Шилина А.И. Некоторые закономерности загрязнения природной среды продуктами сгорания каменного угля на примере г. Кызыла // Метеорология и гидрология. 1997. – №12. – С.54–63.
4. Бортикова С.Б., Рапута В.Ф., Девятова А.Ю., Юдахин Ф.Н. Методы анализа данных загрязнения снегового покрова в зонах влияния промышленных предприятий (на примере г. Новосибирск) // Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология. 2009. – №6. – С.515–525.
5. Василенко В.Н. Мониторинг загрязнения снежного покрова / В.Н. Василенко, И.М. Назаров, Ш.Д. Фридман. – Л.: Гидрометеоиздат, 1985. – 185 с.
6. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саев, Б.А. Ревич, Е.П. Янин [и др.]. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
7. Рапута В.Ф., Таловская А.В., Коковкин В.В., Язиков Е.Г. Анализ данных наблюдений аэрозольного загрязнения снегового покрова в окрестностях Томска и Северска. – Оптика атмосферы и океана. 2011. – Т.24. – №1. – С.74–78.
8. Рихванов Л.П., Язиков Е.Г., Барановская Н.В., Беляева А.М., Жорняк Л.В., Таловская А.В., Денисова О.А., Сухих Ю.И. Состояние компонентов природной среды Томской области по данным эколого-геохимического мониторинга и здоровье населения // Безопасность жизнедеятельности, 2008. – №1. – С.29–37.
9. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. РД 52.04.186 №2932-83. М.: Госкомгидромет, 1991. – 693 с.
10. Таловская А.В. Геохимическая характеристика пылевых

- атмосферных выпадений на территории г. Томска // *Оптика атмосферы и океана*, 2010. – Т.23. – №6. – С.519–524.
11. Таловская А.В., Язиков Е.Г. Радиогеохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории г. Томска и его окрестностей // *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. материалы III Международной конференции*, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.588–592.
 12. Шатилов А.Ю. Вещественный состав и геохимическая характеристика атмосферных выпадений на территории Обского бассейна: Автореф. дис. ... канд. геол.-мин. наук. – Томск, 2001. – 24 с.
 13. Язиков Е.Г. Радиоактивные элементы в природных средах урбанизированных территорий со сложной техногенной нагрузкой юга Западной Сибири // *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции*, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.695–701.
 14. Язиков Е.Г., Рихванов Л.П., Шатилов А.Ю., Таловская А.В. Радиоактивные элементы в атмосферных выпадениях территории юга Западносибирского региона // *Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека: Материалы II международной конференции*. – Томск: изд-во «Тандем-Арт», 2004. – С.715–720.
 15. Язиков Е.Г., Таловская А.В., Жорняк Л.В. Оценка эколого-геохимического состояния территории г. Томска по данным изучения пылеаэрозолей и почв. – Томский политехнический университет. – Томск. Издательство Томского политехнического университета, 2010. – 264 с.

ПРОГНОЗИРОВАНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКИХ ПОСЛЕДСТВИЙ РАЗРАБОТКИ МЕСТОРОЖДЕНИЙ УРАНА МЕТОДОМ СКВАЖИННОГО ПОДЗЕМНОГО ВЫЩЕЛАЧИВАНИЯ

Т.С. Теровская, А.Г. Кеслер, М.Д. Носков

Северский технологический институт НИЯУ МИФИ, Северск, Россия, nmd@ssti.ru

Скважинное подземное выщелачивание (СПВ), как современный и прогрессивный метод, в настоящее время широко применяется во многих странах, в том числе и в России, при добыче урана и других металлов [1]. Процесс извлечения урана из рудного тела осуществляется непосредственно на месте залегания путем воздействия на руду выщелачивающего раствора. На предприятиях России в качестве выщелачивающего реагента используется серная кислота. Метод ПВ по сравнению с традиционными горными способами добычи полезных ископаемых имеет ряд преимуществ, таких как высокая технологичность производства, возможность разработки месторождений с относительно низким содержанием урана, низкая себестоимость добычи. Отличительной особенностью СПВ является незначительное влияние на состояние окружающей среды. В отличие от подземных и открытых горных работ в процессе СПВ не образуются отвалы пород и хвостохранилища, отсутствуют шахтные и сбросные воды, загрязняющие поверхность, атмосферу и источники водоснабжения. Однако при подземном выщелачивании происходит загрязнение подземных вод химически активными веществами, используемыми для выщелачивания и образующимися в процессе взаимодействия с рудовмещающей породой [1–2]. Поэтому для снижения воздействия добычи урана методом СПВ на окружающую среду необходимо контролировать распространение загрязняющих веществ в подземном водоносном горизонте, как в процессе разработки месторождений, так и после его завершения.

В процессе СПВ урана серная кислота помимо урано-содержащих минералов взаимодействует с другими минералами, входящими в состав вмещающей породы. В результате чего в подземные воды помимо урана поступают: радионуклиды ^{230}Th , ^{210}Po , ^{226}Ra , макрокомпоненты Ca^{2+} , Fe^{2+} , Al^{3+} , Fe^{3+} и микрокомпоненты Zn , Cu , Ni , Se , Be , V , Co , Cr , Ti и др. При этом общая минерализация подземных вод может возрастать до 30 г/л. Все растворенные вещества

в подземных водах имеют разную миграционную способность. Наиболее высокую миграционную способность среди содержащихся в технологических растворах в значительных количествах имеет сульфат ион (SO_4^{2-}). Таким образом, по ореолу распространения сульфат иона можно судить об области загрязнения подземных вод.

На геоэкологические последствия разработки месторождений урана методом СПВ оказывают большое влияние гидрогеологические (изолированность продуктивного горизонта от вышележащих и нижележащих водоносных горизонтов, естественная скорость движения подземных вод, расположение областей разгрузки подземных вод, степень их минерализации) и технологические (интервалы вскрытия продуктивного горизонта технологическими скважинами, режимы работы скважин, состав выщелачивающих растворов) факторы.

Для мониторинга загрязнения подземной гидросферы и прогнозирования геоэкологических последствий разработки месторождений урана методом СПВ целесообразно применение программного комплекса, включающего в себя геоинформационную, моделирующую и экспертную системы [3]. Информационная система комплекса позволяет собирать и хранить данные о состоянии продуктивного горизонта в местах расположения наблюдательных скважин, концентрации веществ в технологических растворах и др. Моделирующая система описывает гидродинамические (фильтрацию жидкости и связанный с ней конвективный массоперенос, гидродинамическую дисперсию и т.д.) и физико-химические процессы (гомогенные и гетерогенные, кислотно-основные реакции, комплексообразование, сорбцию, растворение и осаждение минералов). Экспертная система предназначена для оценки состояния подземной гидросферы, планирования природоохранных мероприятий и разработки методики рекультивации пластовых вод.

С помощью программного комплекса можно получать информацию о состоянии подземного водного гори-

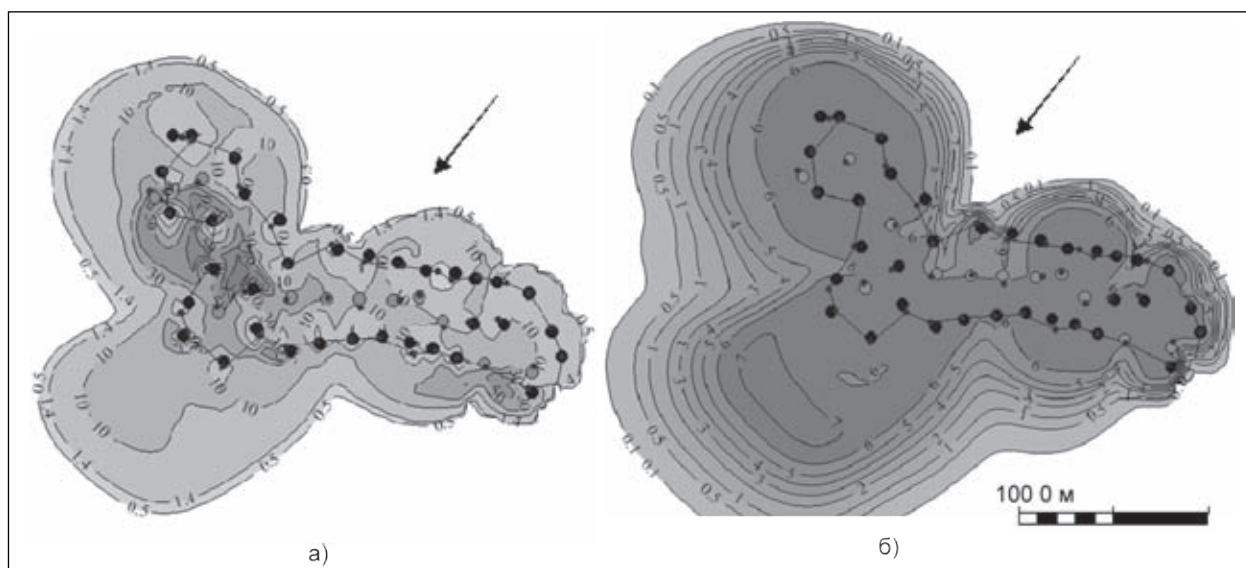


Рис. 1. Распределения загрязняющих компонентов на момент окончания работы блока. а) концентрация урана в жидкой фазе, мг/л; б) концентрация сульфат иона, г/л. ПДК урана 1,4 мг/л, ПДК сульфат иона 0,5 г/л. Стрелочкой указано направление течения подземных вод, скорость потока 1,5 м/год

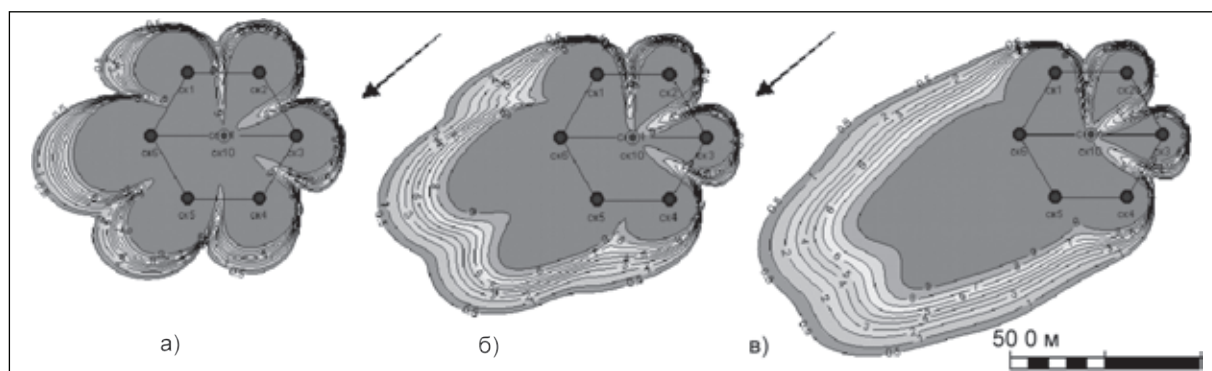


Рис. 2. Ореол распространения сульфат иона на момент окончания работы технологической ячейки для различных скоростей регионального потока: а) 1,5 м/год; б) 3 м/год; в) 6 м/год. Последняя изолиния соответствует ПДК по сульфат иону для питьевого водоснабжения. Стрелочкой указано направление течения подземных вод

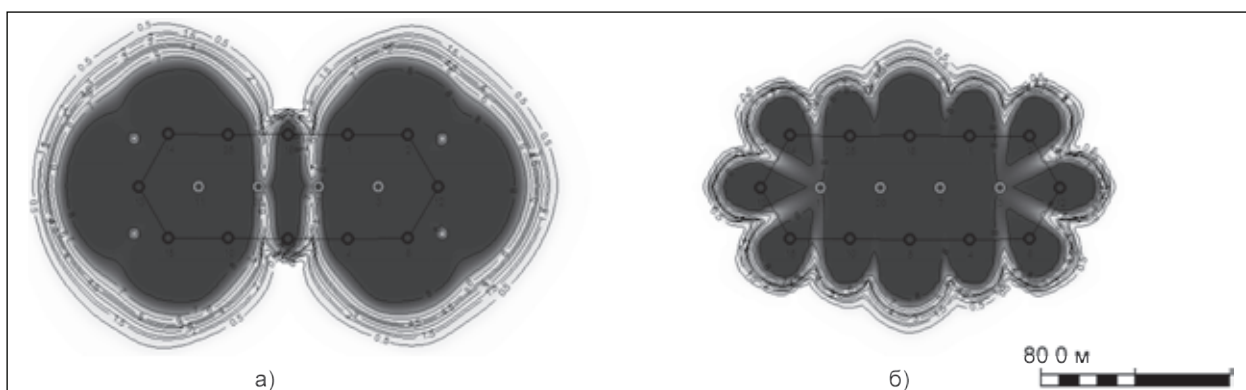


Рис. 3. Картина распределения сульфат иона на момент окончания работы блока. а) дебиты всех нагнетательных скважин равны, соблюден общий баланс технологических растворов по блоку; б) дебиты нагнетательных и откачных скважин не равны, соблюден общий баланс по откачным и нагнетаемым растворам и локальный баланс по отдельным участкам блока

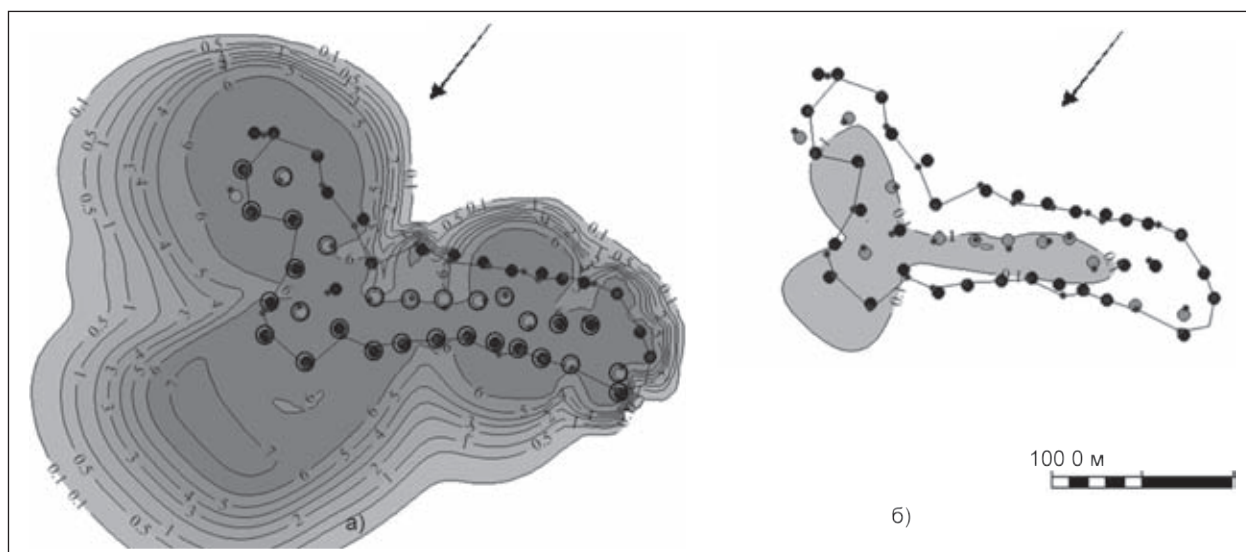


Рис. 4. Распределения сульфат иона на разный момент времени. а) концентрация сульфат иона на момент окончания эксплуатации блока; б) концентрация сульфат иона спустя 18 мес. после начала рекультивации. Кругами обведены скважины, проводящие откачку загрязненных вод

зонта. На рис. 1 представлен пример результатов расчета распределения урана и сульфат иона в окрестности технологического блока. В процессе СПВ происходит нейтрализация серной кислоты в результате взаимодействия с вмещающей породой. Поэтому кислые технологические растворы не выходят далеко за пределы контура блока. Содержащийся в технологических растворах уран переходит в твердую фазу при нейтрализации кислоты и не мигрирует далеко за пределы контура блока (около 20 метров на момент окончания эксплуатации блока, рис. 1а). Имеющий наибольшую миграционную способность сульфат ион распространяется на наибольшие расстояния (40–80 метров на момент окончания эксплуатации блока, рис. 1б). В течение работы технологического блока область его распространения возрастает. После окончания отработки блока, при отсутствии проведения процесса рекультивации подземных вод, ореол сульфат иона сносится региональным потоком, со временем его концентрация становится меньше из-за разбавления пластовыми водами и взаимодействия с породообразующими минералами.

Область загрязнения увеличивается с возрастанием скорости естественного регионального потока подземных вод. На рис. 2 представлены результаты расчетов распределения сульфат иона на момент окончания работы технологической ячейки блока при различных скоростях движения подземных вод. Наибольшее распространение ареала загрязнения наблюдается по направлению движения подземных вод. Поэтому особое значение необходимо уделять распространению загрязняющих веществ с региональным потоком подземных вод, если ниже по потоку находятся источники питьевого или хозяйственного водоснабжения, или происходит разгрузка подземных вод в открытую гидрографическую сеть.

Кроме регионального потока, на распространение технологических растворов в подземном горизонте большое влияние оказывают режимы работы технологических сква-

жин. При отработке эксплуатационных блоков методом СПВ дебит откачки поддерживается равным дебиту закачки. Однако, в некоторых случаях, для уменьшения области растекания загрязняющих веществ можно создать превышение объемов откаченных растворов над объемами закаченных продуктивных растворов (дисбаланс работы блока в сторону откачки). В противоположном случае, при дисбалансе дебита блока в сторону закачки ореол распространения сульфат иона быстро увеличивается с течением времени. При наличии локального дисбаланса работы скважин блока, также имеет место увеличение ореола распространения сульфат иона в области, окружающей участок, где имеет место превышение нагнетания над откачкой (рис. 3). Таким образом, при разработке месторождений полезных ископаемых методом СПВ необходимо постоянно контролировать дебиты откачных и закачных скважин, и стремиться к равенству объемов закаченных и откаченных растворов не только по блоку в целом, но и для отдельных участков.

После завершения отработки эксплуатационных блоков происходит распространение загрязнений по действием естественного потока подземных вод. В результате физико-химических процессов и разбавления пластовыми водами концентрация загрязняющих веществ постепенно снижается до фоновых значений. Длина пути и время самоочищения зависят от скорости потока и характера взаимодействия растворов с породообразующими минералами. Таким образом, основным способом рекультивации подземных вод является естественная деминерализация.

Однако если разработка месторождения ведется недалеко от водозаборов или существует угроза загрязнения поверхностных вод можно провести рекультивацию продуктивного пласта. Одним из методов рекультивации является откачка загрязненных растворов до достижения в продуктивном пласте концентраций загрязняющих компонентов значений ниже ПДК. Для обеспечения эффективной

откачки загрязненных растворов целесообразно использовать все откачные и нагнетательные скважины, расположенные в направлении движения подземных вод, с последующим их отключением в процессе рекультивации при достижении в откачных растворах скважины концентраций загрязняющих компонентов ниже ПДК. Это обеспечивает наименьшее время процесса рекультивации и минимальный объем откаченных растворов. На рис. 4 показан пример расчета распределения сульфат иона до начала рекультивации подземных вод и после её завершения. Предпоследняя изолиния концентрации соответствует значению ПДК по сульфат иону для питьевого водоснабжения. Расчеты показывают, что образовавшиеся в процессе СПВ загрязнения можно удалить, откачав при этом около 10 % от суммарного объема закаченных растворов. Продолжительность процесса рекультивации составила 18 мес. За

время проведения рекультивации из продуктивного пласта извлечено 4,9 т урана и 320 т серной кислоты.

Таким образом, при разработке месторождений урана методом сернокислотного СПВ с соблюдением технологического регламента загрязняющие вещества, представляющие наибольшую опасность, не распространяются на значительные расстояния за пределы контура блока. Основным способом рекультивации подземных вод является естественная деминерализация. В случае необходимости можно провести рекультивацию продуктивного пласта откачкой технологических растворов. Разработанный программный комплекс может использоваться для прогнозирования загрязнения подземных вод, выработки природоохранных мероприятий и разработки планов рекультивации подземных вод после разработки месторождения урана методом подземного выщелачивания.

Литература

1. Лаверов Н.П., Абдульманов И.Г., Бровин К.Г. и др. Подземное выщелачивание полиэлементных руд. – М.: Издательство академии горных наук, 1998. – 446 с.
2. Рихванов Л.П. Радиоактивные элементы в окружающей среде и проблемы радиозащиты. – Томск: STT, 2009. – 430 с.
3. Носков М.Д., Истомин А.Д., Кеслер А.Г., Носкова С.Н., Челюков А.А. Геотехнологический информационно-моделирующий экспертный комплекс для обеспечения экологической безопасности геотехнологического предприятия. / Экологические системы и приборы, 2010. – №9. – С.11–14.

ПОКАЗАТЕЛИ СОДЕРЖАНИЯ ГОРМОНОВ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ БЕЗ КЛИНИЧЕСКИХ ПРОЯВЛЕНИЙ ЗОБА У НАСЕЛЕНИЯ ПРИ ПОПАДАНИИ РАДИОНУКЛИДОВ ЧЕРЕЗ ЖЕЛУДОЧНО-КИШЕЧНЫЙ ТРАКТ

Г.Р. Тойчуева, А. Маматжан кызы, Т.Р. Пайзылдаев

Институт медицинских проблем Южного отделения Национальной академии наук
Кыргызской Республики, г. Ош, Кыргызстан, imprankr@rambler.ru

INDICATORS OF A THYROID HORMONE CONCENTRATION WITHOUT CLINICAL SIGNS OF THE GOITER AMONG THE POPULATION BY AN INGESTION OF RADIONUCLIDES INTO THE BODY THROUGH THE DIGESTIVE TRACT

G.R. Toichueva, A. Mamatzhan kyzy, T.R. Paizyl daev

Institute of Medical Problems of the Southern Branch of the National Academy of Sciences of the Kyrgyz Republic, Osh, Kyrgyzstan

Abstract. The present article deals with the peculiarities of the thyroid hormones concentrations without clinical signs of a goiter, i.e. subclinical hypo- and hyperthyroidism among the population living in the Mayluusuu River Valley. Radionuclides penetrated into the human body through the digestive tract. All the examined patients showed the thyroid hormone concentrations typical to hypo- and hyperthyroidism.

Актуальность

По своему географическому положению Кыргызстан относится к внутриконтинентальным регионам, и йодная недостаточность является для республики стабильным фактором. В советское время, а именно в 50-е годы прошлого века, в Кыргызской Республике при активном участии академика Ахунбаева И.К. заболеваемость эндемическим зобом была снижена с 36,1 % (а в некоторых районах Ошской области он доходил до 60–63 %) в 1958 г. до 5 % в 1967 г. [1].

Однако затем на постсоветском пространстве произошли выраженные социально-экономические преоб-

разования, в результате изменилась структура общей заболеваемости [2], в связи с чем на первый план в сфере профилактики вышли заболевания щитовидной железы. Постановление Правительства Кыргызской Республики в сентябре 1994 г. №726 «О ликвидации йододефицитных расстройств среди населения Кыргызской Республики» дало тенденции к снижению, однако заметим, что процент выявления заболеваний щитовидной железы вновь достиг уровня 30–40 %, т.е. йододефицитные заболевания (ЙДЗ) вновь превратились в актуальную медико-социальную проблему, от решения которой зависит будущее подрастающего поколения.

Распространенность йодонедостаточности в Кыргызской Республике (2003–2005 гг.) по регионам имеет показатели от 3,6 до 7 – кратного различия [4]. В то же время, такие различия, возможно, связаны с загрязнением окружающей среды, и этой проблеме посвящены монографии под редакцией Л.И. Браверманна [3]. У группы детей, проживающих вблизи урановых отвалов и употребляющих воду, загрязненную урановыми отходами, из реки или же из родника, заболеваемость зобом обнаруживалась в 5 и 3,5 раза чаще, чем среди детей, употреблявших чистую воду. [6]. В Кыргызстане различные формы патологии щитовидной железы у населения, проживающего в условиях радиационной опасности, выявлены у 31 % обследованных [5].

В то же время в литературе отсутствуют работы, посвященные изучению гормонального состояния у людей, употребляющих загрязненную радионуклидами воду, без клинических проявлений зоба.

Исходя из вышеизложенного, целями и задачами работы явились изучение гормонального состояния у населения, употребляющего загрязненную радионуклидами воду, без клинических проявлений зоба, что дало бы возможность для раннего выявления патологии щитовидной железы, своевременной профилактики и лечения в зависимости от действующих факторов.

Материалы и методы

Обследованию подвергались 193 человека, проживающие в разных зонах и регионах. Обследование проводилось на содержание гормона щитовидной железы – тиреотропного гормона (ТТГ), тиреоидных гормонов: T_3 – трийодтиронина, T_4 – тироксина (общий и связанный), ТГ – тиреоглобулина и показателя аутоантител (АТ) к тиреоидной пероксидазе (ТПО) в сыворотке крови. В I группе обследовалось 86 человек, без клинического проявления зоба, проживающих в селе Бургонду ниже 23 км от урановой биогеохимической зоны по течению реки Майлуу-Суу, где население употребляет речную воду, загрязненную ураном и торием. II группу составило 74, проживающие в той же зоне, т.е. в бассейне реки Майлуу-Суу, но употребляющие воду из другого источника. III группу составило 33 человека, проживающие в другом регионе на той же высоте, с аналогичным образом жизни.

Определение показателей гормонов щитовидной железы в сыворотке крови проводилось ИФА - методом.

Результаты и их обсуждение

В I группе, т.е. у населения, проживающего в Бургонду, у всех 86 обследованных на показатели тиреоидных гормонов установлено следующее: тиреотропного гормона (ТТГ), T_3 – трийодтиронина, T_4 – тироксина (общий и связанный), ТГ – тиреоглобулина и показателя аутоантител (АТ) к тиреоидной пероксидазе (ТПО) в сыворотке крови, соответствующих норме, ни у кого не было.

Повышение ТТГ, характерное для эндемического зоба, из 86 обследованных выявлено у 33, что составило 38,4 %. Снижение ТТГ, характерное для токсического зоба, выяв-

лено у 6, что составило 7 %. Средний арифметический показатель составлял 3,27 мМЕ/л; max 12,4; min 0,03 мМЕ/л; σ составила 4,02; m было равно 1,34 мМЕ/л. ($P > 0,001$)

Повышение T_3 , характерное для токсического зоба, выявлено у 6, что составило 7,07 %, а снижение T_3 , характерное для эндемического зоба, выявлено у 25, что составляло 29,1 %. Концентрация в среднем составляла 1,61 нмоль/л; max составлял 12,6 нмоль/л; min 0,2 нмоль/л; σ составила 4,03 нмоль/л; m было равно 1,34 нмоль/л. ($P > 0,001$).

Повышение T_4 (общего), характерное для токсического зоба, было у 8 обследованных, или 12,2 %, и снижение T_4 , характерное для эндемического зоба, наблюдалось у 75 обследованных, что составляет 87,2 %. Среднее значение составило 44,12 пмоль/л; max составлял 380,4 пмоль/л; min 1,2 пмоль/л; σ составила 123,12 пмоль/л; m было равно 41,04 пмоль/л. ($P > 0,001$).

Повышение ТГ. По данным ВОЗ с 1994 г. повышение среднего уровня ТГ в крови является одним из индикаторов зобной эндемии. Такого было у 9, что составило 10,5 %. Среднее значение составляло 38,77 нг/мл; max составлял 99,3 нг/мл; min 13,2 нг/мл; σ составила 27,95 нг/мл; m было равно 9,32 нг/мл. ($P > 0,001$).

Показатели ТГ коррелировались со значениями ТТГ.

Содержание ТПО у 34 (или у 39,5 %) было выше нормы, что характерно для аутоиммунного процесса. Концентрация имела следующие показатели. Среднее значение составляло 30,5 ед/мл; max составлял 70,3 ед/мл; min 12,3 ед/мл; σ составила 18,83 ед/мл; m было равно 6,28 ед/мл. ($P > 0,001$).

В этой группе гормональные показатели были противоречивы, т.е. у одного и того же обследованного на фоне повышения ТТГ до 12,6 нмоль/л, характерного для эндемического зоба, в то же время было повышено ТПО, составляя 46,1 ед/мл, характерное для аутоиммунных тиреоидных заболеваний (идиопатическая микседема, тиреоидит Хашимото, диффузный токсический зоб) [3].

Во II группе в той же зоне, но среди употребляющих воду из другого источника, из 74 обследованных все показатели, соответствующие норме, были лишь у 8, что составило 10,8 %. Повышение ТТГ выявлено у 6 обследованных, что составило 8,1 %. Снижение ТТГ – у 4, что составило 5,4 %. Среднее значение составляло 1,49 мМЕ/л; max составлял 4,6 мМЕ/л; min 0,02 мМЕ/л; σ составила 1,49; m было равно 0,5 мМЕ/л. ($P > 0,001$).

Снижение T_3 выявлено у 44, что составляло 59,4 %. Концентрация: среднее значение составляло 1,19 нмоль/л; max 3,5 нмоль/л; min 0,03 нмоль/л; σ составила 1,13 нмоль/л; m было равно 0,38 нмоль/л.

Снижение T_4 (общего) было у 66 обследованных, что составило 89,2 %. Max составлял 135 пмоль/л; min 0,2 пмоль/л. Среднее значение составляло 23,24 пмоль/л; σ составила 43,77 пмоль/л; m было равно 14,59 пмоль/л.

Показатели ТГ коррелировались со значениями ТТГ.

Повышение ТГ было у 14, что составило 18,9 %. Среднее значение составляло 38,29 нг/мл; max составлял 100,3 нг/мл; min 10,8 нг/мл; σ составила 29,06 нг/мл; m было равно 9,69 нг/мл.

Содержание ТПО у 20 было выше нормы, что соста-

вило 27 %. Концентрация: тах составлял 50,3 ед/мл; min 15,3 ед/мл. Среднее значение составляло 28,67 ед/мл; σ составила 11,36 ед/мл; м было равно 3,79 ед/мл.

В 3 группе у населения, проживающего в экологически чистой зоне при таких же значениях относительно высот над уровнем моря без клинических проявлений зоба среди 33 обследованных все показатели в норме были у 3, что составило 9,1 %.

Повышение гормона ТТГ было у трёх, что составило 9,1 %. Среднее значение составляло 2,4 мМЕ/л; тах составлял 3,8; min 1,5 мМЕ/л; σ составила 0,73 мМЕ/л; м было равно 0,23 мМЕ/л.

Снижение T_3 из 33 обследованных выявлено у 9, что составляло 27,3 %. Содержание тах составило 2,00 нмоль/л; min 0,70 нмоль/л. Среднее арифметическое значение составило 1,25 нмоль/л; σ составила 0,41 нмоль/л; м было равно 0,13 нмоль/л.

Снижение T_4 (общего) было у 30 обследованных, что составило 90,9 %. Мах составлял 75,2 пмоль/л; min 38,4 пмоль/л. Среднее значение составляло 58,83 пмоль/л; σ составила 11,61 пмоль/л; м было равно 3,67 пмоль/л. ($P > 0,001$).

Снижение T_4 свободного выявлено у 3, ниже нормы на 0,1 пмоль/л, т.е. T_4 свободный для диагностики эндемического зоба малоинформативен. Среднее значение составляло 13,58 пмоль/л; тах составлял 20,1 пмоль/л; min 8,9 пмоль/л; σ составила 3,53 пмоль/л, м было равно 1,12 пмоль/л.

Показатели ТГ коррелировались со значениями ТТГ. Мах составлял 61,2 нг/мл; min 19,2 нг/мл. Среднее арифметическое значение составляло 41,77 нг/мл, σ составила 13,25 нг/мл, м было равно 4,19 нг/мл.

Содержание ТПО было в норме, т.е. аутоиммунные процессы в этой зоне не выявлены. Среднее значение составляло 22,6 ед/мл; тах составлял 29,2 ед/мл; min 16,8 ед/мл; σ составила 3,91 ед/мл, м было равно 1,24 ед/мл.

Показатель аутоантител (АТ) к тиреоидной пероксидазе (ТПО) в норме составляет до 30 МЕ, превышение этого

порога свидетельствует об аутоиммунном процессе, о наличии аутоиммунных тиреоидных заболеваний (идиопатическая микседема, тиреоидит Хашимото, диффузный токсический зоб) [3].

Таким образом, среди населения, употребляющего воду, загрязненную ураном и торием, абсолютно нормального содержания всех гормонов щитовидной железы, даже у людей без клинических проявлений зоба, нет. Кроме эндемического зоба, диагностируемого по гормональным показателям, наиболее часто встречаются аутоиммунные процессы, т.е. аутоиммунные тиреоидные заболевания, в том числе, идиопатическая микседема, тиреоидит Хашимото, диффузный токсический зоб.

У населения, проживающего в той же зоне, т.е. в бассейне реки Майлуу-Суу, но употребляющего воду из другого источника, изменение гормонов щитовидной железы составляло 89,2 %. У населения, проживающего в экологически чистой зоне, гормональные изменения, характерные только для эндемического зоба, составляли 90,9 %. Во всех трех группах наиболее высокие показатели изменения гормонов щитовидной железы были по значениям T_4 общего, т.е. наиболее информативным из числа содержания гормонов щитовидной железы, является именно содержание T_4 общего.

Выводы

1. Уран и торий являются основной причиной изменения содержания гормонов щитовидной железы.
2. Население, проживающее в урановой биогеохимической зоне, употребляющее загрязненную ураном и торием воду, следует отнести к группе риска по патологии щитовидной железы.
3. Одним из главных профилактических мероприятий патологии щитовидной железы является обеспечение населения чистой питьевой водой.
4. В условиях горной страны эндемический зоб является социальной эпидемиологической проблемой, требующей решения на государственном уровне.

Литература

1. Абдылдаева Э.Э., Бонетский А.А., Кушубекова Н.Н., и др. Клиника, диагностика и профилактика эндемического зоба в детском возрасте. Методические рекомендации. – Бишкек, 1999. – 31 с.
2. Агаев Р.А., Рафибеков Д.С., Чынгышпаев Ш.М., и др. Хирургия щитовидной железы. – Баку, 2003. – 150 с.
3. Болезни щитовидной железы. / Под ред. Л. И. Бравермана. – М., «Медицина». 2000. – 432 с.
4. Мамедгасанов Т.Ю., Буюкьянов А.И., Василевский М.Г. Эпидемиология йододефицитных состояний. Материалы первого съезда Кыргызской ассоциации общественного здравоохранения. Медицина Кыргызстана. Ежемесячный научно-практический медицинский журнал. Июль-август, №3/2007. – С.165–169.
5. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Куданбаев Н.К., и др.

Показатели заболеваемости населения, проживающего в условиях радиационной опасности и зобной эндемии. // Окружающая среда и здоровье человека. Сборник научных трудов. Т.VI. – Бишкек 1998 г. – С.145–148.

6. Тойчуева Г.Р. «Влияние загрязнения окружающей среды отходами ураносодержащих руд на частоту эндемического зоба у детей». // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III Международной конференции, г. Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.600–601.
7. Яйцев С.В. Клинико-эпидемиологическая характеристика, пути профилактики и прогнозирования рака щитовидной железы. Автореферат дис. д-ра мед. наук. – Челябинск, 2000. – 48 с.

ВОЗРАСТНЫЕ ОСОБЕННОСТИ СОДЕРЖАНИЯ ГОРМОНОВ ЩИТОВИДНОЙ ЖЕЛЕЗЫ БЕЗ КЛИНИЧЕСКИХ ПРОЯВЛЕНИЙ ЗОБА У НАСЕЛЕНИЯ, ПРОЖИВАЮЩЕГО В МАЙЛУУ-СУУЙСКОЙ УРАНОВОЙ БИОГЕОХИМИЧЕСКОЙ ЗОНЕ И В ПОЙМЕ РЕКИ МАЙЛУУ-СУУ

Г.Р. Тойчуева, Ж.А. Мадыкова

Институт медицинских проблем Южного отделения Национальной академии наук
Кыргызской Республики, г. Ош, Кыргызстан, impnankr@rambler.ru

AGE PECULIARITIES OF THE THYROID HORMONE CONCENTRATION WITHOUT CLINICAL SIGNS OF A GOITER AMONG THE POPULATION LIVING IN THE MAYLUUSUU URANIUM BIOGEOCHEMICAL AREA AND IN THE MAYLUUSUU RIVER VELLEY

G.R. Toichueva, J.A. Madykova

Institute of Medical Problems, Southern Branch of the National Academy of Sciences of the Kyrgyz Republic, Osh, Kyrgyzstan

Abstract. *The present article deals with the peculiarities of the thyroid hormones concentrations without clinical signs of a goiter, i.e. subclinical hypo- and hyperthyroidism among the population living in the uranium biogeochemical area. None of the examined patient without reference to age, showed normal levels of thyroid hormones.*

Актуальность

Диффузный эутиреоидный зоб более чем в 50 % случаев развивается до 20-летнего возраста, а в 20 % случаев – до 30 лет. У женщин зоб развивается в 2–3 раза чаще, чем у мужчин [7]. В условиях Кыргызстана существенно важны показатели заболеваемости населения, проживающего в условиях радиационной опасности и зобной эндемии. Наиболее высокий процент (50 %) патологии щитовидной железы выявлен у детей в возрасте до 16 лет, т.е. у обучающихся в старших классах [3]. У группы детей, проживающих вблизи урановых отвалов и в зависимости от употребляемой воды (из реки или родника), загрязненной урановыми отходами (из реки), наиболее высокий процент патологии щитовидной железы обнаружен у детей с 3 по 11-й классы [4].

Эндемический зоб и связанные с ним йоддефицитные заболевания (ЙДЗ) представляют собой одну из наиболее важных медико-социальных проблем современности, так как дефицит йода влияет на рост и развитие организма в целом и, прежде всего, на формирование мозга ребенка. У детей и подростков ЙДЗ проявляются нарушением психомоторного статуса, задержкой физического и интеллектуального развития, являются наиболее частой причиной умственной отсталости у детей [1, 5, 6], т.е. влияют на генофонд населения [2]. Изучение данной проблемы в контексте «окружающая среда – изменение содержания гормонов щитовидной железы, без клинического проявления зоба, в зависимости от возраста», позволяющее выявить развитие зоба до клинических проявлений, является первостепенной задачей для сохранения генофонда населения.

Исходя из вышеизложенного, целью работы явилось изучение особенностей изменения содержания гормонов щитовидной железы по возрастам у населения, проживающего в Майлуу-Сууйской урановой биогеохимической зоне и в пойме реки Майлуу-Суу; у групп людей без клинических проявлений зоба, с последующей разработкой оптимальных способов ранней диагностики, профилактики и лечения патологии щитовидной железы.

Материалы и методы

Обследованию подвергалось население, проживающее в Майлуу-Сууйской урановой биогеохимической зоне и в пойме реки Майлуу-Суу, без клинических проявлений зоба. Учитывая имеющиеся возрастные отличия по нормативным показателям содержания гормонов щитовидной железы (ТТГ, T_3 и T_4) в сыворотке крови, обследованные были распределены на три группы в зависимости от возраста: до 8 лет – I группа (31 ребенок), от 9 до 16 – II группа (44) и старше 17 лет – III группа (55 человек). Определение гормона щитовидной железы – тиреотропного гормона (ТТГ), тиреоидных гормонов: T_3 – трийодтиронина, T_4 – тироксина (общий), ТГ – тиреоглобулина и показателя аутоантител (АТ) к тиреоидной пероксидазе (ТПО) в сыворотке крови проводилось ИФА – методом.

Результаты

Всех показателей, соответствующих норме, ни у кого из обследованных не было.

В I группе в возрасте до 8 лет, по принятым нормативам, содержание гормонов щитовидной железы составляет: ТТГ – 0,30–3,5 мМЕ/л, T_3 – 1,28–3,71 нмоль, T_4 общ. – 83–172 нмоль/л, T_4 связанный – 9–28 нмоль/л, а содержание ТГ = 2,0–55,0 нг/мл, ТПО – до 30 ед/мл в сыворотке для всех возрастов имеет одинаковые показатели.

Содержание ТТГ из 31 обследованного выше нормы, характерное для эндемического зоба, было у двух, что составило 6,45 %; ниже нормы, характерное для токсического зоба, было у одного, что составило 3,2 %.

Средние арифметические показатели составляли $M=2,07$; $\max=4,5$; $\min=0,1$; $\sigma=0,97$; $m=0,32$. $P<0,01$. Увеличение содержания ТТГ в сыворотке крови служит маркером при первичном гипотиреозе. Снижение его уровня или полное отсутствие ТТГ – наиболее существенный индикатор первичного гипертиреоза.

Показатель T_3 ниже нормы выявлен у 12 (38,7 %), что характерно для эндемического зоба; выше нормы – у 1 (3,2 %), что характерно для токсического зоба. Концен-

трация: средние арифметические показатели составили $M=1,18$ нмоль/л; $\max=12,6$; $\min=0,1$; $\sigma=0,78$; $m=0,26$. $P<0,01$.

Показатель T_4 ниже нормы был выявлен у 25 (80,6%), что характерно для эндемического зоба; выше нормы – у 1 (3,2%), что характерно для токсического зоба. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=50,368$ нмоль/л; $\max=480,00$; $\min=1,2$; $\sigma=154,58$; $m=51,53$. $P<0,01$.

Показатель ТГ выше нормы был выявлен у 9 (29,0%), что характерно для эндемического зоба; снижения нормативных значений не было. Концентрация: средние арифметические показатели составили $M=44,9$ нмоль/л; $\max=89,7$; $\min=16,1$. $P<0,01$.

Показатель АТ к ТПО выше нормы был выявлен у 16 (51,6%), что характерно для аутоиммунных тиреоидных заболеваний (идиопатическая микседема, тиреоидит Хашимото, диффузный токсический зоб и др. [2]. Концентрация: средние арифметические показатели составили $M=41,42$ нмоль/л; $\max=127,4$; $\min=16,2$. $P<0,01$.

Во II группе возрастные нормативы содержания гормонов отличаются от вышеуказанной группы: по ТТГ – 0,23–3,5 мМЕ/л; T_3 – 1,26–3,28 нмоль/л и T_4 (общий) – 72–151 нмоль/л.

Из 44 обследованных показатель ТТГ ниже нормы, характерный для токсического зоба, был у 2 пациентов, что составило 4,54%; выше нормы – у 8 (18,2%), что характерно для эндемического зоба. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=2,42$ мМЕ/л; $\max=12,4$; $\min=0,03$; $\sigma=1,14$; $m=0,38$ нмоль/л.

Содержание T_3 ниже нормы, характерное для эндемического зоба, выявлено у 24 (54,5%); повышения нормативных значений не было. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=1,169$ нмоль/л; $\max=2,3$; $\min=0,03$; $\sigma=0,67$; $m=0,22$.

Показатель T_4 ниже нормы был у 37 (84,1%), что характерно для эндемического зоба; у 3 (6,8%) – выше нормы, что характерно для токсического зоба. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=46,60$ нмоль/л; $\max=380,4$; $\min=1,6$; $\sigma=112,34$; $m=37,45$.

Показатель ТГ выше нормы был выявлен у 18 (40,9%), что характерно для эндемического зоба; снижения нормативных значений не было. Концентрация: средние арифметические показатели составили $M=47,66$ нмоль/л; $\max=86,9$; $\min=14,3$.

Показатель АТ к ТПО выше нормы был выявлен у 14 (31,8%), что характерно для аутоиммунных тиреоидных заболеваний (идиопатическая микседема, тиреоидит Хашимото, диффузный токсический зоб). Концентрация: средние арифметические показатели составили $M=29,13$ нмоль/л; $\max=90,8$; $\min=12,3$.

III группу составило 55 человек старше 17 лет. От предыдущих двух групп третья группа отличается данными по следующим нормативам: ТТГ – 0,23–3,0 мМЕ/л; T_3 – 1,08–3,14 нмоль/л и T_4 (общий) – 59–135 нмоль/л.

Соответствующих норме показателей ни у кого не было.

Содержание ТТГ из 55 обследованных ниже нормы, характерное для токсического зоба, выявлено у 5, что составило 9,1%; выше нормы – у 9 (16,4%), что характерно для эндемического зоба. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=2,2$ мМЕ/л; $\max=11,0$; $\min=0,10$; $\sigma=0,88$; $m=0,29$.

Показатель T_3 из 55 у 25 (45,45%) был ниже нормы, что характерно для эндемического зоба; выше нормы – у 3 (5,45%), что характерно для токсического зоба. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=1,45$ нмоль/л; $\max=9,0$; $\min=0,1$; $\sigma=1,14$; $m=0,38$.

Показатель T_4 у 5 обследованных (9,1%) был выше нормы, что характерно для токсического зоба; ниже нормы – у 33 (60,0%), что характерно для эндемического зоба. Концентрация: средние арифметические показатели составляли $M=44,82$ нмоль/л; $\max=178,00$; $\min=0,3$; $\sigma=53,90$; $m=17,97$.

Показатель ТГ выше нормы был выявлен у 21 (38,2%), что характерно для эндемического зоба; снижения нормативных значений не было. Концентрация: средние арифметические показатели составили $M=47,56$ нмоль/л; $\max=184,0$; $\min=2,5$.

Показатель АТ к ТПО выше нормы был выявлен у 25 (45,45%), что характерно для аутоиммунных тиреоидных заболеваний (идиопатическая микседема, тиреоидит Хашимото, диффузный токсический зоб). Концентрация: средние арифметические показатели составили $M=39,46$ нмоль/л; $\max=126,3$; $\min=10,3$.

Таким образом, у населения, проживающего в Майлуу-Сууйской урановой биогеохимической зоне и в пойме реки Майлуу-Суу, без клинических проявлений зоба гормональные изменения щитовидной железы происходят независимо от возраста. Наряду с эндемическим зобом, изменения, характерные для токсического зоба, выявлены у детей в возрасте до 8 лет при: снижении ТТГ у 3,2% обследованных; повышении T_3 и T_4 у 3,2% обследованных; повышении ТГ и ТПО соответственно у 29% и 51,6%. У детей и подростков с 9 до 16 лет изменения, характерные для токсического зоба, выявлены при: снижении ТТГ у 4,5%; повышении T_4 у 6,8%, ТПО у 31,8%. В возрасте старше 17 лет снижение ТТГ выявлено у 9,1%, увеличение T_3 и T_4 – соответственно у 5,4 и 9,1%. ТПО повышено у 45,4% обследованных.

Выводы

1. У населения, проживающего в урановой биогеохимической зоне, без клинических проявлений зоба гормональные изменения щитовидной железы происходят не зависимо от возраста.
2. Население, проживающее в урановой биогеохимической зоне, подлежит отнести в группу риска по патологии щитовидной железы.
3. Профилактика патологии щитовидной железы у населения, проживающего в урановой биогеохимической зоне, должна проводиться на государственном уровне.

Литература

1. Абдылдаева Э.Э., Бонеецкий А.А., Кушубекова Н.Н. и др.. Клиника, диагностика и профилактика эндемического зоба в детском возрасте. Методические рекомендации. – Бишкек, 1999. – 31 с.
2. Болезни щитовидной железы. / Под ред. Л.И. Бравермана. – М., «Медицина», 2000. – 432 с.
3. Мануйленко Ю.И., Абдылдаев Т.Т., Кулданбаев Н.К., и др. Показатели заболеваемости населения, проживающего в условиях радиационной опасности и зобной эндемии. Окружающая среда и здоровье человека. Сборник научных трудов. Т. VI. – Бишкек 1998. – С.145–148.
4. Тойчуева Г.Р. Влияние загрязнения окружающей среды отходами ураносодержащих руд на частоту эндемического зоба у детей. // Радиоактивность и радиоактивные элементы в среде обитания человека. Материалы III международной конференции, г.Томск, 23–27 июня 2009 г. – Томск: STT, 2009. – С.600–601.
5. Gaitan E, Nelson NC, Poole GV. Endemic goiter and endemic thyroid disorders. // World J Surg 1991. – №15. – P.205–215.
6. Gaitan E, Dwin JT. Epidemiology of iodine deficiency. // Trends Endocrinol. Metab 1992. – №3. – P.170–175.).
7. Hofbauer LC, Rafferzeder M, Janssen O et al. Insulin-like growth factor I messenger ribonucleic acid expression in porcine thyroid follicles is regulated by thyrotropin and iodine. // Eur J. Endocrinol 1995 May. – P.132,601–2.

РЕЗУЛЬТАТЫ ВОЗДЕЙСТВИЯ МНОГОЛЕТНЕЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ БЕЛОЯРСКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ НА РАДИОЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ПРЕСНОВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ

А.В. Трапезников, В.Н. Трапезникова, А.В. Коржавин, А.П. Платаев

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, BFS_zar@mail.ru

RESULTS OF AN INFLUENCE OF LONG-TERM ACTIVITY OF THE BELOYARSKY NUCLEAR POWER PLANT ON A RADIOECOLOGICAL CONDITION OF FRESH-WATER ECOSYSTEMS

A.V. Trapeznikov, V.N. Trapeznikova, A.V. Korzhavin, A.P. Platayev

Institute of plants and animals ecology of UrDpt of the Russian Academy of Sciences, Ekaterinburg, Russia, BFS_zar@mail.ru

Abstract. Influence of the Beloyarsky nuclear power plant activity on a radioecological condition of a reservoir-cooler and some small rivers located in a zone of plant influence is studied. It is shown that the ^{60}Co and ^{137}Cs maintenance in water of the Beloyarsky river basin has decreased by hundreds and thousand times, and by tens and hundreds times in bottom sediments after a conclusion from operation I and II blocks of BAPS. Radionuclide concentration in the basic components of water ecosystems corresponds to a regional background level in 5 investigated rivers after the 47-year-old period of operation BAPS. Higher maintenance levels of the radioactive substances remain in the Olhovka-river, which has been a subject of low radioactive waters dumps from the Beloyarsky nuclear power plant for some years.

В 2011 г. исполнилось 47 лет со дня пуска первенца советской промышленной атомной энергетики – Белоярской АЭС им. И.В. Курчатова. Белоярская атомная электростанция им. И.В. Курчатова (БАЭС) расположена в Свердловской области вблизи таких крупных городов как Екатеринбург и Асбест. Расстояние от областного центра составляет около 60 км. Первый энергоблок с канальным водографитовым реактором на тепловых нейтронах АМБ-100 был введен в эксплуатацию в 1964 г., а второй – АМБ-200 – в 1967 г. В 1980 г. был пущен третий энергоблок на быстрых нейтронах БН-600. К 1989 г. первые два блока были остановлены; в настоящее время функционирует только третий энергоблок. В качестве водоема-охладителя АЭС используется Белоярское водохранилище, которое было образовано в 1959–1963 гг. путем зарегулирования русла р. Пышмы в 75 км от её истока. В зону затопления попала часть территории Белоярского и Березовского районов, покрытая смешанными березово-сосновыми лесами, пахотными и луговыми угодьями. Протяженность водоема примерно 20 км, ширина – до 3 км. Зеркало водоема имеет площадь 47 км². При заполнении водохранилища на основной его акватории были затоплены пойменные луга, по-

чвы, кустарники, пни, срубленные деревья. В связи с этим в первые годы после создания водохранилища отмечался неблагоприятный кислородный режим, связанный с его дефицитом, повышение цветности воды, что указывало на интенсивное загрязнение водной среды органическим веществом от разлагающейся растительности. В более поздний период, благодаря процессам самоочищения, кислородный режим водоема значительно улучшился, однако, в летние месяцы, при интенсивном использовании водохранилища в качестве зоны отдыха населения городов Екатеринбурга, Асбеста, Березовского, загрязнение воды органическими веществами сохранилось. После 1980 г. отмечено увеличение количества сульфитов и хлоридов в воде, что, по-видимому, связано с загрязнением ее промышленными и хозяйственными стоками предприятий, расположенных в верховьях р. Пышмы. По мере развития растительности, вода приобрела щелочную реакцию. В настоящее время водоем можно охарактеризовать как гидрокарбонатно-кальциевый со средней степенью минерализации и нормальным кислородным режимом. Гидрохимический состав воды довольно однороден по всему водохранилищу, включая район сброса подогретых вод.

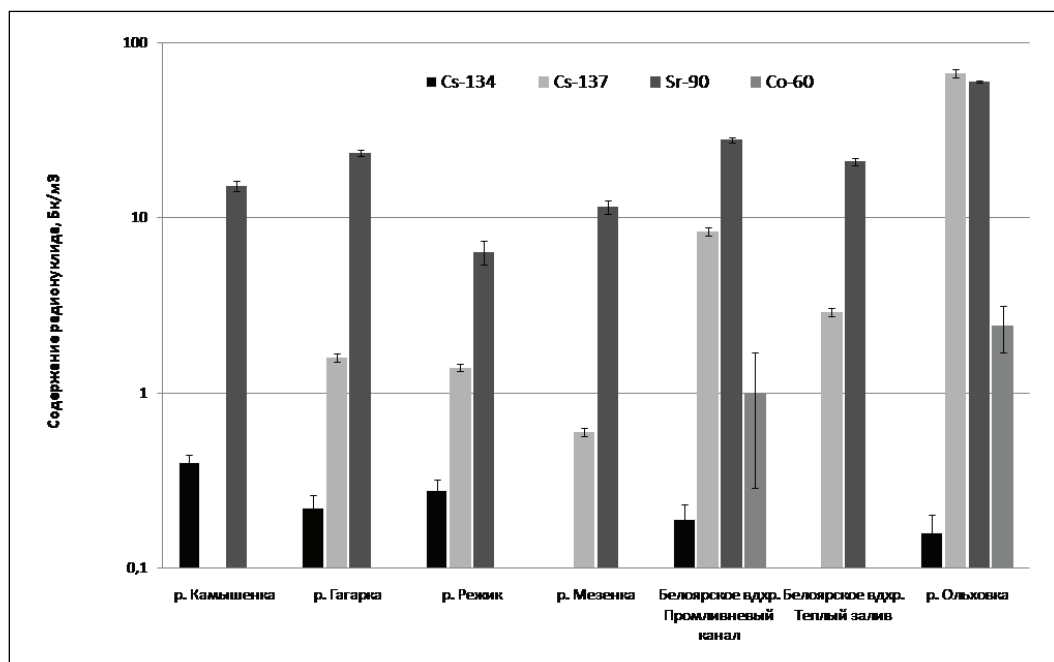


Рис. 1. Объемная активность Cs-134, Cs-137, Sr-90, Co-60 в реках и водоеме-охладителе

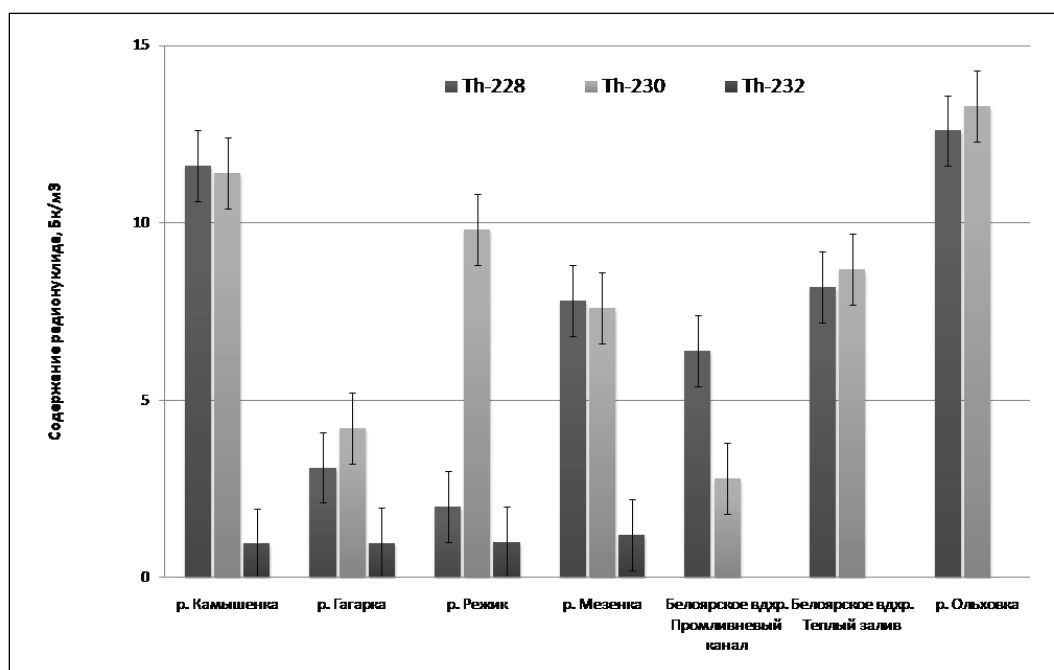


Рис. 2. Объемная активность Th-228, Th-230, Th-232 в реках и водоеме-охладителе

Поступление радиоактивных веществ от БАЭС во внешнюю среду происходит воздушным (через вентиляционные трубы, в виде принудительного выхлопа пара из барбаторов) и водным путем. Как и любая АЭС, Белоярская атомная станция является потенциальным источником загрязнения окружающей среды и облучения населения. Важно понять, какое влияние оказала атомная станция на уровни содержания радионуклидов в основных компонентах ряда водных экосистем, находящихся в зоне наблюдения БАЭС за столь длительный промежуток времени [1].

Объектами изучения служили 6 небольших рек, находящихся на территории, расположенной в радиусе 15 км от Белоярской АЭС, а также сам водоем-охладитель.

В качестве материала исследования были использованы вода, донные отложения, ихтиофауна, макрофиты и пойменные почвы (для рек) для всех указанных выше водных экосистем. В природных образцах были оценены уровни содержания широкого спектра радионуклидов (в том числе и тех, что не были определены ранее): ^{134}Cs , ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{60}Co , ^{226}Ra , ^{228}Th , ^{230}Th , ^{232}Th , ^{214}Bi , ^{241}Am , ^{238}Pu ,

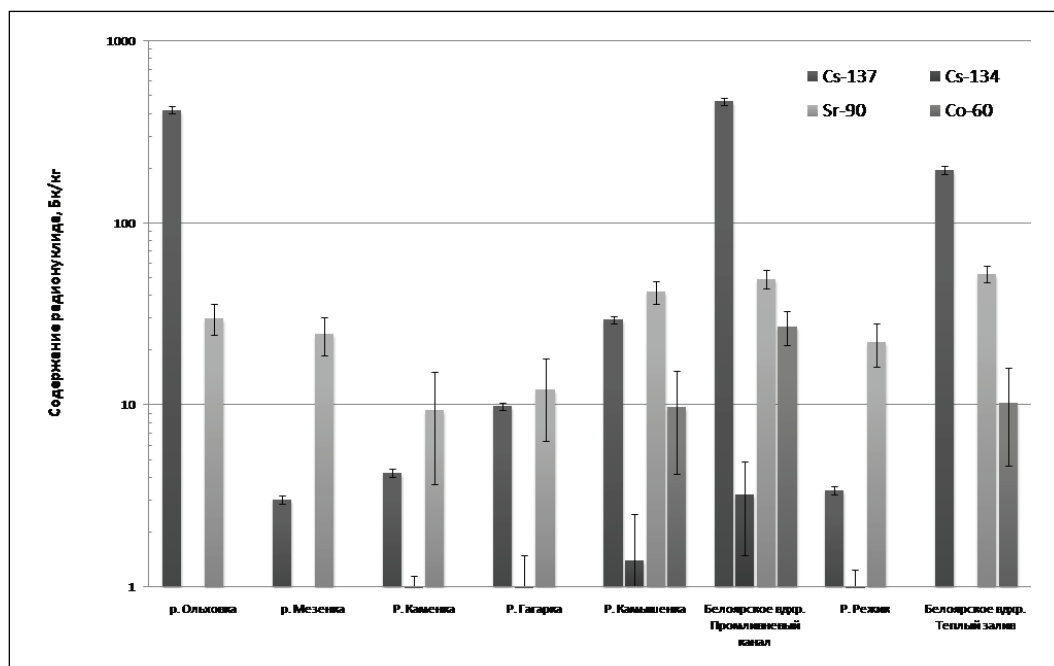


Рис. 3. Содержание Cs-134, Cs-137, Sr-90, Co-60 в донных отложениях

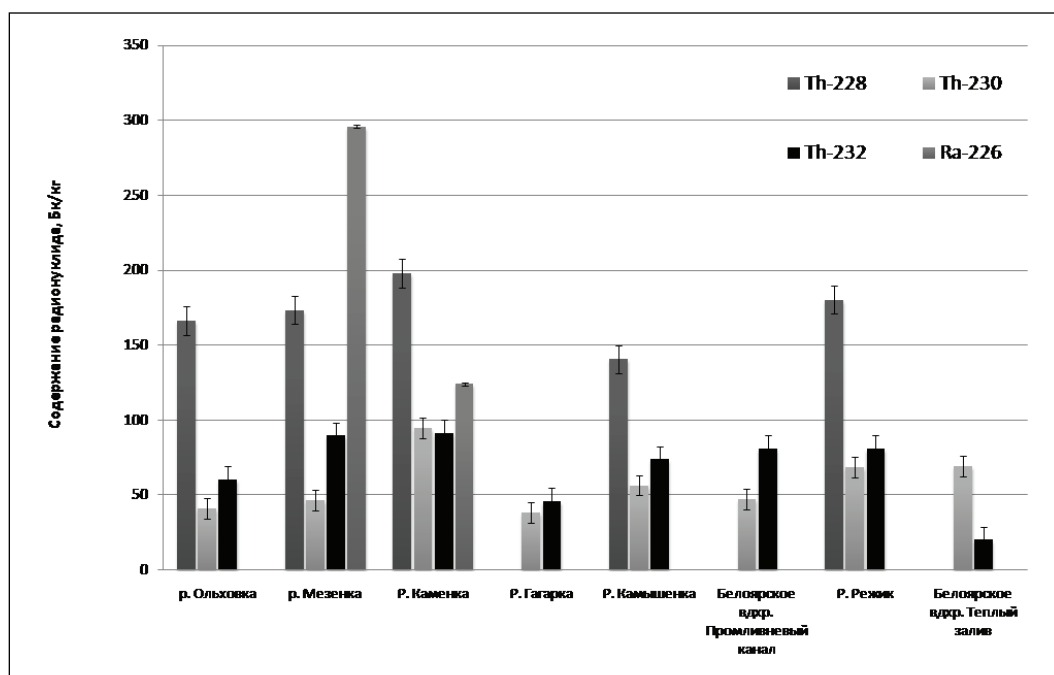


Рис. 4. Содержание Th-228, 230, 232 и Ra-226 в донных отложениях

$^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}U , ^{214}Pb , ^{234}U , ^{228}Ra , ^{222}Rn , ^{210}Pb , ^{210}Po , ^{214}Po , ^{14}C , а также суммарная α - и β - активность. Проведен сравнительный анализ уровней содержания ^{90}Sr , ^{137}Cs и, частично, ^{60}Co в воде, донных отложениях, ихтиофауне и макрофитах, отобранных в Белоярском водохранилище – водоем-охладителе Белоярской АЭС в 70-е и 80-е годы прошлого века и в 2011 г. (рис. 1).

При сравнении концентраций ^{60}Co , ^{90}Sr и ^{137}Cs в воде данных точек водоема-охладителя в 1976–1987 гг. и уров-

ней содержания радионуклидов в 2011 г., установлено, что концентрация ^{60}Co в воде Теплого залива за более, чем 20-летний период уменьшилась с 250 Бк/м^3 до значения меньше, чем $0,3 \text{ Бк/м}^3$, то есть в 800 и более раз. В Промливневом канале содержание данного нуклида изменилось в тот же временной отрезок от 5600 Бк/м^3 до 1 Бк/м^3 , т.е. в 5600 раз. Концентрация ^{90}Sr в воде Теплого залива за рассматриваемый период изменилась от 61 Бк/м^3 до 21 Бк/м^3 , т.е. в 3 раза, а в Промливневом канале содержание

этого радионуклида уменьшилось от 160 Бк/м до 28 Бк/м³, т.е. в 5,7 раза [2, 3].

Концентрация ¹³⁷Cs в воде Теплого залива за более чем 20-летний период изменилась от 310 Бк/м³ до 2,9 Бк/м³, то есть уменьшилось более, чем в 100 раз, а содержание данного нуклида в воде из Промливневого канала упало с 3240 Бк/м³ до 8,4 Бк/м³, то есть уменьшилась в 386 раз [2, 3].

Уменьшение содержания радионуклидов в воде водоема-охладителя в 2011 г по сравнению с 1976–1987 гг. связано с выводом из эксплуатации I и II блоков БАЭС.

Максимальная концентрация ¹³⁷Cs (67 Бк/м³) приходится на р. Ольховку, в которую в течение многих лет транзитом через Ольховское болото поступали слаборадиоактивные сбросы БАЭС. Далее по мере убывания следует Промливневый канал водоема-охладителя БАЭС (8,4 Бк/м³). Наименьшее же содержание ¹³⁷Cs отмечено в других реках наблюдаемой зоны БАЭС (от 0,6 Бк/м³ в р. Мезенке до 1,6 Бк/м³ в р. Гагарке). В р. Камышенке концентрация нуклида ниже 0,48 Бк/м³. Все приведенные величины существенно ниже уровня вмешательства для питьевой воды, который согласно НРБ 99/2009 для ¹³⁷Cs составляет 11 000 Бк/м³.

Уровни содержания ⁹⁰Sr также максимальны в р. Ольховке (60 Бк/м³). Далее следует Промливневый канал (28 Бк/м³). В пробах из остальных рек, а также из Теплого залива водоема-охладителя БАЭС, концентрация данного нуклида в воде находится в пределах от 6,1 Бк/м³ до 23,5 Бк/м³. Все приведенные величины существенно ниже уровня вмешательства для питьевой воды, который согласно НРБ 99/2009 для ⁹⁰Sr составляет 4 900 Бк/м³. Следует отметить, что значимые количества ⁶⁰Co в воде удалось обнаружить только в относительно «горячих» точках – в р. Ольховке – 2,4 Бк/м³ и в Промливневом канале водоема-охладителя Белоярской АЭС (1,0 Бк/м). Что касается ¹³⁴Cs, то уровни его содержания в воде исследуемых рек Белоярского района крайне низки и колеблются от 0,16 Бк/м³ до 0,40 Бк/м³. Это значит, что данный радионуклид поступает в водные экосистемы в очень небольших количествах.

Концентрация ²²⁸Th в воде р. Ольховки (рис. 2) находится на максимальном уровне (12,6 Бк/м³). Далее в порядке убывания следуют: р. Камышенка (11,6 Бк/м³) и р. Мезенка (7,8 Бк/м³). Наименьшее содержание данного нуклида в воде зафиксировано в р. Режик (2,0 Бк/м³).

Наибольшая концентрация ²³⁰Th в воде отмечена также в р. Ольховке (13,3 Бк/м³), а наименьшая – в Промливневом канале БАЭС (2,8 Бк/м³). Что же касается содержания ²³²Th в водной среде изучаемых объектов, то она невелика и ее значимые количества находятся в пределах 0,95 Бк/м³ – 1,2 Бк/м³.

²³⁴U удалось определить в трех водных объектах. Концентрация этого радионуклида находится в пределах от 240 Бк/м³ (Теплый залив Белоярского водохранилища) до 340 Бк/м³ (р. Камышенка). Содержание ²³⁸U изменяется незначительно во всех водных объектах от 7,8 Бк/м³ до 12,3 Бк/м³. Концентрация ²¹⁴Pb в воде близка во всех исследованных реках и в пробах из водоема-охладителя и варьирует от 4,4 Бк/м³ до 7,3 Бк/м³.

Уровни содержания ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ⁶⁰Co, ²²⁶Ra, ²²⁸Th, ²³⁰Th, ²³²Th, ²¹⁴Bi, ²⁴¹Am, ²¹⁰Pb, ²²⁸Ra в донных отложениях рек Ольховка, Мезенка, Каменка, Гагарка, Камышенка, Режик, а также Теплого залива и Промливневого канала Белоярского водохранилища представлены на рисунках 3 и 4.

При сравнении усредненных концентраций ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, и ¹³⁷Cs в донных отложениях указанных точек водоема-охладителя Белоярской АЭС в 1980-е годы и уровней содержания радионуклидов в 2011 г. показано, что за более чем 20-летний период содержание ⁶⁰Co в донных отложениях Теплого залива (затопленная почва) уменьшилось с 241 Бк/кг до 10 Бк/кг, то есть в 240 раз. За это же время концентрация данного радионуклида в донных грунтах Промливневого канала изменилась от 9 770 Бк/кг до 27 Бк/кг и стала меньше в 362 раза [2, 3].

Содержание ⁹⁰Sr в донных отложениях Теплого залива, наоборот, увеличилась с 22,4 Бк/кг до 52,7 Бк/кг, а концентрация этого радионуклида в грунтах Промливневого канала уменьшилась с 300 Бк/кг до 49,3 Бк/кг.

Уровень содержания ¹³⁷Cs в затопленной почве Теплого залива за рассматриваемый многолетний период уменьшился в 7 раз с 1 490 Бк/кг до 195 Бк/кг. За этот же отрезок времени концентрация данного радионуклида в донных грунтах Промливневого канала изменилась в 44 раза: с 20 460 Бк/кг до 466 Бк/кг [2, 3].

Таким образом, содержание ⁶⁰Co и ¹³⁷Cs в донных отложениях Теплого залива, как и Промливневого канала за период с 1980-х годов по 2011 г. очень значительно уменьшилось – в десятки и сотни раз, что связано с выводом из эксплуатации I и II блоков БАЭС. Уровень поступления ⁹⁰Sr в водоем-охладитель был значительно ниже, поэтому, здесь нет однозначной картины.

По результатам исследования 2011 года (рис. 3), максимальная концентрация ¹³⁷Cs в донных отложениях (465 Бк/кг) приходится на Промливневый канал водоема-охладителя, затем следует р. Ольховка (418,7 Бк/кг). Далее в порядке убывания идут Теплый залив Белоярского водохранилища (195 Бк/кг), р. Камышенка (29 Бк/кг), р. Гагарка (10 Бк/кг). Самые же низкие значения концентрации ¹³⁷Cs в донных отложениях наблюдались в р. Режик (3,4 Бк/кг) и р. Мезенка (3,0 Бк/кг).

Уровни содержания ⁹⁰Sr в водных грунтах максимальны в двух точках водоема-охладителя БАЭС – Теплом заливе (52,7 Бк/кг) и Промливневом канале (49,3 Бк/кг). Затем идет р. Камышенка (41,8 Бк/кг), р. Ольховка (30,0 Бк/кг), р. Мезенка (24,6 Бк/кг) и р. Режик (22,1 Бк/кг). Наименьшая концентрация ⁹⁰Sr зафиксирована в донных отложениях р. Каменки (9,4 Бк/кг).

Следует отметить, что ⁶⁰Co в донных отложениях обнаружен только в трех точках – в Промливневом канале Белоярского водохранилища (27,0 Бк/кг), Теплом заливе (10,3 Бк/кг) и в р. Камышенка (9,8 Бк/кг).

Что же касается ¹³⁴Cs, то уровни его содержания в донных отложениях низки. Максимальные значения зафиксированы в Промливневом канале БАЭС (3,2 Бк/кг) и р. Камышенка (1,4 Бк/кг).

²³⁰Th распределяется в донных грунтах исследуемых водных экосистем достаточно равномерно (рис. 4). Его со-

держание находится в диапазоне от 38,3 Бк/кг (р. Гагарка) до 94,6 Бк/кг (р. Каменка).

Концентрация ^{232}Th в донных отложениях указанных водных объектов находится примерно на том же уровне, что и содержание в них ^{230}Th и также изменяется не очень значительно – от 20,1 Бк/кг в Теплом заливе Белоярского водохранилища до 91,3 Бк/кг в р. Каменке. Содержание ^{228}Th в донных грунтах выше и колеблется от 140,6 Бк/кг (р. Камышенка) до 198,7 Бк/кг (р. Каменка).

^{226}Ra обнаружен в донных отложениях всего лишь двух рек – р. Мезенка (296 Бк/кг) и р. Каменка (124 Бк/кг).

Выводы

1. Показано, что после вывода из эксплуатации I и II блока БАЭС, содержание ^{60}Co и ^{137}Cs в воде Белоярского водохранилища снизилось в сотни и тысячи раз. Фундаментальное значение данного факта заключается в том, что в большом временном диапазоне работают как механизмы самоочищения во-

дной экосистемы от радионуклидов (за счет распада радиоактивных веществ), так и механизмы перераспределения радионуклидов из воды в другие компоненты, прежде всего, в донные отложения.

2. В 6 малых реках, расположенных в зоне наблюдения БАЭС (Ольховка, Каменка, Камышенка, Гагарка, Режик и Мезенка), уровни содержания радиоактивных веществ (исследован 21 радионуклид, а также суммарная α - и β -активность) максимальны в реке Ольховке, которая в течение ряда лет была подвержена сбросам слаборадиоактивных вод с Белоярской АЭС. В остальных 5 исследованных реках после 47-летнего периода эксплуатации БАЭС концентрация радионуклидов в основных компонентах водных экосистем, в целом, соответствуют уровню регионального фона.

Работа выполнена при финансовой поддержке Интеграционного проекта УрО РАН №12-И-4-2006, гранта ОФИ УрО РАН №12-4-001 ЯЦ.

Литература

1. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Радиоэкология пресноводных экосистем. – Екатеринбург: Изд-во УрГСХА, 2006. – С.50–56.
2. Трапезников А.В., Трапезникова В.Н. Пресноводная радиоэкология. – Екатеринбург: Изд-во «АкадемНаука», 2012. – С.424–459.
3. Чеботина М.Я., Трапезников А.В., Трапезникова В.Н., Куликов Н.В. Радиоэкологические исследования Белоярского водохранилища. – Свердловск, Изд-во УрО АН СССР, 1992. – 80 с.

ИЗОТОПЫ УРАНА В ВОДАХ БАСЕЙНА р. ЧУ

Б.М. Уралбеков¹, М.М. Буркитбаев¹, Д. Маматканов², И.В. Матвеева¹, Б.С. Сатыбалдиев¹, Т.В. Тузова²

¹Казахский национальный университет им. аль-Фараби, Алматы, Казахстан

²Институт водных проблем и гидроэнергетики Национальной академии наук Кыргызской Республики, Бишкек, Кыргызстан

URANIUM ISOTOPES IN THE WATERS OF THE CHU BASIN

B.M. Uralbekov¹, M.M. Burkibaev¹, D. Mamatkanov², I.V. Matveeva¹, B.S. Satybaldiev¹, T.V. Tuzova²

¹Al-Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan

²Institute of Water Problems and Hydropower of the National Academy of Sciences of the Kyrgyz Republic, Bishkek, Kyrgyzstan

Abstract. In this paper, the $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ isotope ratio in the Shu river waters have been used to evaluate a contribution from groundwaters at the different parts of studied basin. Temporal variation of uranium isotope activity ratio has been presented. The data show an increasing trend in uranium concentrations downstream the river related to groundwater contribution.

Река Чу образуются при слиянии рек Караходжур и Кочкор, берущих начало в высокогорных частях Тянь-Шаня (Кыргызская Республика). Общая протяженность реки составляет 1100 км с площадью бассейна 148 тыс.км² [1].

Изотопный состав урана в водах бассейна р.Чу изучался ранее учеными Кыргызской Республики с целью проверки гипотезы о впадении в прошлом реки в оз. Иссык-куль [3], уточнения элементов водного баланса в зоне формирования стока бассейна [4–6], трассирования и картирования подземных потоков в Чуйской впадине [7–9]. С 2008 г. изучение радионуклидного состава в объектах окружающей среды р. Чу проводилось в рамках проекта МНТЦ К-1474

«Влияние природных залежей урана и технологических работ по его добыче и переработке на состояние окружающей среды на приграничных участках долины реки Шу Южного Казахстана и сопредельного Кыргызстана» (2008–2012) [10, 11] (рис.1).

В настоящей работе сделан обобщенный анализ имеющихся данных по соотношению четных изотопов урана $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в водах бассейна для оценки доли стока притоков и подземных вод в реку Чу на участке исследования.

Определение отношения изотопов урана в исследуемых водных объектах проводилось альфа-спектрометрическим методом после соответствующей радиохимической

Таблица 1. Средние значения концентрации урана и отношения $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в водах бассейна р. Чу по данным [11]

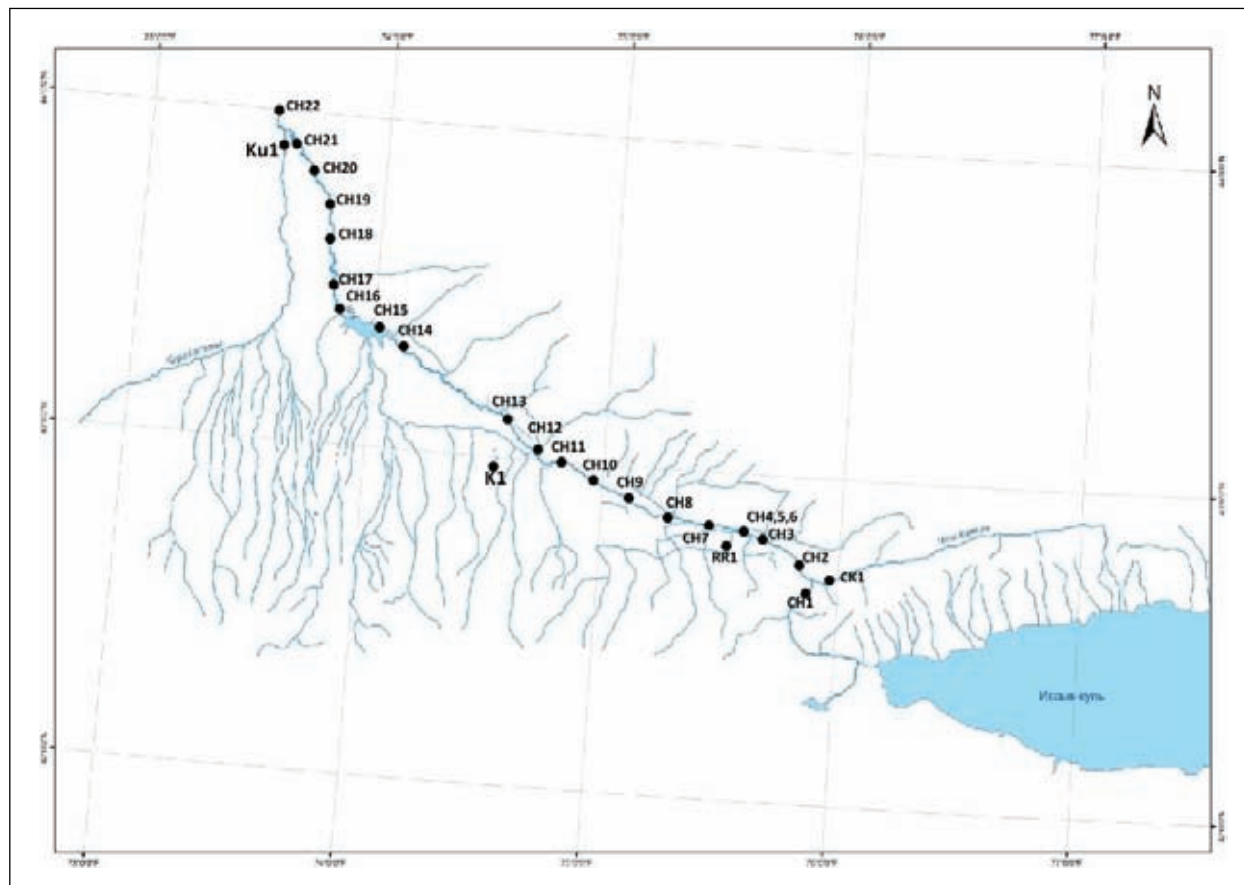
Место отбора	^{238}U , Бк/л	^{234}U , Бк/л	$^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$	U, мкг/л
р. Чон-Кемин, устье	$0,049 \pm 0,006$	$0,065 \pm 0,006$	$1,32 \pm 0,02$	$4,0 \pm 0,5$
Среднее для р. Чу на участке р. Чон-Кемин – г. Токмак	$0,097 \pm 0,004$	$0,147 \pm 0,005$	$1,51 \pm 0,01$	$7,9 \pm 0,3$
Среднее для р. Чу на участке г. Токмак – п. Карасу	$0,12 \pm 0,01$	$0,18 \pm 0,02$	$1,54 \pm 0,02$	$9,3 \pm 0,7$
Среднее для р. Чу за 2009–2011 гг. п. Кен-Булуь – с. Милянфан	$0,175 \pm 0,007$	$0,235 \pm 0,008$	$1,33 \pm 0,01$	$14,0 \pm 0,6$
Среднее для р. Чу на участке г. Кордай – п. Касык			$1,32 \pm 0,03$	16 ± 1
Среднее в поверхностных водах участка Тасоткельское вдх – с. Новый Путь			$1,29 \pm 0,01$	20 ± 1
р. Чу перед впадением р. Курагатты	$0,49 \pm 0,03$	$0,68 \pm 0,04$	$1,39 \pm 0,03$	40 ± 3
р. Курагатты	$0,28 \pm 0,05$	$0,40 \pm 0,05$	$1,40 \pm 0,04$	22 ± 4
р. Чу, после впадения р. Курагатты	$0,47 \pm 0,02$	$0,53 \pm 0,02$	$1,14 \pm 0,03$	38 ± 2

подготовки, которая включала: соосаждение изотопов урана на гидроксиде железа, очистку от мешающих излучателей (экстракция трибутилфосфатом) и электролитическое осаждение на стальной диск. Измерения осуществлялись на 8-камерном альфа-спектрометре фирмы «Canberra» (Alpha Analyst, Canberra 7404). Альфа-спектры обрабатывались с использованием пакета программного обеспечения «Genie-2000».

По результатам анализа проб воды, отобранных в июле 2011 г., отношение изотопов $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ и общее содержание урана в водах верхней части бассейна р. Чу после впадения р. Чон-Кемин до выклинивания подруслового потока в

районе г. Токмак остается постоянным в пределах погрешностей измерений, что не противоречит полученным ранее данным [3–11] и заметно отличается от тех же параметров в водах р. Чон-Кемин. Это позволило оценить долю стока последней на этом участке бассейна р. Чу по формулам изотопного разбавления [4–6, 9], которая оказалась равной $(30 \pm 5)\%$, что соответствует и гидрологическим данным [2], и полученными нами ранее данным по изотопам урана [4–6].

На участке от г. Токмак до п. Карасу в водах р. Чу несколько повышается и общее содержание урана и избыток ^{234}U . Это, очевидно, связано с притоком подземных вод со

**Рис. 1.** Схема отбора проб в бассейне р. Чу

стороны конусов выноса восточных рек Кыргызского хребта, характеризующихся средним изотопным соотношением ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) равным 2 и общим содержанием урана не менее $1,10\text{--}5\text{ г/л}$ [6, 7], т.е. оцененная доля подземных вод в питании поверхностных вод р. Чу на этом участке не превышает 20 %.

Далее ниже по течению р. Чу на участке от Красной до Черной речки избыток ^{234}U в поверхностных водах заметно понижается (от 1,54 до 1,33 при погрешности измерений около 1 %), а общее содержание урана в них повышается (от 9 до $16 \times 10^{-6}\text{ г/л}$ при погрешности не более 7 %). Столь резкое уменьшение изотопного отношения на данном участке может быть связано, как с притоком подземных вод центральной части конусов выноса Кыргызского хребта с пониженным избытком ^{234}U (не более 10 %) и повышенным содержанием урана ($1,5 \times 10^{-5}\text{ г/л}$) [7, 8], так и с привнесом техногенного урана из урановых отходов со створа Черной речки. Доля притока подземных вод по изотопному составу урана составляет на этом участке (30 ± 15) %.

В нижнем течении р. Чу общее содержание урана в ее водах увеличивается до концентраций выше значения, рекомендованного ВОЗ, равного $15 \times 10^{-6}\text{ г/л}$. Это может быть связано с выклиниванием в районе Тасоткельского вдхр подземных вод, обогащенных ураном до опасных уровней ($10^{-4}\text{--}10^{-5}\text{ г/л}$), связанных с локальной урановой аномали-

ей. Доля последних в питании поверхностных вод может достигать от 30 до 60 %, что требует организации непрерывного контроля качества питьевых вод в этом районе Чуйского бассейна.

Таким образом, на основе анализа данных по изотопному соотношению урана в поверхностных и подземных водах бассейна р. Чу установлено:

- вдоль по течению реки происходит обогащение поверхностных вод ураном за счет вклада подземных вод;
- доля подземной приточности с южных склонов Кыргызского хр. от г. Токмак до Кордая в бассейн р. Чу составляет не более 50 % и за счет выклинивания обогащенных ураном вод в районе Тасоткельского вдхр составляет 50–60 %;
- доля стока р. Чон-Кемин в баланс бассейна р. Чу составляет 30 ± 5 %;
- на участках, на которых отсутствует заметный приток подземных вод и обогащенных ураном поверхностных вод: Быстровка – Токмак; Кен-Булуь – Карасу; р-н Тасоткельского вдхр наблюдается относительно стабильное (в пределах ошибок измерений) значение отношений изотопов урана;
- наличие в подземных водах опасной для питьевых вод урановой аномалии в районе п. Курагатты.

Работа выполнена при финансовой поддержке МОН РК в рамках проекта «Оценка радионуклидного загрязнения окружающей среды в местах добычи урана методом подземного скважинного выщелачивания». (№ госрегистрации 0112РК02582).

Литература

1. Гидрогеология СССР. Южный Казахстан / Под. ред. Сидоренко, А.В. – М.: Недра, 1970. – Т. XXXVI. – 473 с.
2. Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 14. Средняя Азия. – вып. 2. Бассейны оз. Иссык-Куль и рек Чу, Талас, Тарим. – М.: Гидрометеиздат, 1973.
3. Чалов П.И., Тузова Т.В., Мусин Я.А. Отношение $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ в природных водах и его использование в ядерной геохронологии // Известия АН СССР, серия геофизическая, 1964. – №10. – С.1552–1561.
4. Чалов П.И., Тузова Т.В., Меркулова К.И. Неравновесный уран как количественный индикатор при изучении формирования стока рек // Водные ресурсы, 1983. – №4. – С.105–111.
5. Чалов П.И., Тузова Т.В., Иманкулов Б., Филин К.С. Изучение перераспределения стока Кочкорского артезианского бассейна с помощью неравновесного урана // Известия АН Киргизской ССР, Науки о Земле, 1989. – №3. – С.52–56.
6. Чалов П.И., Тузова Т.В. Уран-изотопный метод изучения распределения стока речных бассейнов // Мелиорация и водное хозяйство. – М.: Агропромиздат, 1990. – №2. – С.44–46.
7. Чалов П.И., Тузова Т.В., Тихонов А.И. Ураново-изотопный

метод получения моделей формирования и циркуляции подземных вод // Исследование природных вод изотопными методами. – М.: Наука, 1981, С.181–188.

8. Чалов П.И., Тузова Т.В., Тихонов А.И. Проверка реальности исходных предпосылок использования неравновесного урана для решения гидрогеологических задач. // Доклады АН СССР, 1978. – Т.242. – №6. – С.1296–1298.
9. Tuzova T.V. Investigations of waters of the Issyk-Kul Basin with use of uranium isotopic method // Study of the Issyk-Kul lake hydrodynamics with the use of isotopic methods, Part II, 2006, Bishkek: Ilim. – P.102–107.
10. Uralbekov B., B. Smadis and M. Burkitbayev. Uranium in natural waters sampled within former uranium mining sites in Kazakhstan and Kyrgyzstan. // Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry. – Vol.289. – №3. – P.805–810, DOI: 10.1007/s10967-011-1154-3.
11. M. Burkitbayev, B. Uralbekov, S. Nazarkulova, I. Matveyeva, and L. León Vintró. Uranium series radionuclides in surface waters from the Shu river (Kazakhstan). // Journal of Environmental Monitoring, 2012. – №4. – P.1190–1995.

УСЛОВИЯ ХРАНЕНИЯ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ НА ПОЛИГОНЕ СХК

В.Н. Устинова¹, Е.Н. Жилина², А.А. Филимонов¹

¹Томский политехнический университет, Томск, Россия, ustinovavn@tpu.ru

²Томский государственный университет, Томск, Россия, elena@ggf.tsu.ru

CONDITIONS OF A STORAGE OF LIQUID RADIOACTIVE WASTE OF THE LANDFILL OF SCP

V.N. Ustinova¹, E.N. Zhilina², A.A. Filimonov¹

¹Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, ustinovavn@tpu.ru

²Tomsk State University, Tomsk, Russia, elena@ggf.tsu.ru

Abstract. *The distribution of radionuclides to the cretaceous strata at the landfill a radioactive waste in Seversk undergoes a rigorous systematic environmental monitoring. Environmental Services plant and universities in Tomsk perform multidimensional complex studies of the state of injected objects, and their impact on groundwater of the territory where the landfill is situated, host rocks. Housing liquid radioactive waste is very dangerous in terms of changes in the composition of groundwater and possible discharge into the overlying aquifers. Quantitative assessments of the salinity in groundwater show an increase in their totals. The complex environmental work does not study the possibility of penetration through clay tires electrons and protons.*

Жидкие радиоактивными отходами на Федеральном государственном унитарном предприятии Сибирский химический комбинат (СХК) утилизируются путём их подземного захоронения в песчаные пласты-коллекторы на специально оборудованном полигоне. Подземное захоронение жидких радиоактивных отходов (ЖРО) осуществляется на двух площадках на расстоянии порядка 10 км от Северска, одна площадка для захоронения технологических отходов среднего и высокого уровня активности, которая используется с 1964 г., и вторая площадка – для захоронения отходов низкого уровня активности, которая находится в промышленной эксплуатации с 1967 г. За время эксплуатации полигона в глубокие пласты-коллекторы хранилища размещено порядка 40 млн.м³ радиоактивных отходов. На площадках планируется закачка отходов до 2016 г. Полигон находится под постоянным наблюдением охранных служб СХК и экологических служб Северска. За поведением ЖРО в пластах закачки, состоянием грунтов принимающих пластов и подземных вод ведётся постоянное наблюдение. Экологическими службами СХК (ТПУ, ТГУ и др.) ведётся непрерывный гидрогеохимический мониторинг подземных вод района расположения СХК (отбор проб подземных вод, грунтов, осуществляется полевой и лабораторный химический анализ вод). Для грунтов пластов захоронения и вмещающих пород осуществляется термический, рентгеноструктурный, ИК-спектроскопический и микрозондовый анализы глинистых минералов. Полигон находится в зоне сочленения Западно-Сибирской плиты (ЗСП) и Алтае-Саянской складчатой области (АССО). В течение мезозоя и кайнозоя структурно-тектонические условия формирования осадков на территории оставались неизменными: она располагалась в зоне сочленения двух крупных структур первого порядка – Васюганско-Каменской антеклизы и Чулымской синеклизы, осложненных структурами последующих порядков, имеющих различные скорости и направления вертикальных перемещений [1–3, 7].

В строении территории выделяются два структурных этажа. Нижний структурный этаж сформирован в герцинский геотектонический цикл и представлен дислоцирован-

ными терригенными породами ярской толщи и дайками томского монзонит-долеритового комплекса [1]. Верхний структурный этаж сформирован в мезо-кайнозойское время и представлен платформенными отложениями чехла ЗСП [7]. В составе верхнего структурного этажа выделяется два подэтажа: нижний, сложенный осадками мезозойского возраста и верхний, сложенный осадками кайнозойского возраста. Нижний подэтаж слагает восточное крыло Кожевниковского прогиба и выклинивается в приподнятом Томско-Каменском выступе [1]. Моноклиальное залегание структур подэтажа прослеживается по нижним горизонтам чехла и протягивается на северо-запад за пределы района. Отложения, слагающие верхний подэтаж, покрывают сплошным чехлом весь район. В позднемеловое и палеоценовое время происходили некоторые перестройки структурного плана территории [1–3]. Границами крупных плективных структур чехла, как правило, являются верхнепалеозойские дизъюнктивы первого и второго порядка [3, 8], унаследовано развивающиеся в мезозое и кайнозое. На склоне Томско-Каменского выступа выделяется 3 блока 1 порядка, в виде ступеней последовательно погружающихся в запад-северо-западном направлении: Томский, Усть-Киргизский и Северский. Толща, в которую осуществляется закачка ЖРО включает 5 водоносных горизонтов. Водоносный горизонт отложений кусковской свиты эоцена и атлымской свиты олигоцена (горизонт V). Водоносный горизонт имеет повсеместное распространение, выклиниваясь на юго-востоке, за пределами района. Общая мощность горизонта изменяется от 86 м на севере до 50 м на юге. Глубина залегания горизонта 50–150 м. Ниже по разрезу расположен горизонт отложений сымской свиты верхнего мела (горизонт IV). Горизонт IV является «буферным» между верхними водоносными горизонтами V и VI и нижними пластами-коллекторами для ЖРО (горизонты I, II и III). Горизонт IV развит повсеместно, выклиниваясь примерно по линии русла р. Большая Киргизка, юго-восточнее района горного отвода недр. Водовмещающими породами являются пески тонко-, мелко- и среднезернистые, с линзами и прослоями глин. Мощность горизонта изменяется от

71 м до 14 м. «Буферный» горизонт IV подстилается глинами симоновской свиты (горизонт D). Водоупорный слой представлен глинами верхней части разреза симоновской свиты. Распространён он практически повсеместно, выклиниваясь на юго-востоке, далеко за пределами района горного отвода. Мощность водоупора меняется от 5 м до 75 м. Комплекс отложений симоновской свиты это осадки верхнего мела (и включают горизонты II и III). Горизонт III приурочен к средней части разреза симоновской свиты верхнего мела и распространён повсеместно, выклиниваясь юго-восточнее описываемой территории (область поднятия палеозойского фундамента). Водовмещающие породы представлены песками от тонко до среднезернистых, в разной степени глинистыми, с прослоями глин и глинистой брекчии. Мощность горизонта увеличивается с юго-востока на северо-запад от 43 м до 112 м. Подстилающим водоупором для горизонта III являются глины того же возраста. Их водоупорный слой отличается невыдержанностью по мощности и простираению. Он представлен глинами жирными, неравномерно алевритистыми, часто комковатыми, с прослоями песков и растительными остатками. Мощность слоя составляет от 4 м до 48 м. Горизонт III используется как пласт-коллектор для захоронения ЖРО в пределах второй площадки. Горизонт II приурочен к нижней части разреза симоновской свиты и распространён практически повсеместно, за исключением юго-восточной части территории. Водовмещающие породы представлены песками тонко и мелкозернистыми, реже среднезернистыми, глинистыми, с прослоями глин. Мощность горизонта II невыдержанна 20–50 м. Глубина залегания горизонта изменяется от 390 м на севере до 200 м на юге. Горизонт используется для захоронения ЖРО на обеих площадках. Горизонт отложений кийской свиты нижнего мела (горизонт I) представлен в северной половине описываемой территории. Водовмещающие породы представляя собой разномерные пески, с тонкими прослоями глин и углистого детрита. Мощность горизонта I изменяется от 3 до 49 м. Глубина залегания горизонта в зоне погружения слоёв до 438 м. Подстилается горизонт I водоупорными глинами горизонта А, а в местах его отсутствия породами палеозоя. Воды горизонта высоконапорные, высота его над кровлей горизонта 364–412 м. Северский блок (опущенный), в пределах которого в основном осуществляется закачка ЖРО, отличается наиболее полным стратиграфическим разрезом мела-палеогена с суммарной мощностью рыхлых отложений 400–500 м, при мощности меловых отложений 160–400 м. В относительно поднятых блоках развитие получили более песчаные высокоомные фации отложений, в опущенных – более глинистые, низкоомные фации, что указывает на стабильность и однонаправленность тектонического развития этих блоков в мезозое и кайнозое [3, 4]. Тектонические блоки на территории полигона разделяются дизъюнктивными нарушениями 1 порядка – Северским и Городским. Разрыв-

ные нарушения относятся к продольным долгоживущим разломам верхнепалеозойского возраста, развивающимся вначале как структуры взбросо-надвигового типа, затем как левосторонние сдвиги, а в мезозое-кайнозое как конседиментационные сбросы-взбросы с суммарной амплитудой погружения висячих крыльев около 100 м [3, 5]. Для Северского разлома выявлено несколько этапов тектонической активности: верхнемеловой послесимоновский, верхнемеловой – палеоценовый долюлинворский, верхнеэоценовый послекусковский, среднеолигоценовый послеатлымский и неоген – четвертичный. Они привели к устойчивому погружению Северского блока и формированию Приразломной впадины, характеризующейся увеличенной мощностью рыхлых отложений, повышенным количеством ритмов осадконакопления и значительной глинистостью мелового разреза. Дизъюнктивные нарушения второго порядка – Ромашковский, Субширотный и Самуськинский характеризуются меньшими амплитудами, оказывают меньшую роль на фациальные обстановки осадконакопления и имеют несколько иную историю своей тектонической активности.

В процессе формирования мезозойско-кайнозойские осадочные породы площади захоронения ЖРО приобрели наклонное залегание, оказались разбиты на блоки с разными и разновременными амплитудами перемещения. Это определило значительную фациальную изменчивость песчаных разрезов в Усть-Киргизском блоке, глинистых разрезов в Центральном блоке и литологических разрезов смешанного типа на остальной территории. Так, в гидрогеологическом строении территории выделяется 7 горизонтов, условно названных – Pz, I, II, III, IV, V, VI, разделённых относительно водоупорными слоями – А, В, С, D, Е. Верхний водоносный горизонт (VI) – напорно-безнапорный, остальные горизонты – напорные. В связи с погружением палеозойского фундамента, происходит соответственно и

Таблица 1. Средние составы подземных вод напорных горизонтов в районе расположения полигона подземного захоронения ЖРО СХК

Горизонт	V	IV	III	II	I	Pz
Солесодержание	402	446	330	322	404	418
Жесткость	4,5	4,8	2,7	2,6	2,6	15
Fe	3,6	6,4	4,7	4,3	2,4	0,7
Na ⁺	12,8	16,7	27,6	34,5	71,3	105,4
K ⁺	0,6	1,5	3,7	3,8	3,1	1,1
Ca ₂ ⁺	69,0	63,0	30,2	24,4	32,2	16,3
Mg ₂ ⁺	15,6	23,0	18,3	15,7	11,3	8,4
NH ₄ ⁺	0,59	0,36	0,75	0,53	0,63	0,47
NO ₃ ⁻	0,28	0,31	0,36	0,37	0,37	0,90
NO ₂ ⁻	0,01	0,08	0,06	0,08	0,04	0,04
SO ₄ ²⁻	2,2	3,5	8,2	3,2	2,0	2,2
Cl ⁻	2,2	2,8	4,3	7,6	72,7	118,9
F ⁻	0,36	0,31	0,27	0,36	0,33	0,45
HCO ₃ ⁻	311,2	329,6	241,4	233,7	215,8	163,8
CO ₂	47,3	36	42,2	35,2		
CO ₃	2,11	2,16	1,98	2,64	2,8	5,27

Таблица 2. Частота встречаемости микрокомпонентов подземных вод, их максимальные и минимальные значения (в мкг/л)

Элемент	N	min	max	Примечание	Элемент	N	min	max	Примечание
Ag	5	0,048	34		Pb	44	0,3	45	
Al	53	1,6	3113		Rb	72	39	36	
As	28	0,5	94		Re	15	0,009	2,3	ЗП
B	71	13	10000		S	63	60	62050	
Ba	74	22	13462		Sb	71	0,086	3,4	
Be	43	0,008	3,5		Sc	52	1,9	7,2	
Bi	14	0,027	1,4	ЗП	Se	10	0,14	36,0	ЗП
Br	45	32	1600		Si	76	3920	38384	
Cd	29	0,0024	1,4	ЧС	Sn	6	0,02	1,7	ЗП
Co	54	0,07	24		Sr	72	32	58617	
Cr	3	5,1	29	ЗП	Ta	3	0,006	0,006	ЗП
Cs	72	0,3	2,6		Te	1,2			ЗП
Cu	42	0,8	285,0		Th	12	0,011	1,2	
Ga	12	0,02	1,9	ЗП	Ti	6	0,96	13	
Ge	48	0,03	0,53		Tl	15	0,009	0,087	ЗП
Hf	13	0,008	0,32	ЗП	TR	73	0,0001	156,0	ЗП
La	13	0,23	32	ЗП	U	27	0,160	3220	ЗП
Li	73	1,42	28,2		V	4,2	6,3	13	
Mn	74	16	1967		W	28	0,04	272	ЗП
Mo	28	0,4	88,2	ЗП	Y	68	0,02	17	
Nb	4	0,017	0,08		Zn	63	0,30	480,0	
Ni	49	0,04	97		Zr	22	0,064	12,20	ЗП
P	54	26	1930						

погружение всех выделенных комплексов и горизонтов с увеличением их мощности в северном и северо-западном направлении. К югу и юго-востоку наблюдается возвышение фундамента, с которым связано уменьшение мощности горизонтов и водоупоров и их постепенное выклинивание [3, 7].

Для изучения состояния пород, вод полигона ЖРО изучены материалы различных исследований [3–6]: результаты электронной микроскопии в отраженных электронах и микрозондового анализа проб, результаты их термического анализа, результаты рентгеноструктурного анализа выполнялся на приборе ДРОН-3 в лаборатории экспериментальной минералогии и геохимии ТГУ инженером Т.С. Небера. Результаты термогравиметрического анализа, выполненные в лаборатории термического анализа ИГЕМ РАН на приборе «DERIVATOGRAPH» при нагреве образцов до 1000 °С, результаты ИК-спектроскопии, выполненной в Научно-аналитическом центре Томского политехнического университета. Просвечивающая электронная микроскопия выполнялась на электронном просвечивающем микроскопе JEM-100 (Jeol) с использованием режима микродифракции в МГУ. Электронная микроскопия в отраженных электронах и микрозондовый анализ выполнены в ИЭМ РАН А.Б. Графчиковым. Для каждого элемента применяется метод анализа соответствующий требованиям по точности

характеристикам.

Формирование химического состава подземных вод происходит в результате взаимодействия в системе «вода–порода–органические вещества». При минимальных концентрациях органических веществ результаты взаимодействий в системе «вода–порода» зависят от геохимических особенностей пород. В большинстве регионов в зоне грунтовых вод выщелачивание и формирование их химического состава происходит при непосредственном участии органических веществ почвенного и растительного происхождения. Они, являющиеся мощным источником CO_2 , определяют карбонатные равновесия подземных вод зоны выщелачивания, ибо в основе этих равновесий лежит реакция взаимодействия CO_2 с продуктами разложения первичных пород ($\text{OH}^- + \text{CO}_2 = \text{HCO}_3^-$) [3]. Так обеспечивается непрерывное «уничтожение» одного из важнейших продуктов гидролиза и формирование вод гидрокарбонатного типа (табл. 1). Увеличение концентраций CO_2 в подземных водах ведет к снижению их pH ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} = \text{H}_2\text{CO}_3$).

Закачка ЖРО проводится одновременно в оба пласта-коллектора. За весь период эксплуатации полигона второй площадки было удалено 85 % от объема отходов, захороненных на полигоне, из них в нижний (II) эксплуатационный горизонт удалено 45 %, в верхний (III) эксплуатационный горизонт удалено 47 %. До начала 70-х годов более ин-

тенсивно захоронение отходов проводилось во II горизонт, с начала 70-х до начала 90-х годов интенсивнее заполнялся III горизонт, с начала 90-х годов проводится равномерное заполнение пластов-коллекторов.

Данные о составе незагрязнённых подземных вод сведены в табл. 1. В ходе контроля за экологическим состоянием полигона осуществляется исследования минералов глинистой фракции песков эксплуатационного горизонта из образцов, отобранных в непосредственной близости от нагнетательной скважины. Химическое техногенное воздействие на пласты коллекторы охарактеризованы в табл. 2, 3 (ЗП – загрязнённые породы, ЧС – чистые скважины). Составлена по материалам А.А. Зубкова [4, 5]. Фиксируемое загрязнение значительно. Исследования показывают отсутствие полной изоляции горизонтов и наличие межгоризонтных перетоков. Результаты изменений в пластах и составе подземных вод очевидны. При этом не регистрируется весьма опасное и вполне вероятное просачивание через покрышки (особенно когда они составляют 5–10 м) активных электронов и протонов. Электроны числе увеличивают аномалии статического электричества, наблюдаемые в настоящее время на электроприборах, оборудовании.

За счёт выпадения твёрдых фаз изменяется состав и

Таблица 3. Химическое техногенное воздействие на пласты-коллекторы

Параметр	Ед. изм.	Средние составы НАО		
		НАО с пониженным содержанием солей	НАО с повышенным содержанием солей	Средний состав
рН		8,7	8,4	8,6
Жесткость	мг-экв/л	1,7	4,9	2,8
Окисляемость	мгО ₂ /л	7,9	16,7	11,5
Сухой остаток	мг/л	297	9592	3645
SO ₄ ²⁻	мг/л	35	229	109
CO ₃ ²⁻	мг/л	13	17	14
HCO ₃ ⁻	мг/л	157	740	346
Cl ⁻	мг/л	13	37	27
NO ₃ ⁻	мг/л	63	6967	2682
NH ₄ ⁺	мг/л	7	1826	876

фильтрационные характеристики вмещающих пород. Самопроизвольная очистка раствора от микропримесей, в том числе радионуклидов, за счёт соосаждения с новообразованными твёрдыми фазами способствует некоторому снижению радиоактивных элементов в подземных водах (табл. 3). Тем не менее объекты утилизации ЖРО являются весьма опасными а контроль не полным.

Литература

1. Врублевский В.А., Нагорский М.П. и др. Геологическое строение области сопряжения Кузнецкого Алатау и Кольвань-Томской складчатой зоны. – Изд. ТГУ, 1987. – 95 с.
2. Гурари Ф.Г., Микуленко К.И., Старосельцева В.С. и др. Тектоника мезозойско-кайнозойского осадочного чехла Зап.-Сиб. плиты. // Труды СНИИГИМСа, 1971. – Вып.100.
3. Ершова С.Б. Анализ новейших движений при инженерно-геологическом районировании (на примере Западно-Сибирской плиты). // Москва. МГУ, 1976.
4. Зубков А.А., Сухоруков В.А. и др. Состояние подземных вод верхнего водоносного горизонта на промышленных площадках Сибирского химического комбината. – Северск, 2000.
5. 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.
6. Ресурсы пресных и маломинерализованных подземных вод южной части Западно-Сибирского артезианского бассейна. / под ред. Пиннекер Е.В. – М.: Недра, 1991. – 259 с.
7. Сурков В.С. и др. Мегакомплексы и глубинная структура земной коры Западно-Сибирской плиты. Под ред. чл.-кор. АН СССР. – М.: Недра, 1986. – 149 с.
8. Устинова В.Н., Устинов В.Г. Тектонически-напряжённые зоны нефтегазоносных структур и их изучение по данным сейсморазведки. // Геофизика, 2004. – №1. – С.13–18.

РАДИОЭКОЛОГИЯ КАЗАХСТАНА

Г.В. Федоров, П.Г. Каюков, Г.Д. Беркинбаев

ТОО «ЭКОСЕРВИС-С», Алматы, Казахстан, gvfyodorov@gmail.com

RADIOECOLOGY OF KAZAKHSTAN

G.V. Fyodorov, P.G. Kayukov, G.D. Berkinbaev

LTD "ECOSERVICE-S", Almaty, Kazakhstan, gvfyodorov@gmail.com

Abstract. Results of the analysis of radiation characteristics of Kazakhstan territories are presented in this paper. It has been shown that the most radiation strained region of Kazakhstan is the part of the Republic. Environment radioactivity has the highest level in this part. It is necessary apply measures to reduce radioactive hazards.

Радиационное состояние территории Казахстана начало изучаться с конца 40-х годов в связи с поисками месторождений урана. Специализированные же радиэкологические исследования начались с 90-х годов и проводятся в настоящее время достаточно интенсивно. Для проведения этих исследований в стране имеется законодательная база, а также методическое и приборное обеспечение.

Контроль за радиационным состоянием в Казахстане осуществляется в соответствии с Законами «Об использовании атомной энергии» и «О защите населения от ионизирующего излучения». Основным контролирующим органом является Агентство по атомной энергии, которое выдает лицензии на осуществление деятельности с использованием атомной энергии.

В настоящее время в Казахстане действует система радиационного мониторинга за состоянием окружающей среды и природных ресурсов (осуществляемая Казсанэ-

пиднадзором и Казгидрометом) и ряд отраслевых программ. Контроль радиоактивного загрязнения приземного слоя атмосферы, почв и воды осуществляется во всех областях Казахстана. В то же время, сложившаяся система мониторинга в РК характеризуется отраслевой разобщенностью и слабо нацелена на решение приоритетных проблем охраны окружающей среды и здоровья человека. Поэтому основным источником информации по радиационному состоянию территории Казахстана являются результаты специальных работ исследовательских организаций по договорам с министерствами и с областными природоохранными органами. К таким исследованиям, в первую очередь, необходимо отнести работы [1–3], результаты которых положены в основу настоящей статьи. Несмотря на обширную площадь Казахстана и обилие радиационных факторов, территория республики имеет достаточно высокий уровень радиэкологической изученности в мас-

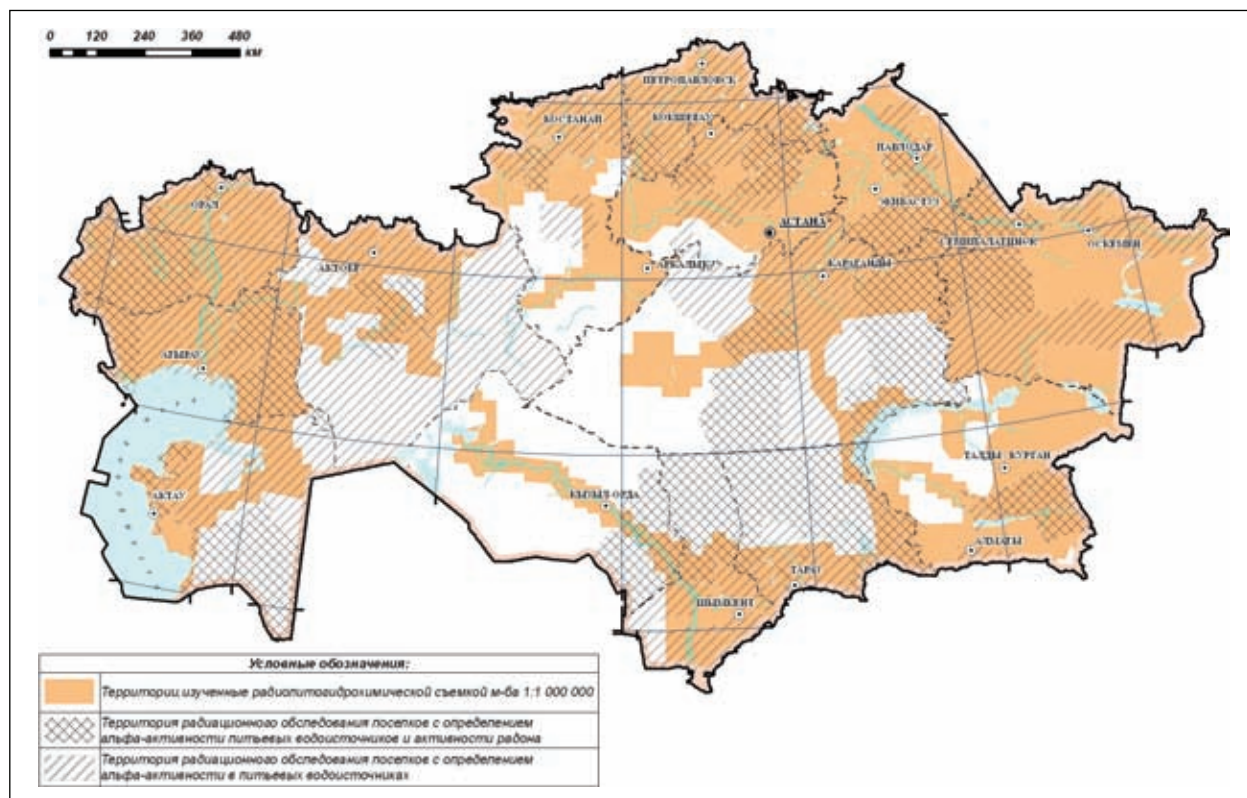


Рис. 1. Карта радиационно-опасных зон Казахстана

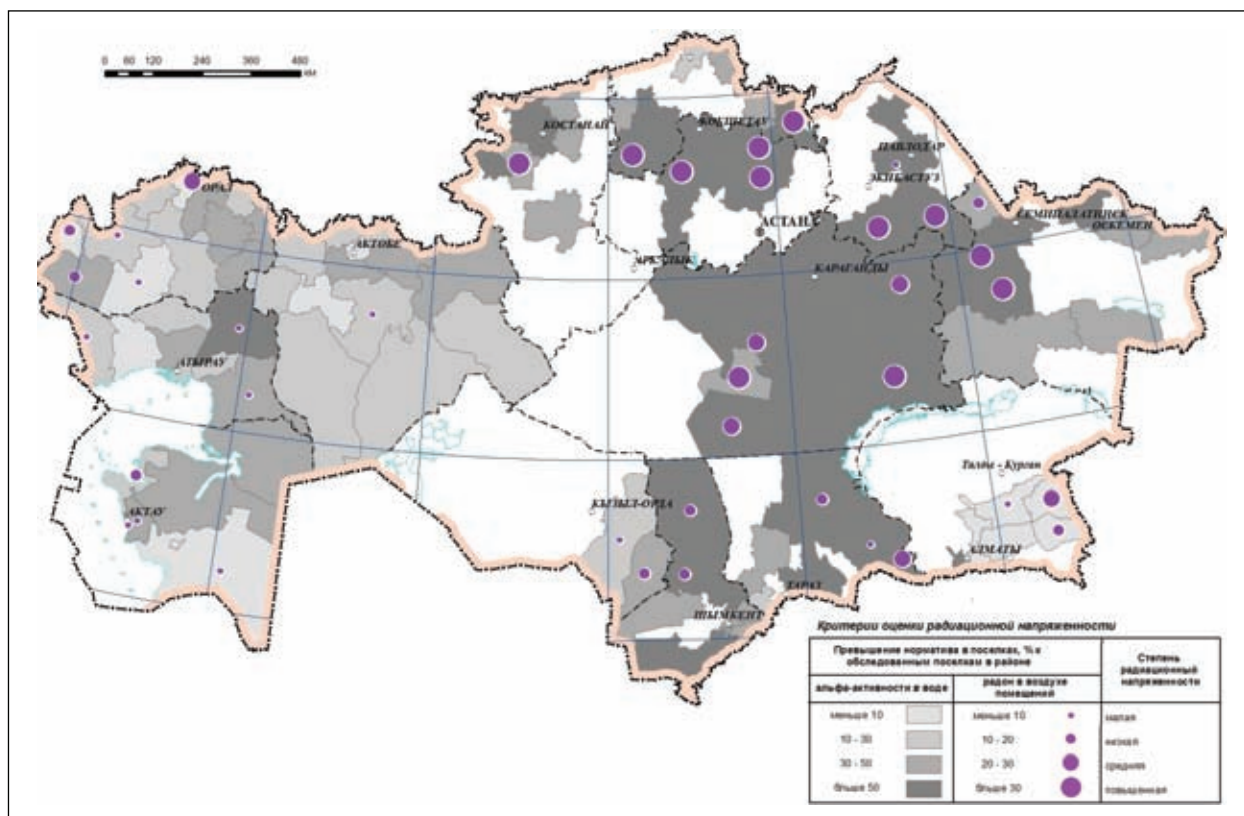


Рис. 2. Карта радиационной напряженности Казахстана

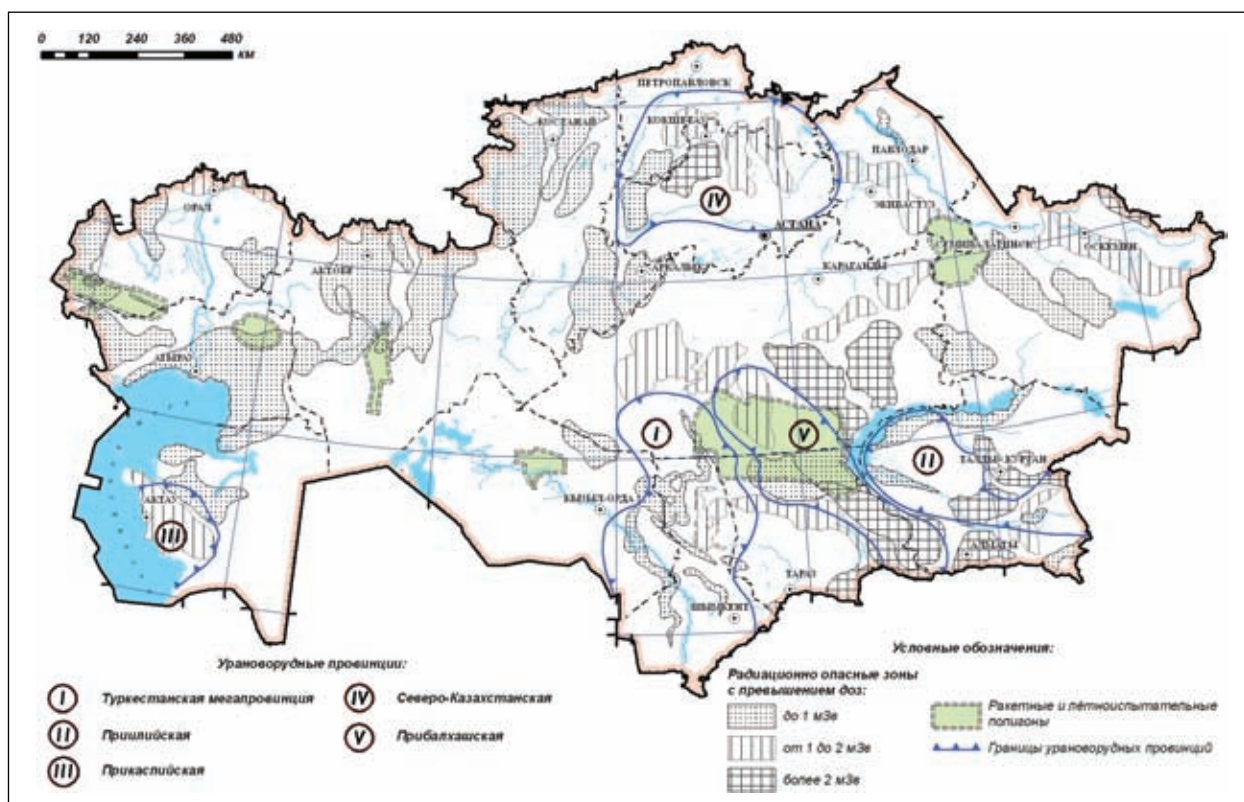


Рис. 3. Карта радиоэкологической изученности Казахстана

штабе 1:1 000 000. В 2004–2008 гг. весьма представительной радиогидролитохимической съемкой (с отбором проб из водных источников и донных осадков) охвачено 59 % территории, на которой проживает 81 % населения [1]. В 2008–2011 гг. было проведено радиационное обследование территории 4 700 сельских населенных пунктов (65 % от общего количества в стране) с определением альфа- и бета-активности питьевых водоисточников и определением активности радона в воздухе помещений [2, 3].

Результаты проведенных исследований позволили оценить радиационную ситуацию и представить ее в виде карт радиозоологической изученности и радиационной напряженности (Рис.1–3), которые отражают радиозоологическую ситуацию на большей (наиболее населенной) части Казахстана.

Радиозоологическое состояние Казахстана во многом определяется наличием на территории ядерных полигонов и тем, что республика является мировым лидером по запасам и производству урана. На территории Казахстана располагается Семипалатинский ядерный полигон (СИЯП), полигон Азгир и ряд участков с проведенными на них ядерными взрывами в скважинах. Все участки, включая СИЯП в настоящее время достаточно хорошо изучены.

На территории Казахстана имеются 6 урановорудных провинций (на рисунке 3 показано 5, так как Чу-Сарысульская и Сырдарьинская провинции объединены в Туркестанскую мегапровинцию). Три провинции (Северо-Казахстанская, Чу-Сарысульская и Сырдарьинская) являются одними из крупнейших в мире. В советское время в Казахстане добывалось 40 % урана, производимого в СССР. Добыча урана сопровождалась образованием значительного количества (свыше 200 млн.т) радиоактивных отходов (РАО).

Значительное воздействие на радиационную ситуацию в Казахстане оказывают природные радиационные факторы – повышенная радиоактивность (в первую очередь альфа- и в меньшей степени бета-активность) водоисточников, в том числе используемых для хозяйственно-питьевого водоснабжения, а также повышенная активность радона в воздухе помещений и в водоисточниках. Порой в поселках некоторых районов превышение нормативов по альфа-активности и активности радона достигают 30–70 % от обследованных поселков.

В Казахстане изучению радиозоологической обстановки уделяется довольно серьезное внимание. Обращение с радиоактивными отходами (РАО) является приоритетным направлением работ по снижению радиационных рисков в Казахстане из-за большого количества накопленных в прежние годы радиоактивных отходов всех типов. Основные работы по реабилитации территорий бывших урановых рудников в РК проведены в рамках Программы «Консервация уранодобывающих предприятий и ликвидация последствий разработки урановых месторождений на 2001–2010 гг.», утвержденной постановлением Правительства РК №1006 в 2001 году. На территории Казахстана внесено в реестр 104 урановых объектов (месторождений и рудопроявлений), на которых проведено радиационное обследование. Большинство участков хранения РАО реабилитированы.

В настоящее время добыча урана в Казахстане ведется экологически-чистым способом подземного выщелачивания (ПВ) с образованием 1 кг РАО на 1 кг добытого урана (при горном способе образовывалось до 3000 кг РАО на 1 кг урана), поэтому, несмотря на то, что республика обеспечивает почти треть мировой добычи урана, проблемы накопления и захоронения РАО в стране не существует.

На территории Казахстана проведен значительный объем радиозоологических работ, основными из которых следует считать проведение радиогидролитохимической съемки (РГЛХС) (1) и радиационного мониторинга (2, 3).

Радиогидролитохимическая съемка проведена в 2004–2008 гг. в масштабе 1:1 000 000 и основана на изучении широкого спектра радионуклидов в поверхностных водах и донных осадках. Съемка проведена на площади 2 117 тыс.кв.км (59 % от площади страны) с выявлением 80 радиационно опасных зон общей площадью 741 тыс.кв.км. На выделенных типовых (эталонных) участках площадью около 3 тыс.кв.км проводился комплекс исследований в масштабе 1:200 000 с отбором и анализом проб и радиационным обследованием населенных пунктов. Кроме того, на участках техногенного загрязнения проводились детальные работы. Такой 3-х уровневый подход позволил в короткие сроки изучить выделенные радиационно опасные зоны с необходимой степенью детальности. Но целый ряд радиационно-опасных зон остался неоцененным и требуют специальных углубленных радиозоологических исследований, направленных для принятия мер по снижению необоснованного радиационного облучения населения и выработки мер по локальному мониторингу наиболее опасных радиоактивных объектов.

В основе ранжирования зон по радиационным факторам рассматривались активности основных радионуклидов (урана, тория, радия, калия и их изотопов) в донных осадках и природных водах. В качестве основного фактора рассматривались повышенные активности радона, значимыми факторами были приняты мощность эффективной дозы внешнего гамма-излучения и радиоактивность питьевой воды.

В 2008–2011 гг. были выполнены работы по теме «Проведение радиационного мониторинга сельских населенных пунктов», которыми было выявлено превышение альфа-активности в питьевых водоисточниках и активности радона в воздухе помещений в значительном количестве сельских населенных пунктов. Особенно важным оказалось выявление превышения норматива активности радона в воздухе помещений в 322 поселках из 1 223 обследованных, т.е. в 26,3 % поселков [2]. Поселки с превышением активности радона отмечены по всей территории Казахстана, но при этом явно прослеживается дифференциация по районам. Наибольшими превышениями характеризуется территория Восточной части Казахстана, особенно Акмолинской области (67 % поселков с превышениями). Изучение радоноопасности важно с той точки зрения, что активность радона формирует больше половины дозы облучения населения от природных источников. Интересно отметить, что именно в Восточной части республики отмечается повышенный (до 1,5 раз и более) уровень онкозаболеваемости населения,

что дает возможность предполагать возможность корреляции территорий радонопроявлений и онкозаболеваемости.

Работы 2008–2011 гг. позволили заметно скорректировать количество и параметры радиационно опасных зон, выделенных ранее. На рис. 3 зоны показаны в окончательной редакции.

Для оценки радиационной безопасности приняты «Критерии оценки экологической обстановки территории», утвержденные Правительством Республики Казахстан от 31 июля 2007 года №653. Согласно разделу 6 этих Критериев, территории, в пределах которых среднегодовые значения дополнительной (сверх естественного фона) эффективной дозы облучения человека не превышают 1 мЗв, а среднегодовые значения эффективной дозы облучения за счет природных источников не превышают 30 мЗв, относятся к территориям с относительно благополучной экологической обстановкой (за исключением участков интенсивных радонопроявлений, которые могут располагаться в жилых массивах). Согласно этим критериям в целом Казахстан харак-

теризуется благоприятной радиационной обстановкой. Но следует иметь в виду, что в случае высокого природного радиоактивного фона возрастает вероятность повышения радиационного риска за счет вовлечения природных радиоактивных объектов в процесс производственной деятельности, проявления техногенного фактора, повышения дозы облучения и необходимости ее регулирования.

Выделенные потенциально радиозоологически опасные зоны с техногенными радиоактивными объектами разделены на три категории: с превышением годовых дозовых нагрузок не более 1 мЗв, от 1 до 2 мЗв и более 2 мЗв (Рис. 3).

Большая часть площади этих зон не создает реальной радиационной опасности, так как в среднем радиационная дозовая нагрузка не превышает 1 мЗв/год над фоном. Лишь на отдельных локальных участках возможно превышение годовой дозовой нагрузки 1 мЗв/год. Общая площадь таких зон составляет около 18 % от площади Казахстана.

Литература

1. Каюков П.Г. и др. Изучение радиационной обстановки на территории Республики Казахстан // Отчет за 2004–2008 гг. в 16 книгах. – Алматы, 2008.
2. Федоров Г.В. и др. Проведение радиационного мониторинга сельских населенных пунктов Казахстана // Отчет за 2008–2011 гг. в 4 книгах. – Алматы, 2011.
3. Федоров Г.В. и др. Эколого-демографическое обследование сельских территорий с целью составления экологических паспортов сельских населенных пунктов // Отчет за 2008–2011 гг. в 4 книгах. – Алматы, 2011.

НАИБОЛЕЕ ОПАСНЫЕ УРАНОВЫЕ ХРАНИЛИЩА ЦЕНТРАЛЬНОЙ АЗИИ (МИН-КУШ И МАЙЛИ-СУУ)

И. Хаджамбердиев, Р. Тухватшин

Антитоксическая сеть Центральной Азии, Бишкек, Киргизия, igorho@mail.ru

MOST DANGEROUS ABANDONED TAILINGS OF CENTRAL ASIA (MIN-KUSH AND MAILUU-SUU)

I. Hadjamberdiev, R. Tukhvatshin

Toxic Action network Central Asia

Abstract. During the uranium ore conservation facilities miscalculations in the building of the tail storage waste were made. Min-Kush and Maili-Suu are the most dangerous in the Central Asia region. They are considered to be the main reason of cancer diseases.

Характеристика ареалов

Почвы геохимической провинции Минкуш в значительной степени обогащены ураном, концентрация в 5–6 раз выше, чем в сопредельной Кочкорской долине и в 10–15 раз – чем в почвах Чуйской долины. Хвостохранилище «Туюк-Суу» расположено в 7 км выше поселка в устье одноименной реки и является источником загрязнения вод, проходящих через поселок. Хвостохранилище «Талды-Булак» находится в 15 км ниже поселка, не прикрыто почвенным грунтом и почти лишено растительности. Содержание урана в пробах воды, отобранных из рек и ручьев в районе пос. Мин-Куш до 0,105 мг/л, причём наибольшая концентрация урана была зафиксирована у впадения речки Туюк-Суу в реку Мин-Куш. Повышенная концентрация урана в воде ниже хвостохранилища свидетельствует о том, что из

него и происходит выделение урана. Дальнейшая миграция урана идет по схеме: р. Коко-Мерен → р. Нарын → р. Сыр-Дарья → Аральское море [4]. Почвы, грунты и промышленная паста хвостохранилищ на склонах до 20–30°, представляют экологическую опасность. Радионуклидами загрязнена растительность (местами содержали урана в 760 раз больше, чем в растениях Курского заповедника). Коэффициенты обогащения ураном у люцерны посевной достигают 103,5, эспарцета посевного – 14,5, астрагала – 6,0–12,5. Анализы показали, что содержание урана в овощах, по сравнению с чистой зоной, высокое и составляет: у картофеля (*Solanum tuberosum*) – 0,03–0,17, моркови – $0,32 \times 10^{-6}$ г/г. Коэффициент обогащения ураном у картофеля от 1,5 до 8,5.

Загрязнение растительности приводит к повышенному поступлению урана в организм населения. Как показали

Таблица 1. Содержание урана в организме с-х животных

Крупный рогатый скот	Минкуш – $0,006\text{--}0,38 \times 10^{-6}$ г/г
	Майлуу-Суу – $0,002\text{--}0,056 \times 10^{-6}$ г/г
Мелкий рогатый скот	Минкуш – $0,005\text{--}0,42 \times 10^{-6}$ г/г
	Майлуу-Суу – $0,003\text{--}0,038 \times 10^{-6}$ г/г

Таблица 2. Содержание урана в арычной воде и кормах животных

	корма (в сухом веществе)	вода
Мин-Куш	$0,06\text{--}7,4 \times 10^{-6}$ г/г	0,018–0,060 мг/л
Майлуу-Суу	$0,03\text{--}4,79 \times 10^{-6}$ г/г	0,008–3,97 мг/л

наши экспедиционные исследования 2004–2008 гг. – уровень заболеваемости жителей, по сравнению со средними республиканскими показателями, характеризуется более высокой частотой болезней органов пищеварения, дыхания, крови и кроветворных органов, мочеполовой системы. Более углубленное обследование здоровья проведено нами в 2011–12 года в ареале Майлуу-Суу (см ниже в табл. 5 и 6).

В таблице 2 сопоставлено содержание урана в кормах и питьевой воде с его содержанием в организме животных.

Общий объем радиоактивных отходов в ареале реки Майлуу-Суу около 70 млн.куб.м с суммарной активностью 55 000 юри. Представление о расположении хвостохранилищ можно получить из рис. 1, и публикаций [2; 3].

О проблеме аварийного выноса содержимого хвостохранилищ

В апреле 1958 г имела место катастрофическая авария на хвостохранилище №7 в г. Майлуу-Суу, когда в результате неблагоприятного сочетания экстремальных атмосферных осадков и повышенной сейсмической активности весны 1958 г, была прорвана намывная дамба этого хранилища. В результате аварии в р. Майли-Суу было выброшено свыше 100 тыс.м³ радиоактивных «хвостов», которые распространились по руслу на расстояние 30–40 км и отложились на орошаемых землях соседнего Узбекистана. При массовом выбросе в реку поступило около 8 тонн урана и десятки граммов радия, которые содержались в жидкой и в твердой фазах хвостов. Авария, последствия которой устранялись много лет, привела к гибели десятков человек, и к радиоактивному загрязнению воды и донных отложений реки, почвы, растительности, в пойме и на конусе выноса р. Майли-Суу. Об этом свидетельствуют результаты геоэкологических исследований, выполненных в последние годы [2]. Учитывая подобные случаи и усилившуюся сейсмическую активность предпринимаются попытки предотвратить аварии. Некоторые из них носят половинчатый характер и подвергаются критике. Так, И. Торгоев недостаточным считает Проект Всемирного Банка в Майлуу-Суу, по переносу хвостохранилищ №3, 18, на хвостохранилище №6, расположенное на правом берегу р. Майлы-Суу ТЭЦ (рис. 1).

По проведенным группой И.Торгоева в начале 2000-х годов ранговым геотехническим факторам риска наиболее предпочтительным вариантом решения проблемы было

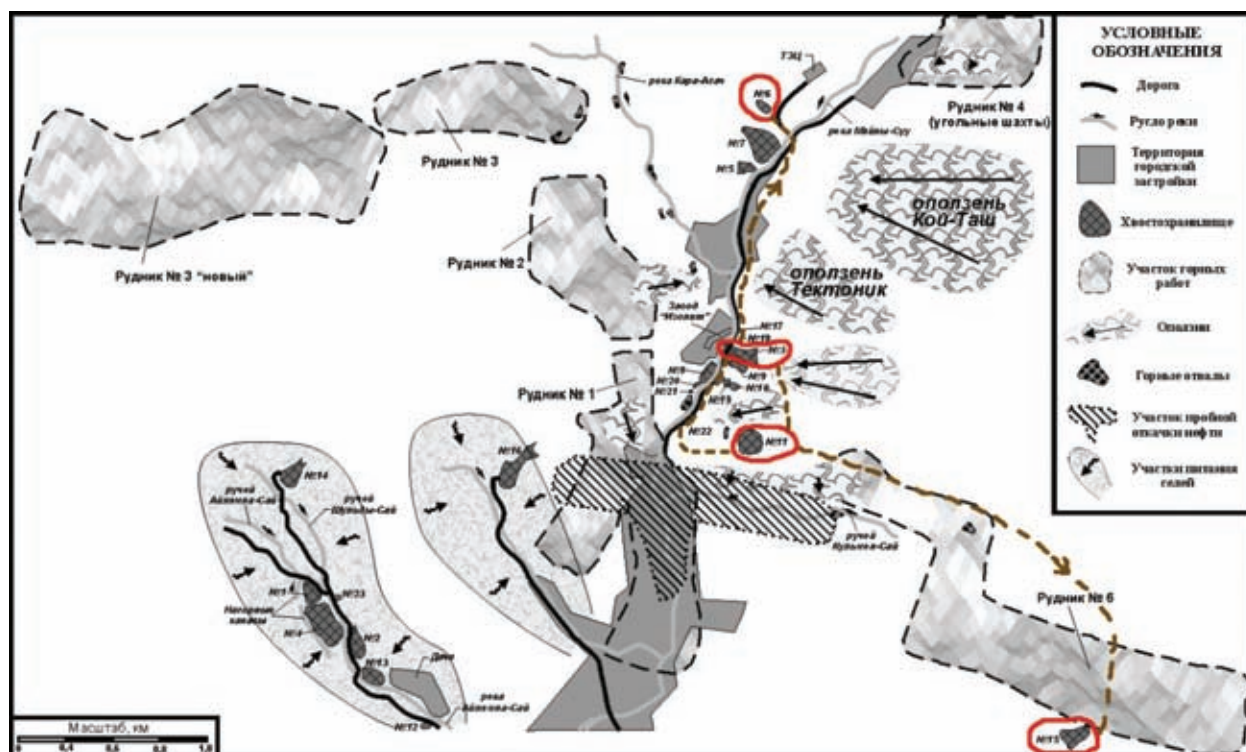


Рис. 1. Из статьи И. Торгоева. Схема расположения рудников, отвалов, урановых хвостохранилищ и крупных оползней в районе г. Майлуу-Суу: овалами выделены альтернативные варианты площадок для переноса РАО из хвостохранилища №3; пунктирными стрелками показаны маршруты транспортировки «хвостов» из хвостохранилища №3 на альтернативные площадки

Таблица 3. Радиационная обстановка зон хвостохранилищ Майлуу-Суу 3, 5, 17 после интенсивных дождей и размыва в июне 2012

Обследованная зона	Объект	Мощ-ть гамма фона мкР/ч	Общая активность радона Бк/м³
Поверхность х-хранилищ	Гравийно-галечная смесь	34–92	9,9–32,0
Прилегающие пастбища	Почва	42–86	12,3–84,6

Таблица 4. Тяжелые металлы в поверхностном слое хвостохранилищ. В числителе Майлуу-Суу (суммировано по 3, 5, 17 хранилищам) / в знаменателе МинКуш (Туюк-Суу)

Содержание в гравийно-песчаном слое хвостохранилищ – ppm	
U	1000–1500 / 2000–2500
As	43–52 / 18–21
Cd	0,7–1,1 / 0,2–0,6

Таблица 5. Показатели белкового иммунитета школьников Майлуу-Суу

Показатели	До фильтрации	После фильтрации	Контроль
CD3, %	33,57±0,79**	41,26±0,83*	46,9±1,95
CD4, %	20,71±0,61	22,26±0,71	27,1±1,23
CD8, %	19,14±0,35**	18,22±0,37	17,1±0,92
Индекс CD4 / CD8	1,08±0,03**	1,26±0,05*	1,51±0,06
CD19, %	21,71±0,61**	19,15±0,54*	15,6±0,72
IgA, г/л	2,26±0,12	2,16±0,12	2,15±0,14
IgM, г/л	1,10±0,09**	1,42±0,06*	1,97±0,31
IgG, г/л	13,50±1,13**	12,98±0,88	14,01±0,67

Примечание: различия статистически достоверны ** – между первой (до фильтрации) и контрольной, * – различия достоверны между второй (после) и первой (до фильтрации) группами.

бы подземное захоронение РАО с суммарной рейтинговой оценкой 80 баллов, затем в порядке приоритетности следуют площадки хвостохранилищ №15 и №11.

Как нарочно, во время нашей последней экспедиции в апреле-мае 2012 в Майлуу-Суу произошел очередной частичный смыв хвостохранилищ 3, 5, 17 из-за необычно обильных дождей. Радиоактивное загрязнение в связи с ними показано в – см табл. 3.

Аналитическое оборудование и методы нашей работы 2012:

Радиометрия. Спектрофотометр DR 5000 (BRD); радонотометр РГА-01 (Россия); радиометр SRP-68-01 со счетчиком BTGI-01; ICP-MS (Perkin Elmer-Sciex ELAN-6000); Chrom-Mass-Spectrometer GC-MS (Finnegan). Общее количество лимфоцитов в крови – по Jondall et al. популяций Т-лимфоцитов и В-лимфоцитов – по The Manual International Chemist Analytic Association. Фильтры для воды Viking состоящие из префильтра и 3-ступенчатой очистки (сменный элемент NFYD 5040).

В сухом остатке трав и цветковых растений с одержание урана было $0,04–0,51 \times 10^{-5}$ г/г, наиболее высокие онцентрации отмечены у *Tasniatherum crinitum* и *Atgilops triuncialis*. Зарегистрирована высокая концентрация в питьевой водопроводной воде $4,0 \times 10^{-5}$ г/л, и в молоке и мясе коров 2,27 мг/кг и 0,107 мг/кг влажного веса. Кожа и рога ягнят имели до 0,183 мг/кг урана. Зубы содержали: у детей в молочных зубах $0,481 \times 10^{-6}$ г/г, а у пожилых жителей $0,687 \times 10^{-6}$ [5].

Нами зарегистрированы статистически значимые различия в онкологической заболеваемости в Майлуу-Суу и Мин-Куше – по сравнению с общереспубликанским уровнем. Так, по Майлуу-Суу интенсивный показатель на 100 тыс. населения в 2001 435,35; 2002 у – 452,94; 2003 у – 460,66; в 2004 – 442,53; в 2005 – 499,04. Можно отметить, что именно в Жалал-Абадской области сконцентрированы урановые хвостохранилища – это не только Майлуу-Суу, но и еще группа урановых хранилищ в ареале Сумсар-Шекафтар. Видимо, это является причиной того, что область лидирует по ряду онкологическиз заболеваний, в частности – раку шейки матки 14,98 на 100 тыс., тогда как в соседних областях с таким же климатом, этническим составом и хозяйственным укладом – показатели полтора раза ниже [1].

Наши исследования гематологических показателей в

Таблица 6. Результаты анализа 156 проб воды водопровода до и после фильтрации, отбор проб 14.07–16.09.2012 г. в столовых СШ №2, 4, 5 Майлуу-Суу

№ п/п	Загрязнитель	Содержание до фильтрации М¹	Погрешность определения m	Содержание после фильтрации М²	Погрешность определения m
1	Fe (общее)	0,098 мг/л	0,003 мг/л	0,006 мг/л*	0,001 мг/л
2	Mn (общий)	0,198 мг/л	0,004 мг/л	0,023 мг/л	0,005 мг/л
3	NO ₂ -N⁻ (нитрит)	не определено (мутность)	–	0,045 мг/л	0,002 мг/л
4	NO ₃ -N (нитрат)	3,00 мг/л	0,20 мг/л	0,20 мг/л*	0,05 мг/л
5	Cl⁻ (хлориды)	8,04 мг/г	0,20 мг/л	1,10 мг/л*	0,06 мг/л
6	U ²³⁸⁺²³⁴	3,0 мг/л (90 Бк/л)	0,5 мг/л	0,2 мг/л*	0,07 мг/л

Примечание: * – различие между величинами до и после фильтрации статистически достоверно.

Майлуу-Суу и пригородных поселках выявили: содержание лейкоцитов снижено за счет нейтрофилов – у 32% подростков и, – 23% взрослых, при этом соответственно у 14% и 11% зарегистрирована токсическая зернистость нейтрофилов, а у 18% и 11% – тромбоцитопения. Такого рода сдвиги согласно литературным источникам характерны для ряда хронических болезней, включая легкую форму лучевой болезни. На основании мониторинга выявлена корреляция между качеством питьевой воды и состоянием иммунитета у школьников. Определены наиболее информативные изменения, которые позволят в дальнейшем

рано зарегистрировать снижение потенциала здоровья (это – слабость элементов иммунной системы и снижение функции щитовидной железы). Принятые нами (при поддержке Green Cross и BlackSmith Institute) защитные меры дали определенные результаты: после установки фильтров для очистки питьевой воды в столовых школ Майлуу-Суу – уменьшилось на 48–60% содержание в питьевой воде урана, а двух годовое наблюдение показало, что у школьников произошло достоверное улучшение клеточного и белкового иммунитета.

Литература

1. Ормонов Ж., Камарли З., Жумабаев А. – В кн: Физиол, морфол и патол человека в Кыргызстане. – Бишкек: Мед. фак. Кырг-Российского ун-та, 2012. – С.183–185.
2. Торгоев И.А., Алёшин Ю.Г., Червонцев П.Г. Урановые хвостохранилища Майлуу-Суу: решение геоэкологических проблем. // В кн: Сергеевские чтения. Инженерно-геолог и геоэкологич пробл утилизации и захоронения отходов. Вып. 7. Мат-лы годичной сесс Науч совета РАН по пробл геоэкологии, инж геологии и гидрогеологии. – Москва: ГЕОС, 2005. – С.67–72.
3. Торгоев И.А., Алёшин Ю.Г. Геоэкология и отходы горно-промышленного комплекса Кыргызстана. – Бишкек: Илим, 2009. – 239 с.
4. Хаджамбердиев И., Тухватшин Р., Мамбетов Н., Сарсенов А. Загрязнение трансграничных рек Центральной Азии. // В сб: м-н конф Реки Сибири, 2010. – С.105–107.
5. Tukhvatshin R., Hadjamberdiev I., Bikhovchenko Ju. Uranium pollution of meat in Tien-Shen // In: Impact of Pollution on Animal Products. – L-NY- etc: Springer Sci, 2008. – P.193–197.

ТРИТИЙ В ИСТОЧНИКАХ ПИТЬЕВОГО И ХОЗЯЙСТВЕННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ РАЙОНА ПО «МАЯК»

М.Я. Чеботина

Институт экологии растений и животных УрО РАН, Екатеринбург, Россия, Chebotina@ipae.uran.ru

TRITIUM IN THE SOURCES OF DRINKING AND HOUSEHOLD WATER SUPPLY IN THE AREA OF “MAYAK” ENTERPRISE

M.Ja. Chebotina

Institute of Plant and Animal Ecology UB of RAS, Yekaterinburg, Russia, Chebotina@ipae.uran.ru

Abstract. We have examined modern levels of tritium concentrations in the sources of drinking and household water supply in the 45-km zone around «Mayak» (springs, personal and artesian wells). Scheme maps of the territory pollution with tritium are given. Tritium concentrations in the water from the central water supply of settlements are determined. Tritium levels in the water are found to depend on the depth of the source.

В качестве источников питьевого и хозяйственного водоснабжения население района ПО «Маяк» использует колодцы, личные и артезианские скважины, родники, реки и озера. В работе приводятся данные об уровнях концентраций трития в различных типах вод в 45-км зоне вокруг предприятия.

Количественное определение трития проводили в Институте экологии растений и животных УрО РАН, подробная методика анализа приведена в работе [2].

На рис. 1 представлены данные о концентрации трития в воде колодцев и личных скважин в пределах обследованной территории. Видно, что содержание трития в воде колодцев варьировало от уровня техногенного фона до 24 Бк/л, а скважин – до 78 Бк/л. Ареал повышенных концентраций трития выявлен к северу от промзоны ПО «Маяк» (в последней пробы не отбирались), между пунктами Метлино – Новая Теча – Касли – Пригородный. Карта-схема так-

же указывает на возможность наличия подобного ареала еще севернее, в направлении г. Снежинска, однако для его подтверждения необходимы более детальные исследования.

Поскольку колодцы и скважины имеют различную глубину, представляло интерес исследовать, как связано содержание трития в указанных водных источниках с глубиной залегания воды. Для этой цели на рис. 2 нанесены показатели концентраций трития в воде колодцев и скважин в зависимости от их глубины. Заметим, что глубину личных скважин мы оценивали согласно информации, полученной от их владельцев, поэтому в этой информации возможны неточности. Тем не менее, статистическая обработка данных по весьма строгому методу Спирмена (Statistica 6.0) позволила выявить достоверную связь между концентрацией трития в воде и глубиной водного источника (уровень значимости 0,0074).

Таблица 1. Уровни концентраций трития в воде населенных пунктов из централизованных источников (сетевая водопроводная вода, вода артезианских скважин)

Пункт наблюдений	Время наблюдений	Источник воды	Концентрация трития, Бк/л
Озерск	07.2003	водопровод	47
	05.2004		35
	06.2004		43
	04.2005		50
Метлино	03.2004	«	39
Кыштым	«	«	36; 22
Вишневогорск	«	«	46
Кызылбулак	«	«	50
Касли	«	«	60
Худайбердинск	«	«	51
Новогорный	«	скважина	60
Дальняя Дача	«	«	13
Детский пионерлагерь	«	«	13
Кузнецкое	«	«	14
Маук	«	«	5
Аргаяш	«	«	2
Рудник	«	«	6

Согласно результатам статистической обработки, 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 предположить, что таким источником являются подземные глубинные воды. Это вполне уязвывается с полученными данными, из которых следует, что концентрация трития в воде скважин (35 Бк/л) в среднем в 3,5 раза выше, чем в воде колодцев (10 Бк/л). Поскольку с северной стороны от ПО «Маяк» располагается серия водоемов-отстойников течения каскада, а в южном и восточном направлениях находятся водоемы В-9 (Карачай) и В-17 (Старое Болото) с концентрацией трития в диапазоне 103–106 Бк/л [1], очевидно, что они являются возможным источником загрязнения питьевой воды колодцев и скважин в указанном регионе.

В крупных населенных пунктах значительная часть населения использует воду из централизованных источников. В разных населенных пунктах она подается в водопроводную сеть из различных природных резервуаров. В одних случаях – это специально пробуренные артезианские скважины, в других – открытые водоемы (оз. Аракуль, оз. Иртяш, оз. Сугамак, Зацепинский пруд). Поэтому содержание трития в водопроводной воде разных населенных пунктов зависит от радиационной чистоты соответствующих водных источников. Данные, представленные в таблице 1, свидетельствуют о том, что концентрация трития

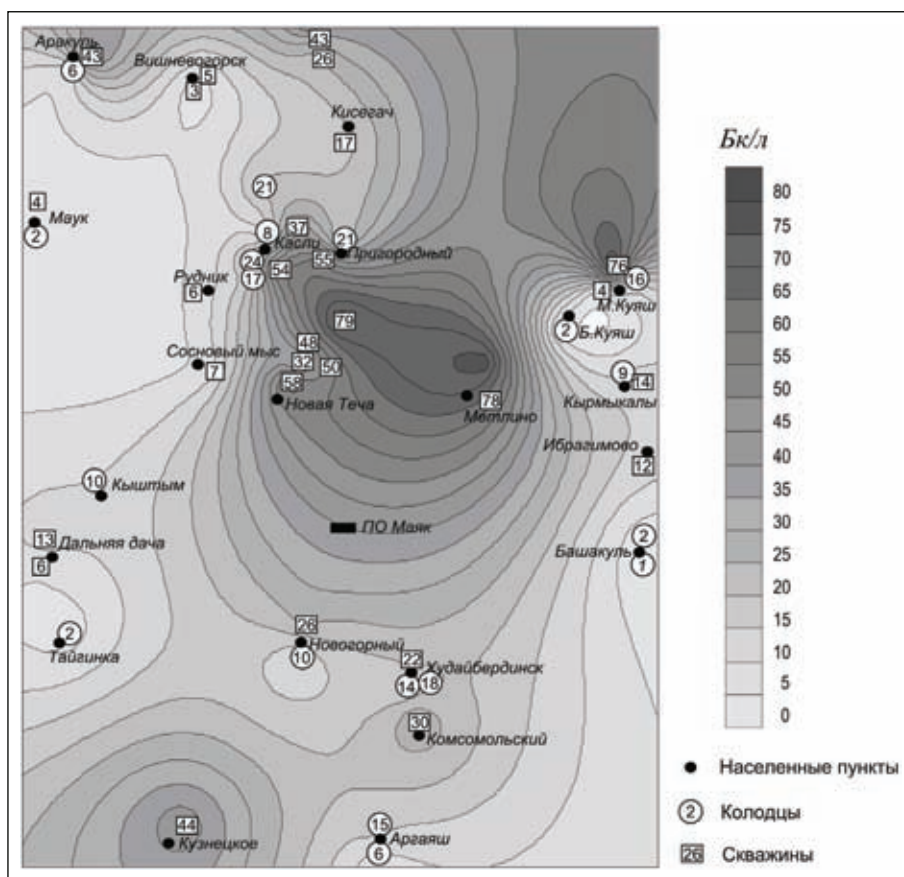


Рис. 1. Концентрации трития в воде колодцев и личных скважин в районе ПО «Маяк», Бк/л

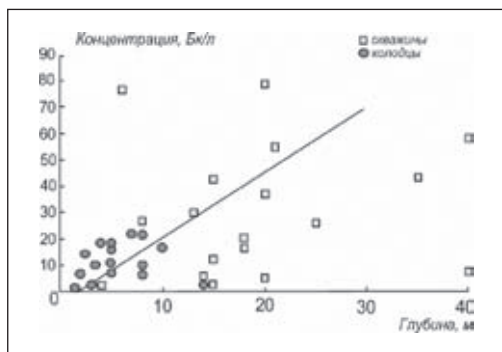


Рис. 2. Корреляционная связь между содержанием трития в воде источников питьевого водоснабжения и их глубиной

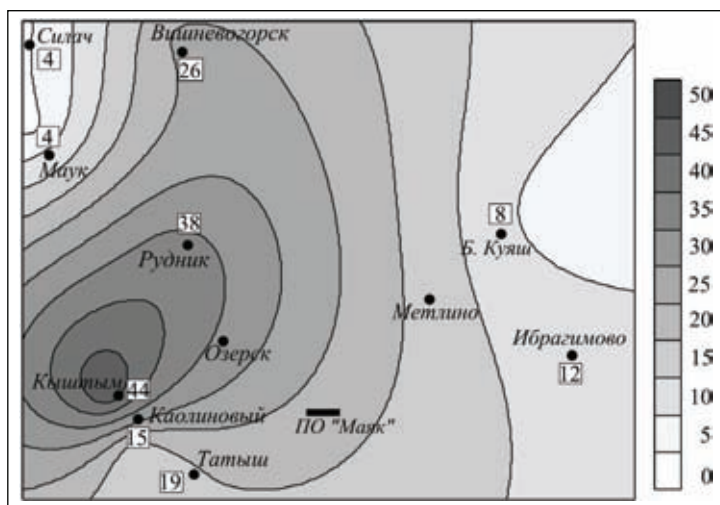


Рис. 3. Уровни содержания трития в родниковой воде, Бк/л

в такой воде изменяется от уровня техногенного фона до 60 Бк/л. При этом в более удаленных пунктах наблюдений содержание трития в среднем меньше, чем в пунктах, расположенных ближе к ПО «Маяк».

Родники представляют собой естественные выходы подземных вод на поверхность Земли. Количество и качество родниковой воды зависит от дебита и глубины залегания водоносного горизонта. Экологическая чистота родниковой воды определяется наличием или отсутстви-

ем фактора проникновения химических и радиоактивных загрязнителей в питающий водоносный горизонт. К сожалению, в районе исследования нам удалось найти лишь 9 родников. Концентрации трития в них варьировали от уровня техногенного фона до 44 Бк/л. Приведенные на рис. 3 изолинии свидетельствуют о наличии повышенных концентраций радионуклида в родниковой воде в зоне, приближенной к ПО «Маяк», тогда как более низкие концентрации обнаружены в периферийном районе (Силач, Маук, Куяш, Ибрагимово).

С нашей точки зрения, загрязнение родниковой воды тритием в надфоновых концентрациях связано как с поступлением радионуклида из питающего родник водоносного горизонта, сообщаемого с водой производственных водоемов ПО «Маяк», так и с аэральным загрязнением от воздушных выбросов предприятия.

Приведенные в работе данные показали, что при систематическом сбросе трития в производственные водоемы [3] радионуклид распространяется в окружающей среде не только через поверхностный сток и путем испарения с зеркала водоема, как принято считать, но и путем диффузии в глубинные слои подстилающих пород с последующей пространственной миграцией на прилегающие территории, в том числе в источники питьевого водоснабжения. Скорость распространения фронта тритиевого загрязнения определяется целым рядом факторов, в том числе структурой водоносных горизонтов, водопроницаемостью и трещиноватостью пород, глубиной залегания водоносных горизонтов, наличием зон разломов земной коры и т.д. Установлено, что в районе ПО «Маяк» содержание трития в воде колодезей и личных скважин возрастает с их глубиной. Практически все пробы воды по содержанию трития превышали уровень глобально (1 Бк/л) и техногенного (5 Бк/л) фона, однако во всех случаях были значительно ниже уровня вмешательства, согласно принятым нормативам.

Работа выполнена по программе Президиума РАН «Природная среда России: Адаптационные процессы в условиях изменяющегося климата и развития атомной энергетики» (проект 12-П-4-1064).

Литература

1. Иваницкая М.В., Малофеева А.И. Источники поступления трития в окружающую среду // Тритий – это опасно. – Челябинск, 2001. – С.22–29.
2. Чеботина М.Я., Николин О.А. Радиоэкологические исследования трития в Уральском регионе. – Екатеринбург, УрО

РАН, 2005. – 90 с.

3. Чеботина М.Я., Николин О.А., Смагин А.И., Мурашова Е.Л. Тритий в водоемах производственного и комплексного назначения в районе ПО «Маяк» на Урале // Водное хозяйство России, 2011. – №4. – С.75–84.

ИЗУЧЕНИЕ ЧАСТОТЫ ХРОМОСОМНЫХ АБЕРРАЦИЙ В ЛИМФОЦИТАХ ЛЮДЕЙ, ПРОФЕССИОНАЛЬНО КОНТАКТИРУЮЩИХ С ПРОБАМИ, СОДЕРЖАЩИМИ РАДИОНУКЛИДЫ РАЗЛИЧНОЙ ИНТЕНСИВНОСТИ

О.Г. Чередниченко¹, Г.М. Байгушикова¹, Е.Г. Губицкая¹, М.М. Битенова²

¹Институт общей генетики и цитологии КН МОН РК, Алматы, Казахстан, cherogen70@mail.ru

²Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, Курчатов, Казахстан, bitenova@nnc.kz

STUDY OF THE FREQUENCY OF CHROMOSOMAL ABERRATIONS IN LYMPHOCYTES OF PEOPLE WHO ARE PROFESSIONALLY IN CONTACT WITH SAMPLES CONTAINING RADIONUCLIDES OF VARIOUS INTENSITY

O.G. Cherednichenko¹, E.G. Gubitskaya¹, G.M. Baygushikova¹, M.M. Bitenova²

¹Institute of General Genetics and Cytology, Almaty, Kazakhstan, cherogen70@mail.ru

²Institute of Radiation Safety and Ecology, Kurchatov, Kazakhstan, bitenova@nnc.kz

Abstract. This paper examined people who are professionally in contact with sources of ionizing radiation. The incidence of chromosomal aberrations, the radionuclide content in the urine of the radiochemical method and calculation of internal doses are based on the results of a direct measurement of the concentration of incorporated radionuclides ^{137}Cs and ^{241}Am using a human radiation spectrometer (HRS). As measured by radionuclide content in urine radiochemical method and HRS showed that the total effective dose of an internal exposure of personnel does not exceed 0,2 mSv/year, which is less than the basic dose limit for personnel. However, an increase in the frequency of chromosome aberrations depends on the individual radiosensitivity.

Проблема изучения индивидуальных биологических реакций организма при радиационных воздействиях, поиск наиболее характерных для этих воздействий биологических изменений занимает одно из ключевых мест в современной радиобиологии. Так, еще в середине прошлого столетия возникло особое направление в радиобиологии – биодозиметрия.

Существует пять групп ретроспективного выявления последствий дозовых нагрузок на организм при внешнем и внутреннем облучении: цитогенетические, гематологические, иммунобактериологические, биохимические и биофизические. При оценке эффектов биологического действия радиации в малых дозах возможна регистрация цитогенетических и гематологических повреждений: частоты хромосомных перестроек, числа лимфоцитов с микроядрами, а также частоты клеток-носителей соматических мутаций в периферической крови [1]. Мутагенный эффект, индуцированный ионизирующим излучением, может лежать в основе возникновения таких патологических состояний, как наследственные и онкологические заболевания, ускорение процессов старения и др. [2].

В данной работе обследованы люди, профессионально контактирующие с источниками ионизирующей радиации (34 человека). По степени профессионального вреда они разделены на лиц, контактирующих с фоновыми (13 человек) и активными (21 человек) пробами. Были изучены частота хромосомных aberrаций [3], содержание радионуклидов (^{40}K , ^3H , ^{137}Cs , ^{241}Am , ^{90}Sr и $^{239+240}\text{Pu}$) в моче радиохимическим методом [4] и прямое измерение концентраций инкорпорированных радионуклидов ^{137}Cs и ^{241}Am с использованием спектрометра излучения человека (СИЧ) – прямой метод, для расчёта доз внутреннего облучения [5].

Частота хромосомных нарушений у людей, контактирующих с фоновыми пробами почти в 3 раза выше, чем у людей из экологически чистого, горного поселка Таусугур и более чем в 1,5 раза выше, чем у жителей г. Алматы (рис. 1).

Сравнительный анализ полученных данных по типам aberrаций с результатами контрольных групп (п. Таусугур, г. Алматы) показал, что частота aberrаций хроматидного типа находится практически на уровне данных из п. Таусугур и в 1,6 раза меньше, чем у жителей г. Алматы [6]. Полученные данные вполне объяснимы, так как хроматидные aberrации в основном являются показателями химического воздействия, а в г. Курчатов практически нет химических загрязнителей (различных производств, выхлопных газов автотранспорта и т.д.) в отличие от г. Алматы. Совершенно иная ситуация наблюдается при сравнении aberrаций хромосомного типа. В данном случае она увеличилась в 10 и 6 раз соответственно, что указывает на преимущественное

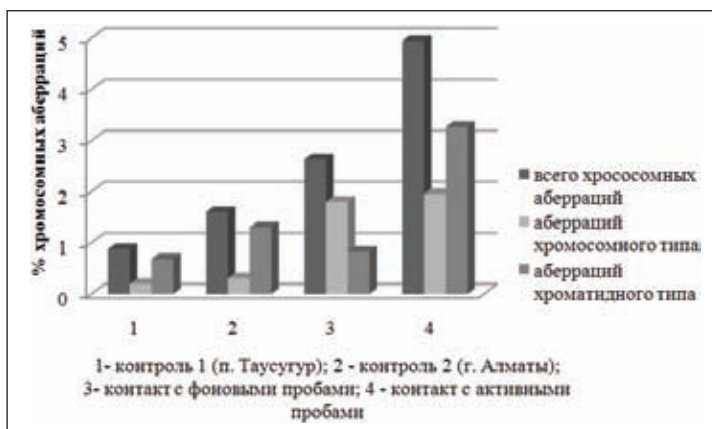


Рис. 1. Распределение структуры хромосомных aberrаций у обследованных групп профессионалов, контактирующих с фоновыми и активными пробами

влияние генотоксикантов радиационной природы. Аберрации хромосомного типа были представлены двойными разрывами и фрагментами, дицентриками и транслокациями, хроматидного типа – одиночными разрывами и фрагментами.

При систематизации частоты хромосомных аберраций в лимфоцитах периферической крови обследованный контингент был разделен на три группы: лица, имеющие хромосомные аберрации в лимфоцитах до 2 %, от 2 до 4 % и от 5 % и выше. Первая группа включает когорту людей, имеющих спонтанный уровень, вторая – повышенный и третья – высокий уровень хромосомных аберраций. Только у 1/3 изученных лиц (36 %) частота выявленных нарушений не превышала общепопуляционного спонтанного уровня для Казахстана (2 %), у более половины (55 %), она оказалась повышенной и у 1/10 (9 %) – высокой. В общей сложности у 64 % обследованных частота хромосомных аберраций превышала спонтанный уровень в 2–5 раз.

Анализ результатов цитогенетического обследования людей, профессионально контактирующих с активными пробами ($4,94 \pm 0,28$ %), показал почти двукратное увеличение частоты хромосомных аберраций по сравнению с коллегами, контактирующими с фоновыми пробами ($2,62 \pm 0,29$ %) ($p \leq 0,01$). Однако это увеличение в основном происходит за счет увеличения аберраций хроматидного типа, в то время как частота аберраций хромосомного типа – индикатора радиационного воздействия практически не изменилась. Вероятно, это связано с воздействием общего радиационного фона и использованием в профессиональных целях также и химических веществ высокого мутагенного потенциала.

Систематизация частоты хромосомных аберраций в лимфоцитах периферической крови людей контактирующих с активными пробами показала, что частота хромосомных нарушений не превышающая общепопуляционный спонтанный уровень ни у кого не была зарегистрирована, у 35 % профессионалов она оказалась повышенной и у 2/3 (65 %) высокой.

При аналогичном обследовании профессионалов-«физиков», работающих с источниками γ -излучения обнаружено повышение частоты хромосомных аберраций до $14,3 \pm 1,1$ %, причем как хромосомного, так и хроматидного типов. Индивидуальные колебания частот хромосомных аберраций составили 8–17 %. Средняя частота хромосомных аберраций у рентгенологов ($6,3 \pm 0,18$ %), в три раза превышала контрольный уровень. Индивидуальные колебания частот клеток с хромосомными нарушениями составили в основном 1–10 %, лишь у одной женщины обнаружено 19 % aberrантных клеток. Спектр хромосомных нарушений был представлен преимущественно аберрациями хромосомного типа, частота которых была в два раза выше ($4,8 \pm 0,15$ %), чем аберраций хроматидного типа ($2,2 \pm 0,1$ %) [7]. Корреляции между возрастом и продолжительностью работы во вредных условиях и выходом хромосомных нарушений в обеих группах обследованных также не было отмечено.

Целью многих мониторинговых работ по цитогенетическому анализу людей, так или иначе, подвергающихся

радиационному воздействию является вопрос биодозиметрии.

Биологическая дозиметрия по аберрациям хромосом в культуре лимфоцитов дает достоверную информацию в случаях относительно равномерного острого облучения, однако при неравномерном воздействии с перепадом дозы более чем в 2–3 раза информативность показателя снижается [8]. Количественная ретроспективная дозовая оценка по хромосомным аберрациям у хронически облученных людей и в отдаленные сроки после воздействия излучений также встречает трудности [9]. Вместе с тем имеются данные о длительном сохранении хромосомных аберраций. У обследованных людей профессионально контактирующих с источниками ионизирующих излучений, колебания частот были в пределах от 1 до 8 %. В данном случае и в наших предыдущих исследованиях вопрос биодозиметрии остается открытым, т.к. корреляции между возрастом, продолжительностью работы во вредных условиях и выходом хромосомных нарушений не было обнаружено [10].

Цитогенетические обследования различных групп людей, подвергавшихся длительному облучению вследствие аварийных ситуаций и в процессе профессиональной деятельности, показал, что в большинстве случаев наблюдается повышенный уровень хромосомных аберраций нестабильного типа. При этом отмечается высокая индивидуальная вариабельность частоты клеток с хромосомными аберрациями. В случае статистически значимых различий со спонтанным уровнем, корреляции с дозой уровня хромосомных повреждений чаще всего не наблюдается, либо она может носить не линейный, а более сложный, характер. Индивидуальная дозиметрия если и возможна, то только с высокой степенью неопределенности [11].

Существует несколько основных методик ретроспективной оценки доз внешнего облучения [12–14], при этом разные авторы используют частоту дицентриков и центрических колец рассчитанную либо на 1 клетку, либо на 100. В нашем исследовании при индивидуальном анализе профессионалов этот тип аберраций был обнаружен только у одного человека, несмотря на то, что у каждого индивидуума было просмотрено 200–400 клеток. В связи с этим при оценке дозы использовали различные калибровочные кривые и уравнения регрессии, основанные на общей частоте хромосомных аберраций и частоте аберраций хромосомного типа. С некоторой долей приближения мы попытались вычислить индивидуальные накопленные дозы. При этом если исходить из индивидуальной вариации частоты хромосомных аберраций (1–8 %) поглощенная доза облучения варьирует от 0 до 0,3 Зв. Полученная доза облучения в год, зарегистрированная дозиметрами, у обследуемого контингента колебалась от 0,25 до 2,5 мЗв. Проведенный корреляционный анализ между частотой хромосомных нарушений, а также рассчитанной дозой внутреннего накопленного облучения и зарегистрированной дозиметрами полученной дозой облучения в год не обнаружил связи между этими показателями.

При этом нами не были учтены такие важные факторы, как реальная мощность дозы, характер радиационного воздействия (внутреннее или внешнее облучение), рас-

пределение дозы во времени и т.д., так как такие данные отсутствуют. Естественно, что существует большая доля неопределенности, связанная с влиянием на уровень хромосомных aberrаций различных факторов нерадиационной природы. Особенность биологических методов, в данном случае цитогенетических, состоит в том, что оценивается реакция организма на радиационное воздействие, опосредованная специфическими характеристиками организма, в первую очередь индивидуальной радиочувствительностью. «Биологическая» доза при этом является интегральным показателем повреждающего действия радиации, условно выраженным в единицах эффективной дозы, поэтому при оценке индивидуальных доз необходимо учитывать индивидуальную радиочувствительность с помощью определенных поправочных коэффициентов.

Таким образом, проведенный цитогенетический анализ выявил высокие частоты радиационно-индуцированных хромосомных aberrаций. Высокая вариабельность частоты хромосомных aberrаций у обследуемых, не коррелирующая с величиной полученной дозы, свидетельствует о гетерогенности популяции по критерию радиочувствительности, зависимой от общего состояния здоровья, функционирования иммунных и репаративных систем организма.

Наряду с цитогенетическими методами проведено определение содержания радионуклидов в моче радиохимическим методом. Пробы были отобраны до начала и после окончания полевого сезона.

Согласно полученным результатам следует, что содержание ^3H , ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в пробах мочи персонала находится ниже пределов обнаружения измерительной аппаратуры. Содержание ^{40}K в пробах мочи персонала ИРБЭ находится в пределах 12–152 Бк/л. Согласно данным [16], естественная объемная активность ^{40}K в моче составляет, в среднем, 56–74 Бк/л. Таким образом, содержание ^{40}K в 3-х пробах мочи превышает это значение.

Для расчета дозовых нагрузок от радионуклидов ^3H , ^{137}Cs , ^{241}Am , $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{90}Sr в моче персонала, проводящего работы на территории СИП, были использованы максимальные пределы обнаружения. $^3\text{H} < 3,6 \times 10^{-7}$; $^{137}\text{Cs} < 1,3 \times 10^{-6}$; $^{241}\text{Am} < 1,7 \times 10^{-2}$; $^{239+240}\text{Pu} < 4,2 \times 10^{-3}$; $^{90}\text{Sr} < 1 \times 10^{-6}$ мЗв/год.

Также проведено определение активности радионуклидов в организме человека с использованием прямого метода СИЧ (счетчик излучения человека). По результатам

гамма – спектрометрических измерений активностей ^{241}Am и ^{137}Cs полученные значения во всех случаях лежат ниже предела обнаружения, при этом предел обнаружения составил для ^{137}Cs – от 0,03 Бк/кг до $< 0,14$ Бк/кг, для ^{241}Am – от 0,11 Бк/кг до $< 0,3$ Бк/кг. Различные уровни определения для различных обследованных групп обуславливаются индивидуальной разницей в росте, весе и времени измерения.

С использованием верхних пределов обнаружения по ^{137}Cs и ^{241}Am была проведена оценка ожидаемых дозовых нагрузок радионуклидов обследуемого персонала, осуществляющего хозяйственную деятельность на СИП. По результатам консервативной оценки ожидаемая эффективная доза внутреннего облучения персонала от ^{137}Cs не превышает $2,7 \times 10^{-4}$ мЗв/год, от ^{241}Am – 0,2 мЗв/год.

По результатам определения содержания радионуклидов в моче радиохимическим методом и методом СИЧ очевидно, что суммарная эффективная доза внутреннего облучения персонала не превышает 0,2 мЗв/год, при допустимом пределе дозы для персонала – 20 мЗв в год в среднем за любые последовательные 5 лет, но не более 50 мЗв в год [16].

Все расчеты радиационных норм относятся не к живым, окружающим нас людям, а к условному «стандартному человеку» – мужчине белой расы, в возрасте 20 лет, с хорошим состоянием здоровья. Ясно, что такого «стандартного человека» в природе не существует. Мы все различны по множеству признаков, в том числе и по степени радиочувствительности [17]. Физиологическая изменчивость радиочувствительности существует между группами людей, находящихся в определенных физиологических состояниях. Нормы радиационной безопасности (НРБ-99) лишь в малой степени отражают физиологическую изменчивость, например, вводя более жесткие требования для работающих с источниками излучения женщин в возрасте до 45 лет (эквивалентная доза на нижнюю часть живота не должна превышать 1 мЗв в мес.) [18].

Основная проблема при интерпретации результатов индивидуальной дозиметрии сводится к различной реакции объектов на облучение [19, 20] и значительные расхождения в оценке доз физическими и биологическими методами, что диктует необходимость количественного определения индивидуальной реакции и ее учета при расчете дозы полученного облучения.

Литература

1. Кудряшов Ю.Б. Радиационная биофизика (ионизирующие излучения). – М.: Физматлит 2004. – С.323–325.
2. Volodymyr A. Vinnikov, Elizabeth A. Ainsbury, David C. Lloyd, Nataliya A. Maznyk, Kai Rothkamm. Genetic effects of ionizing radiation – some questions with no answers // *Original Research Article Journal of Environmental Radioactivity*, 2012. – Vol.112. – P.70–75.
3. Moorhead P.S., Nowell P.C., Mellman W.J., Battips D.M., Hungerford D.A. Chromosome preparations of leucocytes cultured from human peripheral blood // *Experimental Cell Research*, 1960. – V.20. – P.613–616.
4. Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре: МИ 2143-91.-Введ.1998-06-02.-Рег.№5.06.001.98. – М.:НПО ВНИИФТРИ, 1991. – 18 с.
5. Обеспечение радиационной безопасности на территории Республики Казахстан. Мероприятие 1. Обеспечение безопасности бывшего Семипалатинского испытательного полигона: отчет РБП 011 (информационный, годовой), по договору №1/3 от 09.02.2011 г. / ИРБЭ НЯЦ РК; рук. Лукашенко С.Н. – Курчатова: ИРБЭ НЯЦ РК, 2011.
6. Губицкая Е.Г., Чередниченко О.Г., Байгушикова Г.М., Ахматуллина Н.Б. Цитогенетический статус жителей Алматинской области // *Вестник Каз. НУ им. аль-Фараби. Серия биологическая*, 2007. – №2. – С.86–90.
7. Ахматуллина Н.Б., Макаренко Н.Г., Чередниченко О.Г.,

- Искадарова К.А., Кум О.Г. Математический анализ генетических эффектов малых доз ионизирующих излучений // *Радиационная биология. Радиозкология*, 2002. – №6. – С.612–615.
8. Vinnikov V.A., Ainsbury E.A., Maznyk N.A., Lloyd D.C., Rothkamm K. Limitations associated with analysis of cytogenetic data for biological dosimetry // *Radiat Res.*, 2010. – V.174. – №3. – P.403–414.
9. Volodymyr A. Vinnikov, Elizabeth A. Ainsbury, David C. Lloyd, Nataliya A. Maznyk, Kai Rothkamm Difficult cases for chromosomal dosimetry: Statistical considerations // *Original Research Article Radiation Measurements*, 2011. – Vol.46. – №9. – P.1004–1008.
10. Колюбаева С.Н., Ракецкая В.В., Борисова Е.А., Комар В.Е. Исследование радиационных повреждений в лимфоцитах человека методом микроядерного и хромосомного анализа // *Радиационная биология. Радиозкология*, 1995. – Т.35. – Вып.2. – С.150–156.
11. Rafael Herranz Crespo, Mercedes Moreno Domene, María Jesús Prieto Rodríguez Biodosimetry and assessment of radiation dose // *Review Article Reports of Practical Oncology & Radiotherapy*, 2011. – Vol.16. – №4. P.131–137.
12. Рубанович, А.В. Теория и практика построения калибровочных кривых в биодозиметрии // *Радиационная биология. Радиозкология*, 2006. – Т.46. – №4. – С.447–456.
13. Демина Э.А., Е.Н. Демченко, И.Р. Барилля Характер калибровочных кривых в цитогенетической дозиметрии // *Вестник украинского товарищества генетиков и селекционеров*, 2009. – Т.7. – №2. – С.184–190.
14. Implementation of a dose–response curve for γ -radiation in the Portuguese population by use of the chromosomal aberration assay *Original Research Article Mutation Research / Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, In Press, Corrected Proof, Available online 5 October 2012.
15. Говорун Р.Д., Делерас-Каминьска М., Зайцева Е.М., Красавин Е.А., Мицын Г.В., Молоканов А.Г. Исследование хромосомных нарушений после облучения терапевтическим пучком протонов объединенного института ядерных исследований // *Письма в ЭЧАЯ*, 2006. – Т.3. – №1(130). – С.92–100.
16. Гигиенические нормативы «Санитарно-эпидемиологические требования к обеспечению радиационной безопасности» от 3 февраля 2012 года №20.
17. Пелевина И.И., Алещенко А.В., Антошина М.М., Кудряшова О.В., Рябенко Н.И., Акпеев А.В. Изменение радиочувствительности лимфоцитов крови человека после облучения в малых дозах // *Радиационная биология. Радиозкология*, 2012. – №5. – С.481–487.
18. Яблоков А.В. Миф о безопасности малых доз радиации. – М.: 2002.
19. Степаненко В.Ф., В.Г. Скворцов, А.И. Иванников, Д.В. Дубов, А.Ф. Цыб Методы индивидуальной ретроспективной физической дозиметрии в проблеме оценки последствий неконтролируемых радиационных воздействий // *Радиационная биология. Радиозкология*, 2011. – Т.51. – №1. – С.168–177.
20. Сусков И.И., Н.С. Кузьмина, В.С. Сускова, А.В. Агаджанян, А.В. Рубанович. Индивидуальные особенности трансгенерационной геномной нестабильности у детей ликвидаторов последствий аварии на ЧАЭС (цитогенетические и иммуногенетические показатели). *Радиационная биология. Радиозкология*, 2008. – Т.48. – №3. – С.278–286.

СОВРЕМЕННОЕ СОСТОЯНИЕ СЫРЬЕВОЙ БАЗЫ ПРИРОДНОГО УРАНА В КАЗАХСТАНЕ И ПУТИ ЕЕ УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ

В.М. Черняков

Филиал АО «Волковгеология» ЦОМЭ, Алматы, Казахстан, Shishkov@come.kz

CURRENT STATUS OF THE RESOURCE BASE OF NATURAL URANIUM IN KAZAKHSTAN AND WAYS OF ITS IMPROVEMENT

V.M. Chernyakov

Branch of JSC «Volkovgeologia» CEME, Almaty, Kazakhstan, Shishkov@come.kz

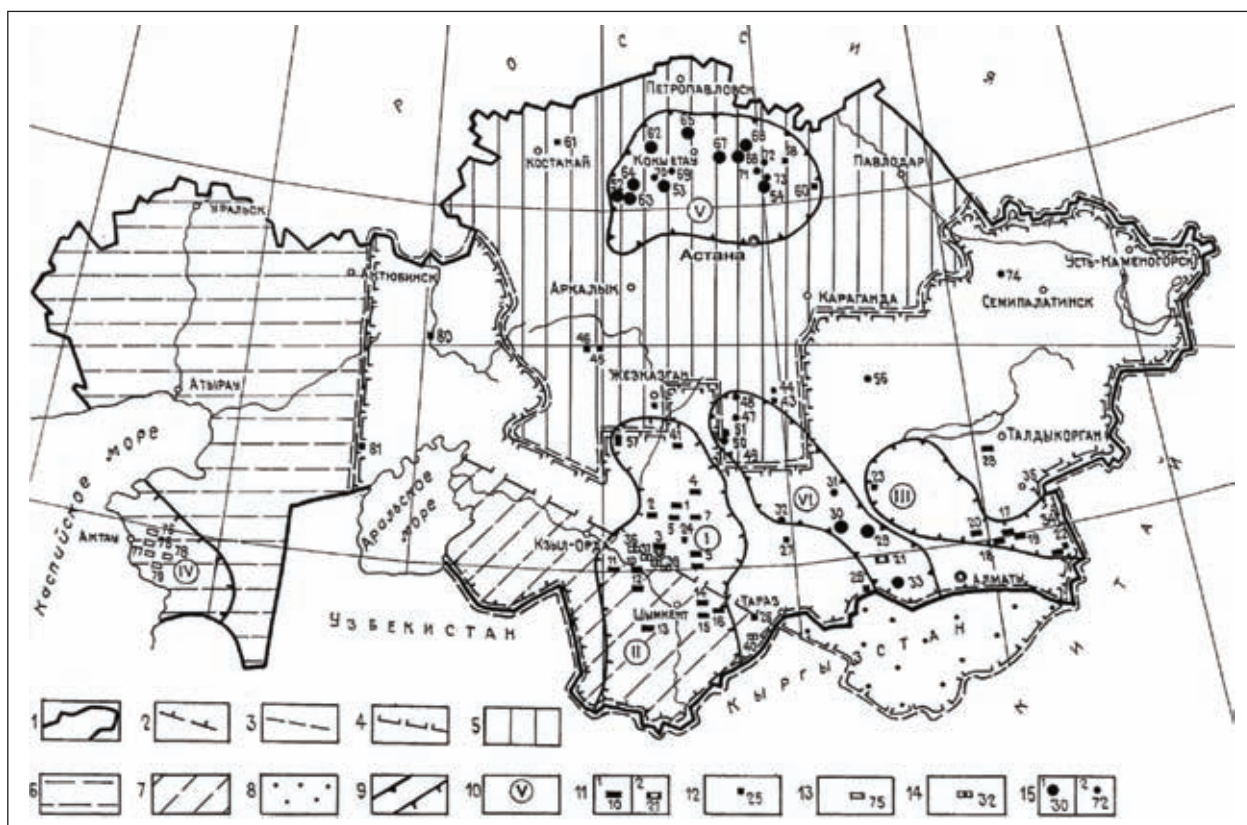
Abstract. There is an update description of the uranium mineral base in Kazakhstan and its place in the midst of basic uranium production states in the world. Geological-commercial types of uranium deposits of Kazakhstan that are the most competitive in the world market of energy raw materials are characterized. There are also shown some ways of a real improving and wide spreading of uranium mineral base in Kazakhstan on the nearest ten-years are also shown.

Состояние минерально-сырьевой базы урана

В 2013 году геологи-уранщики Казахстана отметили очень знаменательную дату в своей истории – 65-летие урановой геологии в своей стране. В далеком 1948 г. была создана и приступила к систематическим работам специализированная на уран Волковская экспедиция (ныне АО «Волковгеология»). Казахстан входил в число республик СССР, на территории которых ещё в тяжёлые военные годы были начаты, а сразу после войны широко развернуты поиски урановых месторождений. Резко возросшая потребность в уране, как источнике расщепляющихся

материалов для военных целей и атомной энергетики, потребовала срочного создания собственной минерально-сырьевой базы урана практически на пустом месте. Для СССР это стало вопросом жизни и смерти.

История создания сырьевой базы природного урана в Казахстане связана с деятельностью на его территории Волковской, Степной, Краснохолмской и Кольцовской экспедиций Первого главного геологоразведочного управления (1-е ГГРУ) Министерства геологии СССР. (Рис. 1). Кроме специализированных организаций и горнорудных комбинатов огромный вклад в общее дело внесли цен-



1–4 – границы территории деятельности предприятия «Волковгеология» в периоды: 1) 1948–1955 гг. (вся территория Казахстана), 2) 1955–1963 гг. (без территорий работ «Степгеологии», «Кольцовскеологии» и Каменской экспедиции), 3) 1963–1966 гг. (после присоединения территории деятельности Каменской экспедиции), 4) 1966–1992 гг. (после передачи части территории Казахстана предприятию «Краснохолмскгеология»); 5–8 – площади работ других организаций «Главгеологоразведки»: 5) «Степгеологии» (с 1955 г.); 6) «Кольцовскеологии» (1955–1991 гг.); 7) «Краснохолмскгеологии» – «Кзылтепегеологии» (1966–1991 гг.), 8) Каменской экспедиции (до 1963 г.); 9) границы урановорудных провинций: а – экзогенных, б – эндогенных; 10) урановорудные провинции и районы: I – Чу-Сарысуйская, II – Сырдарьинская, III – Илийская, IV – Прикаспийский район, V – Северо-Казахстанская, VI – Бетпақдала-Чу-Илийская; 11–15 – типы урановых месторождений: 11 – эпигенетические пластово-инфильтрационные: 1 – в мезозой-кайнозойских отложениях, 2 – в домезозойских образованиях, 12 – грунтово-инфильтрационные, 13 – седиментогенно-диагенетические в палеогеновых отложениях, 14 – седиментогенно-диагенетические в домезозойских углеродисто-кремнистых сланцах; 15 – эндогенные (гидротермальные) месторождения: 1 – рудные узлы, крупные и средние, 2 – мелкие.

Рис. 1. Площади деятельности специализированных организаций, проводивших геологоразведочные работы на уран на территории Казахстана

тральные и республиканские научно-исследовательские институты и геологические организации, осуществлявшие «массовые» поиски на всей территории страны.

Всего за 30 лет в Казахстане была создана одна из крупнейших в мире сырьевых баз урановой промышленности, представленная месторождениями различных рудных формаций и почти всех известных в мире геолого-промышленных типов. А по ресурсам урана, пригодным для добычи его способом подземного скважинного выщелачивания (ПСВ), ему вообще нет конкурентов не только в Евразии, но и среди стран, исторически являющихся мировыми лидерами по добыче уранового сырья из природных объектов. Фактически, в течение жизни одного поколения геологов, геофизиков, ученых различных отраслей произошло зарождение урановой геологии, рассвет ее в 50–80-е годы, критический период начала 90-х годов и начало нового возрождения уранодобывающей промышленности в конце

90-х и первых лет третьего тысячелетия. Ни одна отрасль геологической науки в Союзе не развивалась столь стремительно и динамично, как урановая геология. По темпам интенсификации в те годы с ней могли сравниться лишь освоение космического пространства и развитие ядерного оружия. Все эти три отрасли народного хозяйства были так тесно переплетены, увязаны между собой, что темпы роста одной из них требовали развития других, поскольку обеспечивали безопасность государства в период противостояния двух крупнейших мировых систем.

По принятой в МАГАТЭ классификации доля Казахстана (на 01.01.2007г.) в структуре мировых запасов категории $<80 \$$ кг составляла 18,9% (достоверные запасы кат. $A+B+C_1+C_2$), что соответствовало второму месту после Австралии (19,4%), тогда как по запасам категории $<40 \$$ кг он является мировым лидером [2].

По производству урана Казахстан за последние годы

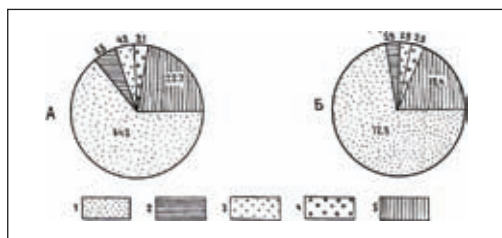


Рис. 2. Соотношение запасов урана в различных типах месторождений: А – балансовые категории В, С₁, С₂; Б – балансовые категории В, С₁, С₂ + прогнозные категории Р₁

вышел на первое место в мире, оставив после себя ранее более успешные Канаду и Австралию. Наблюдаемый в настоящее время дефицит сырья, добываемого из природных объектов и почти полное отсутствие на сегодня собственных потребностей в уране, позволяют стать ему одним из основных экспортеров металла на мировом рынке. Перспективам роста уранового производства в Казахстане способствует структура природной базы урана как по составляющим её геолого-промышленным типам месторождений, так и по способу его добычи. В соотношении развитых на территории Казахстана промышленных месторождений резко доминируют пластово-инфильтрационные типы руд, пригодные для отработки способом ПСВ (Рис. 2).

Месторождения: 1–2 – эпигенетические: 1) пластово-инфильтрационные, 2) грунтово-инфильтрационные (ураноугольные); 3 – экзодиагенетические грунтово-инфильтрационные в песчано-глинистых пластах (в палеодолинах); 4 – седиментационно-диагенетические; 5 – гидротермальные.

По способу отработки сырьевую базу урана Казахстана составляют:

- месторождения в водоносных слаболигитизированных образованиях мезозойско-кайнозойского чехла, пригодные для отработки способом ПСВ;
- месторождения в водонепроницаемых (скальных, глинистых, углистых) породах различного состава и возраста (от ордовика до плиоцен-четвертичного), разработка которых возможна горным (шахты, карьеры) или комбинированным (с кучным или шахтным выщелачиванием) способами.

От двух третей (кат. В + С₁ + С₂) до трех четвертей (+ прогнозные ресурсы кат. Р₁) составляют запасы, обрабатываемые способом ПСВ, позволяющим рентабельно, с минимальными затратами освоить огромную базу бедных по содержанию урана руд пластово-инфильтрационного генезиса (рис. 3).

В абсолютных цифрах эта картина выглядит так. На начало 1992 года, к моменту полного прекращения государственного финансирования поисковых и разведочных работ, общая оценка прогнозных ресурсов и разведанных запасов категорий А + В + С₁ + С₂ всех геолого-промышленных типов месторождений составляла 1 610 362 т природного урана. Промышленные запасы и ресурсы, пригодные для отработки способом ПСВ на юге Казахстана, оценивались в 1 144 160 т, а с учётом разведанных запасов в Илийской провинции и месторождения Семизбай на севере

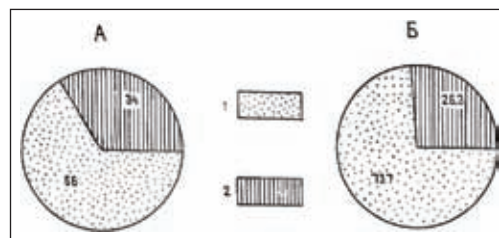


Рис. 3. Соотношение балансовых запасов урана месторождений Казахстана категорий В, С₁, С₂ (рис. А) и категорий В, С₁, С₂ + прогнозных ресурсов Р₁ (рис. Б), обрабатываемых способом ПСВ (1) и горным способом (2)

Казахстана – 1 186 837 т. Таким образом, доля урановых руд, локализованных в мезозойско-кайнозойском чехле, составляла 73,7%.

Основные геолого-промышленные типы урановых месторождений

Большинство промышленных и потенциально промышленных урановых месторождений Казахстана сосредоточено в пяти урановых провинциях (рис. 1): двух эндогенных – Северо-Казахстанской (Кокшетауской) и Бетпақдала-Шу-Илийской и трех экзогенных – Шу-Сарысуйской, Сырдарьинской и Илийской. Кроме того, на западе страны, на полуострове Мангистау органогенные уранофосфатные месторождения в связи с костным рыбным детритом объединяют в Мангистауский урановорудный район, являющийся частью Прикаспийской (Ергенинской) провинции, расположенной, в основном, в Прикаспии России (Калмыкия).

Казахстан отличается высокой насыщенностью территории экзогенными концентрациями урана и разнообразием их типов.

Пластово-инфильтрационные («песчаниковые») месторождения, пригодные для отработки способом ПСВ, представляют в Казахстане единственный геолого-промышленный тип, конкурентоспособный на мировом рынке; руды именно этого типа составляют основу минерально-сырьевой базы урана республики.

Определяющим моментом в истории создания базы этих месторождений явилось установление тесной связи оруденения с границами выклинивания зон пластового окисления (ЗПО). При этом доказано, что оруденение имеет не только пространственную связь с ЗПО, но и генерируется последними, то есть неразрывно связано с ними генетически [1]. Масштабность экзогенных урановых месторождений Южного Казахстана обусловлена ведущей ролью в их формировании региональных фронтов ЗПО, границы которых прослеживаются почти без перерыва на многие сотни километров (Рис. 1).

Рудоносность Шу-Сарысуйской и Сырдарьинской провинций связана исключительно с пластово-инфильтрационным типом урановых месторождений, представленных большой группой крупных и уникальных промышленных объектов в проницаемых горизонтах верхнего мела и палеогена. В настоящее время эти две провинции рассматриваются в составе единой Восточно-Туранской мегапро-

винции, включающей и Северо-Ферганский (Узбекистан) урановорудный район с группой мелких месторождений в карбонатно-терригенных отложениях эоцена. Провинции связаны между собой общими системами региональных фронтов пластового окисления, контролирующих урановое и комплексное экзогенное оруденение. В современном состоянии эти системы разобщены между собой и прерываются ультрамолодым (поздний плиоцен – четвертичное время) Каратауским горстантиклинорием, а фронты окисления в отложениях палеогена разорваны, кроме того, позднейшими Чулинским и Чаткало-Кураминским поднятиями. Несмотря на общий план развития ураноносных провинций в их строении фиксируется ряд особенностей.

Шу-Сарысуйская урановорудная провинция занимает центральную часть одноименной синеклизы, ограничена с севера, северо-востока и востока поднятиями Казахского щита, а на юге и юго-западе – горными сооружениями Тянь-Шаня и его отрогов. Она сформировалась унаследовано на месте средне-позднепалеозойской субплатформенной впадины. Максимальная мощность мезозойско-кайнозойских отложений достигает 1000 м (Сузакский прогиб). Осадконакопление в синеклизе началось в раннем туроне, а в течение триас-юрского времени и раннего мела она представляла собой приподнятое денудационное плато. Начальная стадия уранонакопления относится к позднему олигоцену, достигая максимума в раннем миоцене (в докаратауское время), когда были созданы региональные системы рудоносных фронтов ЗПО, единые для Шу-Сарысуйской и Сырдарьинской провинций. Система фронтов в меловых горизонтах объединяется в Кенце-Буденновскую урановорудную зону, включающую месторождения (с севера на юг): Жетыкынар, Жалпак, Акдала, Мынкудук, Инкай, Буденновское. Для зоны характерно отчетливое наращивание продуктивности оруденения с севера на юг. Рудоносные фронты в отложениях палеогена образуют Уванас-Канжуганскую зону с месторождениями Уванас, Торткудук, Моинкум и Канжуган и многими рудопроявлениями.

Практически все месторождения Шу-Сарысуйской провинции – монометалльные, урановые. Набор элементов-спутников весьма ограничен, причем их концентрации (Re, Sc, Y, TR, Se) очень редко достигают значимых величин и не устойчивы по распределению в разрезах и по латерали. В виде исключения можно выделить месторождение Акдала, отличающееся несколько повышенным содержанием в рудах рения (среднее 0,75 г/т при максимальных концентрациях до 3,74 г/т на мощность 11,8 м). Платформенный мел-палеогеновый рудовмещающий комплекс характеризуется многоярусностью оруденения, которое выявлено в шести различных горизонтах (свитах).

Сырдарьинская урановорудная провинция занимает юго-восточную часть одноименной депрессии, ограниченную хр. Большого Каратау, Аральским морем, отрогами Чаткальского, Кураминского и Угамского хребтов. Суммарная мощность отложений мела-антропогена достигает 2–3 км. Разрез меловых рудоносных комплексов более полный и мощный, их формирование началось в раннем мелу (неокоме).

Как и в Шу-Сарысуйской, урановое оруденение в Сырдарьинской депрессии многоярусное, но соотношение рудоносности отдельных горизонтов иное. Здесь резко возрастает роль верхних стратоединиц – кампана и маастрихта, а туронские толщи, рудоносные на севере, представлены безрудными морскими глинами.

Система рудоконтролирующих фронтов ЗПО в горизонтах верхнего мела Сырдарьинской провинции является закономерным продолжением Шу-Сарысуйской и выделяется здесь как Карамурун-Карактауская металлогеническая зона, контролирующая месторождения Ирколь, Карамурун, Харасан, Заречное, Асарчик и Жауткан.

Мелкие месторождения Кызылколь, Чаян и Лунное, локализованные в эоценовых горизонтах, образуют Кызылколь-Чаянское рудное поле, приуроченное к фрагменту региональных фронтов ЗПО в палеогене (от Уванаса, Канжугана в Шу-Сарысуйской депрессии до северной Ферганы).

Илийская урановорудная провинция охватывает территорию Южно-Балхашской и Восточно-Илийской впадин; часть провинции находится на сопредельной территории Китая. Рудоносность связывается, в основном, с грунтово-инфильтрационным ураноугольным типом месторождений в нижне-среднеюрском угленосном комплексе (Кольджат и Нижне-Илийское). Руды месторождений Восточно-Илийской впадины комплексные, молибден-ураноугольные, отработка возможна горным способом. На месторождениях Кольджат, Кучертан и Джагистай (два последних – в КНР) урановое оруденение (до 30–40 % общих запасов) локализовано в проницаемых песчаных горизонтах в связи с локальными ЗПО. Этот тип оруденения пригоден для добычи урана методом кислотного ПСВ.

В Среднеилийском регионе предварительно разведано крупное месторождение пластово-инфильтрационного типа – Сулучекинское, приуроченное к позднеэоценовому песчаному горизонту. Руды комплексные – селен-рений-урановые, хорошо вскрываются при сернокислотном подземном выщелачивании. Все урановые месторождения Илийской провинции переведены в долгосрочный резерв горнодобывающей промышленности.

В целом, для экзогенных пластово-инфильтрационных урановых месторождений характерно:

1. Оруденение всех месторождений широко развито на территории Южного Казахстана и контролируется границами (фронтами) региональных ЗПО в проницаемых песчаных горизонтах верхнего мела и палеогена.
2. Протяженность урановорудных залежей вдоль границ ЗПО до 20–30 и более километров. В плане – это извилистые ленты шириной от 50 до 800 м. В поперечных разрезах характерны ролловые формы, а также линзы и пластовые тела.
3. Урановые руды обычно бедные и убогие (содержание металла в среднем 0,035–0,070 %), реже рядовые (0,1–0,3 %). Рудные залежи имеют большую среднюю мощность – 3,5–7,5 м, иногда до 20 и более метров и значительную площадную продуктивность – от 3–7,5 кг/м² до 10–20 кг/м².

4. Урановая минерализация представлена тонкодисперсной формой настурана+коффинита. Вместе с ураном в раствор переходят рений, скандий, ванадий, иттрий и редкоземельные элементы.
5. Эффективной отработке способом ПСВ практически всех пластово-инфильтрационных месторождений способствует высокая обводненность рудовмещающих горизонтов, напорный характер пластовых вод, неглубокое (обычно менее 50 м) залегание их уровня, значительная проницаемость рудных песков (Кф в среднем 5–10 м/сутки), наличие выдержанных водоупоров.

Основную часть сырьевой базы для добычи урана горным способом составляют средне-низкотемпературные гидротермальные месторождения, залегающие в мезозойских образованиях. В начале 50-х годов на территории Казахстана они были единственным промышленным типом и сохраняли свою ведущую роль вплоть до 80-х годов. Помимо урана многие из них служили источником получения молибдена, фосфорного сырья и в течение длительного времени оставались второй по величине (после Забайкалья) урановой сырьевой базой Союза.

Кардинальные изменения в структуре уранодобывающей промышленности в середине 80-х годов, когда основным источником добычи относительно дешевого урана способом ПСВ стали пластово-инфильтрационные («песчаниковые») месторождения, привели к тому, что гидротермальные месторождения не выдержали конкуренции с ними и уже к концу 80-х годов их поиски были прекращены. В начале 90-х годов была приостановлена и отработка эндогенных месторождений с консервацией большинства эксплуатационных выработок.

Сумма разведанных запасов эндогенных месторождений составляет около 23 % от общих запасов республики (рис. 2). Многие месторождения к настоящему времени полностью или частично выработаны. К тому же большинство этих месторождений невелики по запасам.

В связи с этим, все разведанные запасы урана гидротермальных месторождений, оставшиеся в недрах после прекращения их добычи, вместе с группой ураноугольных, органогенно-фосфатных и экзодиагенетических грунтово-инфильтрационных объектов, переведены в резерв уранодобывающей промышленности. Доля таких запасов в общем балансе сырьевой базы составляет около 34 % (без учета отработанных).

Основные направления совершенствования сырьевой базы урана в Казахстане

Несмотря на то, что фонд залегающих в благоприятных обстановках и легко открываемых урановых месторождений существенно сократился, а в некоторых провинциях вообще иссяк, перспективы восполнения и наращивания балансовых запасов в Казахстане реальны, и становятся главной задачей геологической службы и добывающих предприятий.

Безоговорочное промышленное значение в настоящее время, да и в ближайшем будущем, имеют пластово-ин-

фильтрационные урановые месторождения, залегающие в водоносных песчаных горизонтах мела, палеогена и пригодные для отработки способом ПСВ. Оценивая реальные перспективы выявления новых месторождений этого типа в Казахстане и учитывая изученность мезозойско-кайнозойских структур, можно уверенно утверждать – по своей рудонасыщенности и сложившейся инфраструктуре горнодобывающей промышленности главными поставщиками природного урана пока остаются Шу-Сарысуйская и Сырдарьинская провинции на юге Казахстана; ближайший резерв – пластово-инфильтрационные и комплексные полигенные ураноугольные месторождения Илийского региона.

Первый шаг по совершенствованию сырьевой базы урановых провинций – это повышение качества сырьевых ресурсов, изменение соотношения общих ресурсов и балансовых запасов урана. В настоящее время лишь 51,5 % из оцененных общих ресурсов являются разведанными до промышленных категорий $B+C_1+C_2$. Это означает, что большинство крупных и уникальных объектов оказались недостаточно подготовленными для ввода их в эксплуатацию (Инкай, Буденновское, Ирколь, Харасан, Жалпак, Заречное, Асарчик). Перевод прогнозных ресурсов категорий P_1 и P_2 в промышленные запасы категорий C_1 и C_2 требует возобновления поисково-оценочных и разведочных работ на этих месторождениях. Эти работы потребуют вложения значительных инвестиций в геологоразведку, особенно от организаций, уже начавших промышленное освоение месторождений, но они являются и беспроигрышными. Прогнозные ресурсы реальны, изменение соотношения запасов в сторону высоких категорий позволит планировать добычные работы на многие десятилетия вперед.

Выявление новых масштабных объектов наиболее перспективно в южном продолжении рудоконтролирующих фронтов пластового окисления в водоносных горизонтах верхнего мела, погружающиеся на значительные глубины (700–1000 м и более). В Шу-Сарысуйской провинции – это южный фланг Буденновского месторождения, в Сырдарьинской перспективны южные продолжения месторождений Ирколь, Харасан, северное погружение Заречного. Поиски могут быть высоко продуктивны и в тыловых частях рудоносных зон месторождений Инкай и Буденновское, где уже выявлены новые рудные участки Карлысай и Барханый.

Ближайшим резервом для урановой горнодобывающей промышленности, кроме месторождений Шу-Сарысу-Сырдарьинского района, служат выявленные крупные месторождения: пластово-инфильтрационного типа – Сулчекинское в Илийской провинции и палеодолинного – Семизбай на севере Казахстана, где 40 % запасов урана пригодно для отработки способом ПСВ. Последнее в настоящее время уже вовлекается в эксплуатацию.

По заданию АО НАК «Казатомпром» в АО «Волковгеология» разработана «Комплексная программа развития минерально-сырьевой базы урана на 2007–2030 гг.», предусматривающая проведение поисковых и поисково-оценочных работ на перспективных площадях в Шу-Сарысуйской и Сырдарьинской урановорудных провинциях.

В республике имеются реальные возможности значи-

тельно увеличить добычу и поставку урана на мировой рынок, где она по праву занимает место в лидирующей группе

стран.

Литература

1. Петров Н.Н., Берикболов Б.Р. и др. Урановые месторождения Казахстана (экзогенные). – Алматы, 2008 г.
2. Петров Н.Н., Малахов А.А., Хасанов Э.Г. и др. «Оценка современного состояния урановой сырьевой базы республики

Казахстан и перспектив её расширения и совершенствования» (Отчет по теме 01 «Составление прогнозно-металлогенической карты на уран РК в масштабе 1:1 500 000 за 1995–2001 гг.»). – Алматы, 2001 г.

ПРИРОДНАЯ РАДИОАКТИВНОСТЬ ГЕОЛОГИЧЕСКИХ ФОРМАЦИЙ РАЙОНА КРАСНОЯРСКА И ОСОБЕННОСТИ ИХ РАДОНОНОСНОСТИ

В.А. Четчин¹, А.И. Григорьев¹, С.А. Кургуз², А.В. Акимова²

¹Лаборатория радиационного контроля ООО «ГЕОЛА», geola@geola24.ru

²ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае», fguz@24.rospotrebnadzor.ru

NATURAL RADIOACTIVITY OF GEOLOGICAL FORMATIONS IN THE KRASNOYARSK REGION AND THEIR RADON CONCENTRATION

V.A. Chechetkin¹, A.I. Grigoryev¹, S.A. Kurguz², A.V. Akimova²

¹Laboratory of Radiation Control, LLC «Geol»

²FBUZ "Center for Hygiene and Epidemiology in the Krasnoyarsk Territory"

Abstract. Radiation situation in the Krasnoyarsk region is defined by a wide distribution of specialized geological formations in the subsoil including uranium-bearing (with a high content of natural radionuclides of uranium-radium family) lithological complexes of igneous, volcano-sedimentary and sedimentary rocks, underground water basins with high content of uranium, radium and radon, as well as zones tectonic faults contributing to radon entering the ground.

Радиационная обстановка в Красноярском крае определяется широким распространением в его недрах специализированных геологических формаций, включающих ураноносные (с повышенным содержанием природных радионуклидов уран-радиевого семейства) литологические комплексы магматических, вулканогенно-осадочных и осадочных пород, бассейнов подземных вод с повышенным содержанием урана, радия и радона, а также зон тектонических разрывных нарушений, способствующих поступлению радона к поверхности земли. С учетом этих обстоятельств в «Геологическом атласе России» центральные и южные районы края классифицируются как «радоноопасные территории» [1, 2].

Показательным примером сложной радоновой обстановки в крае является г. Красноярск (Рисунок 1), на территории которого в течение длительного времени выполняются систематические исследования, имеющие целью пополнения и корректировку карты радоноопасности города.

Согласно ст.65 Публикации Международной комиссии по радиологической защите (МКРЗ) «радоноопасная зона может быть определена как зона, в которой около 1 % зданий жилого и общественного назначения имеют концентрацию радона в 10 раз, превышающую среднее национальное значение [3]. Для территории г. Красноярска количество таких объектов с 10 кратным и более превышением этой средней величины составляет около 2,3 %, что и позволяет отнести территорию города в целом к категории радоноопасной. Очевидно, что этот показатель может варьировать

из года в год (в зависимости от количества выполненных измерений, местоположения объектов в конкретном районе города, типа зданий и др.), но, как показывает практика, остается в пределах 2–4 %. Так, только в 2009 г. [4] из 493 обследованных зданий значения ЭРОА, превышающие 200 Бк/м³, были установлены в 24 (4,9 %). При этом в 15 из них (3,0 %) величина ЭРОА радона превышала значение 270 Бк/м³ (то есть в 10 раз выше среднего национального показателя по России за 2009 г. – 27 Бк/м³ [5]).

Согласованность данных о геологическом строении, регистрируемых уровнях радона и распределения заболеваний злокачественными новообразованиями на территории города показывает, что вклад радона и его дочерних продуктов распада в общий радиационный риск для здоровья жителей города является значительным [6, 7].

Особенности геологического строения района г. Красноярска

Территория города и его окрестностей в системе региональных геологических структур относится к переходной области от Восточного Саяна к Рыбинской и Чулымско-Енисейской впадинам и представляет собой своеобразный структурный мост северо-западного простираения [8, 9].

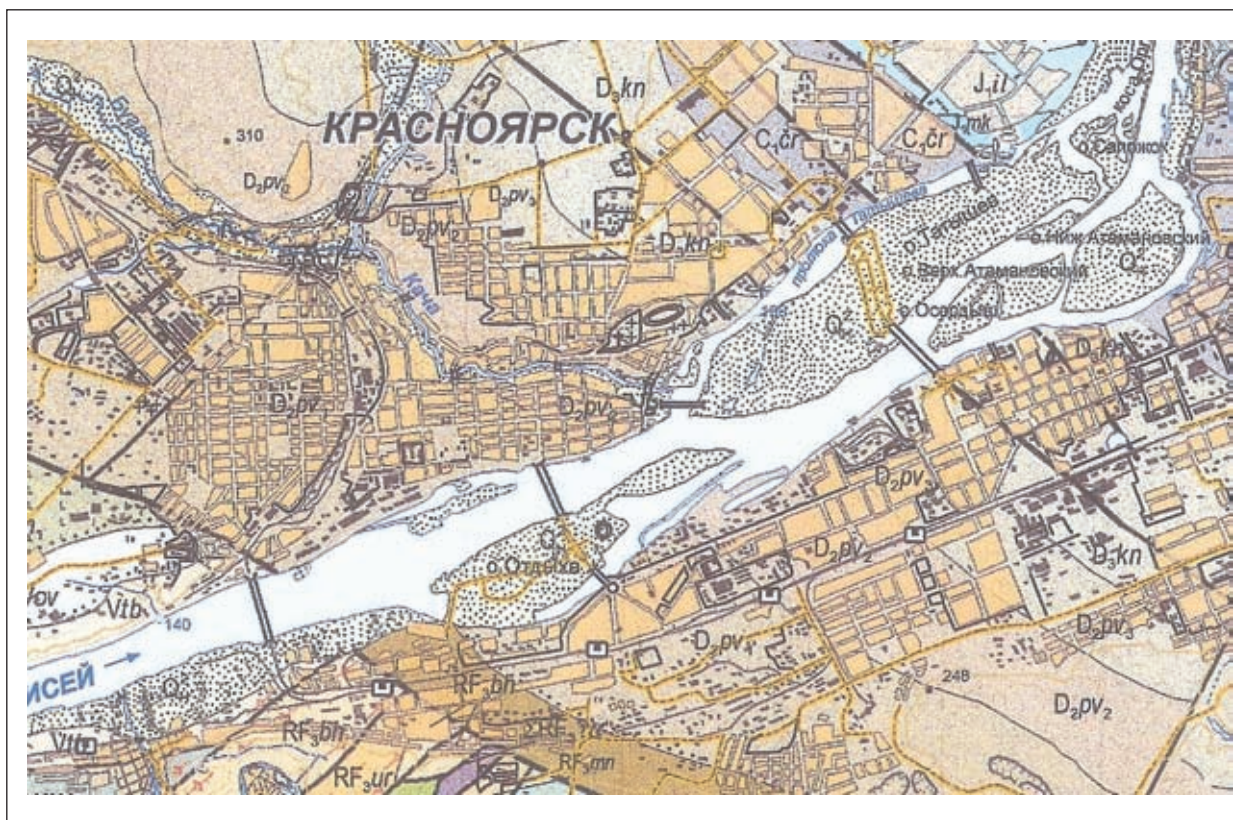
В геологическом строении района принимают участие разнообразные по составу, радиогеохимическим показателям, возрасту и сложности взаимоотношений осадочные, вулканогенно-осадочные и метаморфические толщи, прорванные разновозрастными магматическими



Рис. 1. Территория г. Красноярска и его окрестностей

образованиями кислого, основного и щелочного составов (Рисунок 2).

Наиболее сложное строение имеет правобережный юго-западный район г. Красноярска [10, 11], где развиты преимущественно сланцево-гнейсовые метаморфические комплексы, карбонатные и карбонатно-терригенно-вулканогенные образования кембрийского возраста и различные по составу интрузивные породы отрогов Восточного Саяна (структуры Дербинского антиклинория). Основная часть городской территории (около 75–80 % площади) сложена полого погружающимися в северо-восточном направлении красноцветными и пестроцветными вулканогенно-осадочными отложениями западной окраины Рыбинской впадины (Красноярская моноклинали). В пределах северо-западной окраины залегают слабо дислоцированные,



RF_{3ur} – урманская свита (сланцы кварц-хлорит-серицитовые, эпидот-хлоритовые, актинолитовые, метапесчаники, кремнистые сланцы, филлитовидные глинистые сланцы, прослои известняков и доломитов, дайки габбро-диабазов, диабазовых порфиритов), RF_{3mm} – манская свита (известняки кристаллические, прослои филлитовидных глинистых и кремнистых сланцев, песчаников), RF_{3bh} – бахтинская свита (метабазальты, метаандезиты, метаизвестняки, серицитовые сланцы), V_{1b} – тюбинская свита (песчаники известковистые, слюдяные, полимиктовые, сланцы глинистые, алевролиты, черные известняки, конгломераты), D_{1kr1} – нижнекарымовская подсвита (конгломераты, разнозернистые песчаники, туфоконгломераты), D_{2pv1} – нижнепавловская подсвита (песчаники, алевролиты, гравелиты, мергели, реже конгломераты, аргиллиты), D_{2pv2} – среднепавловская подсвита (мергели, известняки линзы и прослои алевролитов, песчаников, гравелитов, конгломератов), D_{2pv3} – верхнепавловская подсвита (мергели пятнистые, красноцветные с прослоями песчаников и гравелитов с редкой галькой), D_{3kn} – кунгусская подсвита (мергели пестроцветные с прослоями зеленовато- и зеленовато-серых гравелитов и песчаников, иногда известняков и алевролитов), C_{1cr} – чаргинская свита (мергели пестроцветные с прослоями алевролитов, песчаников и известняков с включениями пестрого халцедона, реже – гравелитов), J_{1mk} – макаровская свита (песчаники, алевролиты, прослои аргиллитов, редко – углей бурых, в основании – конгломераты), J_{1il} – иланская свита (алевролиты, песчаники, аргиллиты зеленовато-серые, прослои углистых аргиллитов, редко – углей бурых), Q_H^2 – верхняя часть голоцена. Аллювиальные отложения рек (галечники, пески, супеси, илы)

Рис. 2. Геологическая карта г. Красноярска [11]

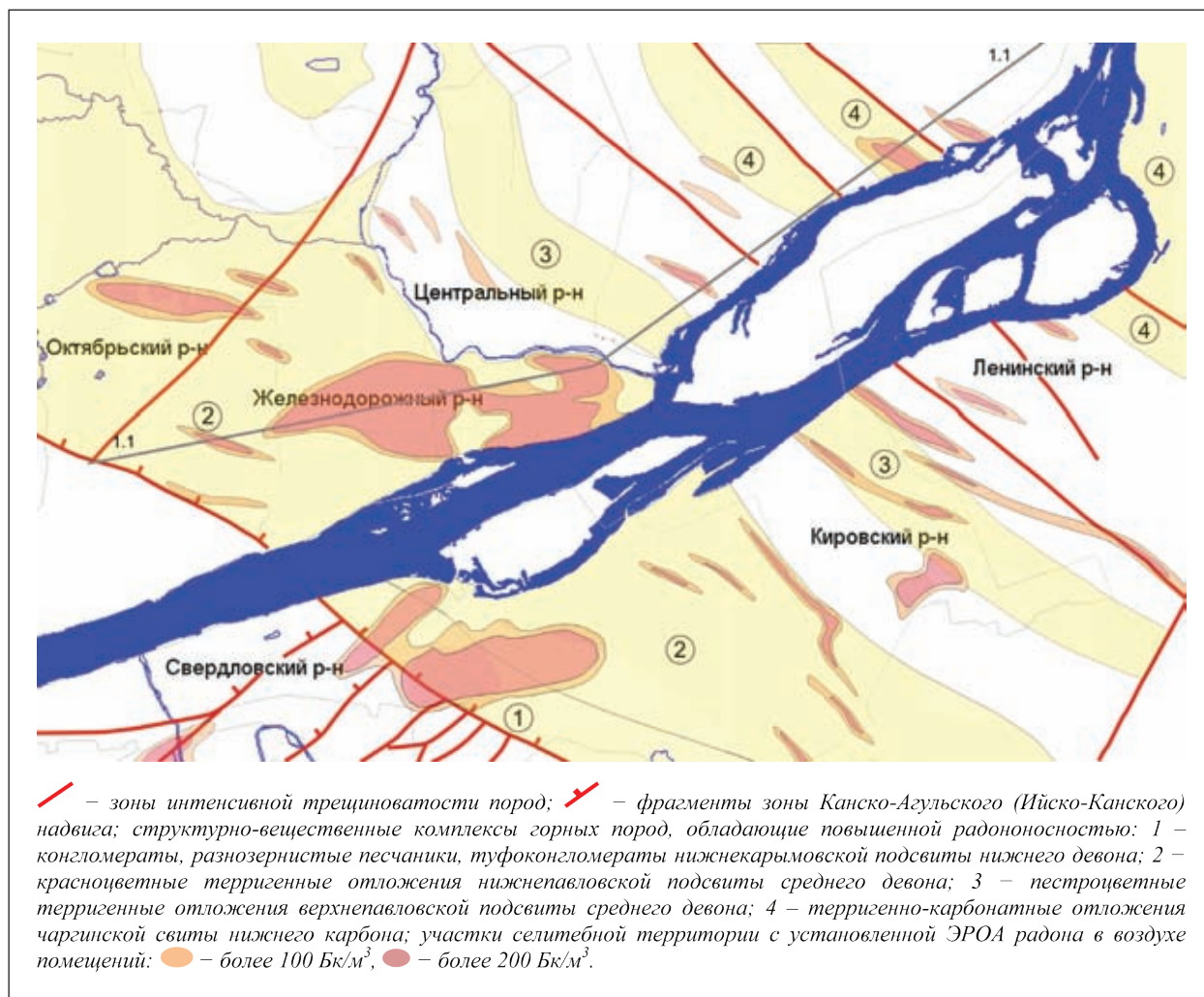


Рис. 3. Схема распространения радоноопасных зон на территории г. Красноярска и его окрестностях, по В.А. Домаренко и др. [12]

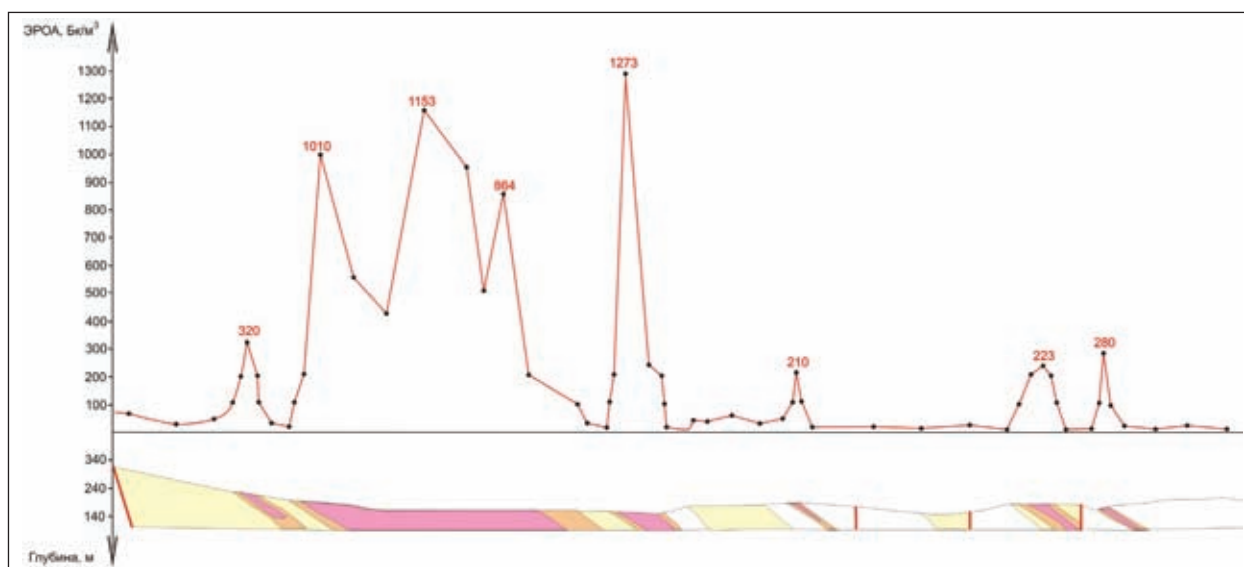


Рис. 4. Геолого-радонометрический профиль по линии 1.1–1.1 (условные обозначения к рисунку 3)

смятые в пологие складки угленосные толщи юрского возраста, относящиеся к Чулымо-Енисейскому бассейну.

Аллювиально-делювиальные отложения четвертичной системы широко распространены в северной части района и представлены переслаивающимися песками и супесями с мощными пачками глин и суглинков. В пределах городской черты значительные площади покрыты аллювиальными отложениями пойменных террас Енисея и его притоков (реки Кача, Базаиха, Березовка, Бугач).

Район характеризуется ярко выраженной неоднородностью тектонического строения, которое обусловлено сопряжением ряда разновозрастных региональных структур, отличающихся структурным планом и различной дислоцированностью пород.

Дизъюнктивные дислокации, выразившиеся в образовании разломов и нарушений северо-западного и северо-восточного направлений, наиболее интенсивно проявлены в юго-западной и северо-восточной частях площади. Все разломы северо-западного простирания в пределах городской черты являются фрагментами региональной тектонической структуры – Канско-Агульского (Ийско-Канского) надвига. Породы в зонах нарушений интенсивно передроблены и перемяты. Судя по зеркалам скольжения, данные нарушения, как правило, представляют собой взбросо-сдвиги. Углы падения тектонически ослабленных зон, в основном, крутые и варьируют от 75–80° до 90°. Мощность трещиноватых пород достигает первых десятков метров. Амплитуда вертикального смещения смежных блоков может достигать десятков и даже первых сотен метров. С направлением разломов совпадают главные системы трещин и плоскостей отдельностей, которые могут служить каналами поступления радона к поверхности.

Радиационная характеристика геологических образований

Специализированные радиометрические исследования в пределах городской и пригородной зон Красноярска проводились в конце 50-х – начале 60-х годов с целью поисков месторождений радиоактивного сырья и попутно в процессе геологосъемочных работ масштабов 1 : 200 000 и 1 : 50 000 [9, 10]. Комплекс работ включал аэро- и наземные (пешеходные) гамма-поиски, эманационную съемку, гамма-профилирование горных выработок и коренных обнажений, гамма-каротаж картировочных и поисковых скважин, радиогеохимическое и радиогидрогеологическое опробование.

Анализ результатов измерения мощности экспозиционной дозы (МЭД) гамма-излучения и концентраций естественных радионуклидов (ЕРН) в геологических формациях района показал, что повышенной радиоактивностью, значительно превышающей кларковые содержания и фоновые значения МЭД гамма-излучения, характеризуются следующие разновидности горных пород:

- гнейсы, амфиболиты, кристаллические сланцы – 19–22 мкР/ч;
- гранитизированные метаморфические породы – 17–25 мкР/ч;
- углеродисто-кремнистые сланцы, графитизированные

мраморизованные известняки – 20–30 мкР/ч;

- вулканиты, преимущественно кислого состава, в т.ч. и нерасчлененные – 27–31 мкР/ч;
- терригенно-угленосные толщи – 16–20 мкР/ч;
- гранитоидные массивы, в т.ч. щелочные – 30–40 мкР/ч;
- сиенитовые массивы – 10–25 мкР/ч;
- бокситоносные толщи и фосфориты – 60–300 мкР/ч.

Среди перечисленных ураноносных формаций, расположенных в городской черте Красноярска и его близких окрестностей, наибольшими значениями МЭД гамма-излучения характеризуются красноцветные и пестроцветные терригенно-вулканогенные образования девонского и каменноугольного возраста [9, 10, 12]. Из них повышенной радиоактивностью характеризуются отложения верхней части карымовской свиты нижнего девона, нижней и верхней подсвит павловской свиты среднего девона, а также породы, залегающие в основании чаргинской свиты карбона.

Отложения верхне- и нижнепавловской подсвит обладают значениями МЭД гамма-излучения до 20–25 мкР/ч и повышенным содержанием природного урана – до 6–8 г/т, а так же характеризуются уран-радиевым равновесием близким к 1.

Алевропесчаники, залегающие в основании чаргинской свиты, могут достигать значений МЭД гамма-излучения до 80 мкР/ч. По данным радиогеохимического опробования содержание равновесного урана достигает 100–120 г/т при кларковых содержаниях тория – 8–15 г/т и калия – до 1,5–2 %.

В геологическом отношении указанные выше интервалы с повышенной МЭД гамма-излучения тяготеют к зоне постепенного перехода от кунгусской свиты верхнего девона к чаргинской свите нижнего карбона. Интервалы с повышенной концентрацией урана локализуются непосредственно в основании чаргинской свиты и представлены переслаивающимися песчаниками, алевролитами и гравелитами. Они тесно перемежаются между собой, местами образуя переходные разности. На таких участках, как правило, наблюдается повышенная трещиноватость пород.

Интервалы, обладающие повышенной МЭД гамма-излучения, характеризуются мощностью до 2–4 м и располагаются на глубинах около 50–60 м. Проследить их на дневной поверхности не представляется возможным из-за наличия мощного чехла рыхлых четвертичных отложений.

Высокая радиоактивность характерна и для некоторых водоносных горизонтов этих отложений. Так, данные радиогидрогеохимического опробования подземных вод, приуроченных к верхней части разреза кунгусской свиты, свидетельствуют о том, что на таких участках подземные воды по содержанию урана приближаются к водам зоны интенсивного водообмена, свойственным урановым месторождениям. Концентрация урана в водных пробах, как правило, достигает 1×10^{-4} – $1,5 \times 10^{-5}$ г/л [13].

Аналогичными радиационными параметрами характеризуются и отложения верхней пачки карымовской свиты. Продуктивный горизонт представлен песчаниками

с маломощными прослоями гравелитов и конгломератов, содержащих разнообразный по своему литологическому составу обломочный материал. Концентрация урана в водных пробах, отобранных из этого интервала, также достигает резкоаномальных значений – до 1×10^{-4} г/л.

Перечисленные радоногенерирующие скальные литологические разности горных пород вблизи дневной поверхности в значительной степени дезинтегрированы и, как правило, характеризуются повышенной эманулирующей способностью (коэффициенты эманирования радиоактивных газов достигают значений 0,45–0,73). При этом в составе перекрывающих их современных грунтов в пределах городской территории (Центральный, Железнодорожный и Свердловский административные районы) практически отсутствуют надежные природные защитные экраны в виде относительно мощных горизонтов трудно проницаемых (глинистых) пород.

Характеристика радоноопасных зон Красноярска

К настоящему времени в Красноярске обследовано более 6000 помещений жилищного, общественного и производственного назначения с измерением ОА радона в воздухе помещений. Установлено, что среднее значение ОА радона в воздухе помещений составляет 98 Бк/м³ или 49 Бк/м³ в единицах эквивалентной равновесной объемной активности (ЭРОА). В городе выявлено около 265 помещений, расположенных в 162 зданиях, с ЭРОА радона, превышающей национальный гигиенический норматив, равный 200 Бк/м³. В их число входят жилые дома, детские дошкольные учреждения, школы, больницы и другие объекты общественного назначения с повышенной социальной значимостью. Установлено, что отдельные районы города существенно различаются по уровню радоновой опасности, таблица 1.

Анализ радиогеохимических особенностей геологических формаций в сочетании с распределением измеренных значений ЭРОА радона в воздухе помещений позволяет выделить в пределах городской территории четыре основные потенциально радоноопасные зоны. В плане все они имеют линейно-вытянутую форму и пересекают территорию города в северо-западном (юго-восточном) направлении (Рисунок 3).

Наиболее значительная по размерам радоноопасная зона пространственно совпадает с площадью залегания туфогенно-осадочных отложений нижнекарымовской подсвиты нижнего девона (Рисунок 3, поле №1) и красноцветных осадочных пород нижнепавловской подсвиты среднего девона и охватывает территории Октябрьского, Железнодорожного и частично Свердловского административных районов (Рисунок 3, поле №2). Измеренные значения ЭРОА радона в воздухе помещений, расположенных в границах этих зон, составляют в среднем $21,7 \pm 6,9$ Бк/м³, $61,4 \pm 20,1$ Бк/м³ и $58,7 \pm 19,4$ Бк/м³ соответственно и достигают максимальных значений 1 273 Бк/м³.

Вторая по значимости радоноопасная зона (Рисунок 3, поле №3) приурочена к площади распространения пород верхнепавловской подсвиты среднего девона, вытянута

Таблица 1. Значения ЭРОА радона, характерные для различных административных районов г. Красноярска [4, 6, 14]

Район города	ЭРОА, Бк/м ³
Центральный	$76,1 \pm 28,3$
Свердловский	$58,7 \pm 19,4$
Кировский	$51,1 \pm 16,3$
Железнодорожный	$61,4 \pm 20,1$
Ленинский	$30,9 \pm 12,8$
Октябрьский	$21,7 \pm 6,9$
Советский	$24,2 \pm 8,7$

параллельно вышеописанной и частично охватывает территорию Центрального (микрорайоны Покровка и Взлетка) и Кировского административных районов. Здесь значения ЭРОА радона в воздухе отдельных помещений достигают величины 2 430 Бк/м³ (ул. Весны), при средних показателях для административных районов $24,2 \pm 8,7$ Бк/м³ и $51,1 \pm 16,3$ Бк/м³ (Таблица 1).

Третья и четвертая радоноопасные зоны в виде узких полос пересекают территории Советского (микрорайон Зеленая роща) и Ленинского административных районов, расположены субпараллельно первым двум и совпадают с площадью залегания терригенно-карбонатных отложений в основании разреза чаргинской свиты (Рисунок 3, поле №4). Средние значения ЭРОА радона в воздухе помещений для этих районов варьируют от $31,3 \pm 10,1$ Бк/м³ (Советский район) до $30,9 \pm 12,8$ Бк/м³ (Ленинский район) при максимальной измеренной величине – 280 Бк/м³.

Приведенные выше результаты многолетних исследований, в целом, подтверждают сделанные ранее прогнозные оценки [12] о том, что размещение основных радоноопасных участков и зон в пределах городской территории всецело контролируется специализированными структурно-вещественными комплексами горных пород с учетом их радиогеохимических особенностей. Около 85 % всех обследованных зданий и сооружений, где были установлены превышения гигиенических нормативов по ЭРОА радона, располагаются непосредственно в границах таких зон [6, 7]. Такие участки, как правило, пространственно совпадают с площадью распространения легко проницаемых современных покровных образований – аллювиальных песчано-гравийно-галечниковых отложений р. Енисей (Центральный, Железнодорожный, Свердловский и Кировский административные районы) и рыхлых (дезинтегрированных) пород зоны выветривания (Октябрьский, Центральный, Советский и Свердловский административные районы). В то же время, на участках развития выветрелых пород преимущественно глинистого состава (Октябрьский и Советский административные районы), даже в пределах потенциально радононосных терригенных отложений сколь-нибудь значимые показатели ЭРОА радона в воздухе помещений не установлены.

Всего на территории города было выделено 28 радоноопасных участков, для которых характерны значения ЭРОА радона в воздухе помещений (преимущественно в

подвалах и на первых этажах) более 100 Бк/м³ и 26 участков со значениями ЭРОА радона более 200 Бк/м³ (Рисунок 3). Общая площадь этих участков достигает 14,96 км². Площадь самой обширной из них, расположенной в Центральном административном районе города, составляет около 5 км² и объясняется, с одной стороны, максимальной плотностью застройки территории, с другой – конструктивными особенностями ранее построенных зданий, не предусматривающих сколь-нибудь значимых радонозащитных мер. К тому же, как правило, грунты на участках между строениями в значительной мере уплотнены и перекрыты асфальтобетоном.

На рисунке 4 для наглядности показан геолого-радонметрический профиль, левобережной части городской территории. Как видно из графика, участок с наиболее высокими значениями ЭРОА радона в воздухе помещений находится в Центральном административном районе – наиболее густонаселенном с максимальной плотностью застройки, располагается в границах самой обширной радоноопасной зоны и характеризуется значениями ЭРОА радона превышающими 1000 Бк/м³.

Литература

1. Районирование территории России по степени радоноопасности / В.А. Максимовский, М.Г. Харламов, А.В. Мальцев, И.А. Лучин, А.А. Смыслов // АНРИ, 1996/97. – №3. – С.66–73.
2. Геологический атлас России. М. 1:10 000 000 / Ответ. ред. А.А. Смыслов. Раздел 4. Экологическое состояние геологической среды. – М. – СПб.: ВСЕГЕИ, 1996. – 120 с.
3. Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах. Доклад международной комиссии по радиологической защите. (Рекомендации МКРЗ, Публикация 65). – М., Энергоатомиздат, 1995.
4. База данных ФБУЗ «Центр гигиены и эпидемиологии в Красноярском крае» за 2009 год.
5. Результаты радиационно-гигиенической паспортизации в субъектах Российской Федерации за 2009 г. (радиационно-гигиенический паспорт Российской Федерации). – М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010.
6. Районирование по радоноопасности территории г. Красноярска, относящегося к населенным пунктам первой группы по радоноопасности: Отчёт о НИР (Заключительный) / ФГУ «Центр госсанэпиднадзора в Красноярском крае», Утвержденный Главным врачом С.В. Куркатовым, руководитель НИР В.В. Коваленко. – Красноярск, 2004. – 70 с.
7. Кургуз С.А. Радонозащитные свойства лакокрасочных и рулонных материалов для покрытия бетонных конструкций: дис...канд. техн. наук: 25.00.36, 05.23.05 / С.А. Кургуз. – Красноярск, 2003. – 282 с.
8. Геологическая карта СССР масштаба 1:1 000 000. Листы N-46(47), O-46.
9. Рубинов И.М., Макарова Т.А., Баженов М.И., Комарницкий Г.М. и др. Металлогеническая и прогнозная на уран карта юга Западной и Средней Сибири масштаба 1:500 000.
10. Макаров С.И. и др. Крупномасштабная геологическая съемка городской части Красноярска, масштаб 1:50 000, 1960–1964 гг.
11. Геологическая карта окрестностей г. Красноярска масштаба 1:100 000, Музей геологии Центральной Сибири, 2011.
12. Четчин В.А., Домаренко В.А. Пояснительная записка к картам прогноза радиационного состояния территории Красноярского края по естественным радионуклидам масштабов 1:100 000, 1:500 000 и 1:1 000 000. – Материалы к региональной целевой программе снижения уровня облучения населения и производственного персонала Красноярского края от природных радиоактивных источников на 1994–1996 годы (программа «Радон»). – Красноярск, 1994.
13. Архивные материалы Специализированной партии массовых поисков месторождений урана ПГО «Красноярскгеология».
14. Панова Д.В. Изучение радоноопасности территории г. Красноярска / Д.В. Панова, В.А. Воеводин, С.А. Кургуз // Сб. тез. IX Всероссийской науч. конф. студентов-физиков и молодых ученых: В 2 т. Т.2. – Екатеринбург-Красноярск: изд-во АСФ России, 2003. – С.1073–1075.

Заключение

Таким образом, радиогеохимические и геолого-структурные особенности недр г. Красноярска и его окрестностей оказывают определяющее влияние на формирование радиационной обстановки городской территории, прежде всего в части ее радононосности, и, как следствие, контролируют расположение зданий с ЭРОА радона, превышающей гигиенические нормативы. В основном это здания, проектирование и строительство которых осуществлялось без учета радиационных характеристик участков застройки и без применения инженерных радонозащитных мероприятий.

Необходимо отметить, что в настоящей работе авторы намеренно не рассматривают результаты измерений плотности потока радона с поверхности почво-грунтов. Чрезвычайно сильная зависимость этого параметра от множества внешних факторов (метеорологических условий, уровня техногенного изменения площадок измерения, особенностей инженерно-геологического строения территории и др.) не отражает в реальности радоноопасность (радонобезопасность) того или иного участка застройки.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ КОМПОЗИТНЫХ НАНОРАЗМЕРНЫХ МАТЕРИАЛОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДЫ ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

М.П. Чубик, А.Н. Третьяков, Н.А. Осипова, М.В. Чубик, А.В. Москаленко

«Национальный исследовательский Томский политехнический университет», Томск, Россия, tretyakov@tpu.ru

THE USE OF COMPOSITE NANODIMENTIONAL MATERIALS FOR WATER CLEANING FROM RADIOACTIVE POLLUTION

M.P. Chubik, A.N. Tretyakov, N.A. Osipova, M.V. Chubik, A.V. Moskalenko

Tomsk Polytechnic University, Tomsk, Russia, tretyakov@tpu.ru

Abstract. The research shows that the ultrasonic dispersion increases the sorption activity of nanoparticles of metal oxides. The cheap nanoparticles of metal oxides are the materials of high-performance for water cleaning from industrial pollution. New composite nanobiosorbents that combine fungi *Aspergillus niger* and nanoparticles of metal oxides are more effective as compared with the performance of each component taken alone.

В настоящее время важное значение приобретают методы дезактивации сточных вод, загрязненных радиоактивными веществами, в том числе, широкое применение находят сорбционные методы очистки воды от трансурановых элементов. Масштабность задач по ликвидации последствий загрязнения окружающей среды требует адекватных усилий по разработке перспективных сорбирующих материалов и технологии их использования. В частности, сорбенты должны быть дешевыми и массовыми, а компактный остаток, содержащий радионуклиды, должен быть удобен для длительного хранения, переработки или захоронения. В последние годы во многих странах мира активно развиваются исследования по созданию сорбентов нового класса, состоящих из веществ биогенного происхождения или включающих эти вещества как основной элемент (биосорбенты). Например, их производят из микробной массы или грибов, являющихся отходами микробиологической промышленности [3]. Кроме того, известно, что наночастицы оксида титана являются хорошими сорбентами урана из водных растворов [1]. Однако данный метод имеет ряд недостатков: степень сорбции зачастую не превышает 60 %; высокая стоимость материала не позволяет использовать его в массовых масштабах; небольшой размер частиц затрудняет отделение воды от материала [1, 3].

В настоящей работе была поставлена цель: разработка новых дешевых материалов, имеющих высокую сорбционную активность для очистки сточных вод природного и техногенного происхождения от радиоактивного загрязнения.

Известно, что наноразмерные материалы плохо образуют устойчивые суспензии [4]. Высокая способность к агрегации наночастиц в водной среде не позволяет достичь максимальной поверхности, а, следовательно, и

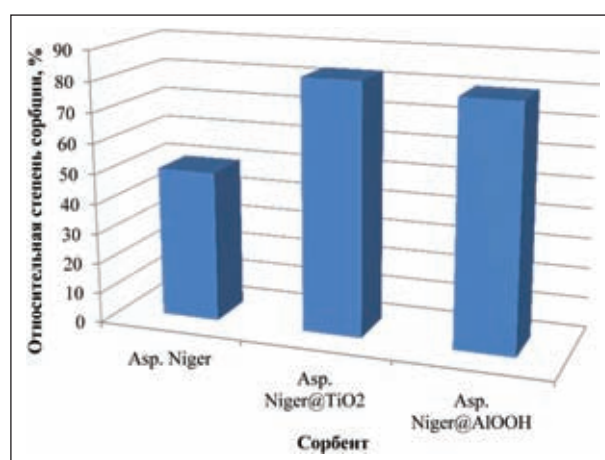


Рис. 1. Зависимость относительной степени сорбции урана от типа биосорбента

сорбционной активности материала. Для разрушения агрегатов нами была использована ультразвуковая диспергация.

Действительно, при использовании ультразвуковой диспергации сорбционная активность наночастиц увеличивается в несколько раз (табл. 1). Так активация нанопорошков оксида железа (Fe_3O_4) увеличивает сорбционную способность с 18 до 66 %.

Наилучшие результаты были получены с порошками оксида меди (CuO) как до ультразвуковой диспергации, так и после нее (64 и 70 % соответственно). Наночастицы оксида алюминия (AlOOH) показали худшую сорбционную способность как до ультразвуковой активации, так и после нее

Таблица 1. Сорбционные характеристики материалов

Сорбент	Исходная концентрация урана, мкг/л	Без УЗ-диспергации		С использованием УЗ-диспергации	
		конечная концентрация урана, мкг/л	степень сорбции, %	конечная концентрация урана, мкг/л	степень сорбции, %
Fe_3O_4	1 800	1 480	18	610	66
CuO	2 100	755	64	628	70
AlOOH	2 100	1 570	25	1 093	48

Таблица 2. Зависимость относительной степени сорбции урана от типа биосорбента

Сорбент	Исходная концентрация урана, мкг/л	Конечная концентрация урана, мкг/л	Относительная степень сорбции, %
<i>Aspergillus niger</i>	2 325	1 152	50
Композитный материал <i>Asp.Niger@TiO₂</i>	2 325	393	83
Композитный материал <i>Asp.Niger@AlOOH</i>	2 325	477	80

(25 и 48 % соответственно). Данные результаты подтверждают факт о способности нанопорошков к образованию в водных средах агломератов. Использование ультразвука предотвращает образование агломератов, тем самым увеличивается активная поверхность сорбента.

Что касается низкой сорбционной активности наночастиц оксида алюминия, вероятно, в результате свойственной им высокой гидрофильности наночастицы AlOOH образуют в водных средах прочные агломераты, которые невозможно разрушить с помощью ультразвуковой диспергации.

В целом, можно сказать, что ультразвуковая диспергация значительно увеличивает сорбционную способность наноматериалов. При этом наиболее целесообразно применять нанопорошки оксидов железа и меди. При этом нанопорошки Fe₃O₄ (самые дешевые из использованных в эксперименте) более перспективны в качестве сорбентов для очистки воды от радиоактивного загрязнения в промышленных масштабах.

Из многих литературных источников известна высокая

сорбционная способность плесневых грибов [2]. В связи с чем можно предположить, что композитные материалы, состоящие из грибной биоматрицы и наночастиц, проявят лучшие сорбционные способности, чем чистые сорбенты.

Так, нами были разработаны гибридные нанобиосорбенты на основе плесневых грибов *Aspergillus niger* и нанопорошков оксидов металлов.

Изучение процесса сорбции урана проводили в статических условиях при комнатной температуре. Измерение массовой концентрации урана в растворах до и в процессе сорбции были выполнены люминесцентным методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02-2М», согласно ПНДФ 14.1:2:4.38-95 [5].

Проведенные исследования показали преимущество использования композитных материалов в сравнении с чистыми сорбентами (табл. 2, рис. 1).

Из полученных данных видно, что степень сорбции композитных материалов достигает 83 %, более того, гибридные биоккомпозиты существенно превосходят по сорбционной способности чистые сорбенты (табл. 1, рис. 1). Кроме того, по сорбционной способности композитные материалы, изготовленные из нанопорошков оксида алюминия практически не отличаются от более дорогих аналогов на основе оксида титана.

Таким образом, можно судить о перспективности использования композитных материалов на основе нанопорошков оксидов металлов для очистки природных и техногенных вод от урана.

Литература

1. Xu, Mingze; Wei, Guodong et al Titanate Nanotubes as a Promising Absorbent for High Effective Radioactive Uranium Ions Uptake // *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*. – Vol. 12. – №8. – pp. 6374–6379.
2. Л.Ф. Горовой, В.Н. Косяков Клеточная стенка грибов – оптимальная структура для биосорбции // *Биополимеры и клетка*. – 1996. – Т. 12. – №4. – С. 49–60.
3. Селиверстов А.Ф. Сорбция хитином, хитозаном и хитинсодержащими материалами радиоактивных элементов из

водных растворов. Дис. ... канд. хим. наук. – Москва. – 2004 г. – 120 с.

4. Пат. RU 2301771 Способ и устройство перемешивания наночастиц. Заявл.: 06.12.2005. Оpubл. 06.12.2005.
4. ПНДФ 14.1:2:4.38-95. Методика выполнения измерений массовой концентрации урана в пробах природной, питьевой и сточной воды люминесцентным методом на анализаторе жидкости «Флюорат-02-2М». – 2005. – 18 с.

ИЗОТОПЫ УРАНА В ВОДАХ АЛАЙСКОЙ ДОЛИНЫ

В.И. Шатравин¹, Т.В. Тузова¹, Б.С. Сатыбалдиев², Б.М. Уралбеков²

¹Институт водных проблем и гидроэнергетики Национальной академии наук Кыргызской Республики, Бишкек, Киргизия, tv_tuzova@mail.ru

²Казахский национальный университет им. аль-Фараби, Алматы, Казахстан, bulat.ural@gmail.com

URANIUM ISOTOPES IN THE WATERS OF THE ALTAI VALLEY

V.I. Shatravin¹, T.V. Tuzova¹, B.S. Satybaldiev², B.M. Uralbekov²

¹Institute of Water Problems and Hydropower of the National Academy of Sciences of the Kyrgyz Republic, Bishkek, Kyrgyzstan

²Al-Farabi Kazakh National University, Almaty, Kazakhstan

Abstract. In this study, uranium isotope ratios have been used to determine the water source and the flow distribution in the Kyzyl-Suu basin.

В связи с глобальным изменением климата, а также при новой системе водораспределения и водопользования в Центральной Азии возникла острая необходимость переоценки водных ресурсов трансграничных речных бассейнов. Одним из таковых является бассейн р. Кызыл-Суу, область питания которой находится в Алайской межгорной впадине между горными хребтами Заалайский (Памир) и Алайский (Тянь-Шань) на территории Кыргызской Республики, а на территории Республики Таджикистан она сливается с р. Муксу, образуя р. Вахш – бассейн р. Аму-Дарья.

На р. Кызыл-Суу нет ни одного надежного гидропоста, и для региона остается не изученным вопрос о генезисе отдельных составляющих водного баланса бассейна, в частности, о долях современного ледникового и подземного стока. Поэтому была предпринята попытка показать здесь возможности уран-изотопного метода, хорошо зарекомендовавшего себя во многих регионах для решения подобных задач [1–14].

На кыргызской территории бассейна в сентябре 2012 г. были отобраны на изотопный состав урана 11 проб воды в местах формирования стока – в верховьях и среднем течении р. Кызыл-Суу при впадении крупных притоков (рис. 1).

Истоки р. Кызыл-Суу в восточной части Алайской долины полностью родникового генезиса (пробы 1–4). Оледенение в этой части отсутствует (рис. 2). Сток сформирован за счет длительного транзита вод по коренным породам и рыхлообломочным отложениям мощной толщи элювиальной коры выветривания на субстрате коренных пород, генезис которой тектонически стимулирован. Этот рыхлообломочный чехол другими исследователями ошибочно принимается за древнейшие морены Алайской долины [4, 5].

В местах отбора группы проб 5–7 в р. Кызыл-Суу впадают реки Сары-Могол и Ачик-Таш. Проба 6 отобрана на правом берегу р. Кызыл-Суу недалеко (не более чем в 150–200 м) от устья р. Сары-Могол и может характеризовать неполное перемешивание вод последней с водами р. Кызыл-Суу. Реки Сары-Могол и Ачик-Таш преимущественно ледникового питания, поскольку в их верховьях много крупных ледников (рис. 3).

Пробы 8–11 отобраны в местах впадения в р. Кызыл-Суу крупных притоков Алтын-Дара и Кок-Суу. Р. Кок-Суу имеет преимущественно ледниковый сток, о чем можно судить по относительно большой площади оледенения в верховьях бассейна этой реки. Там самые большие высоты Алайского хребта (пик Скобелева – 5200 м) и самые крупные ледники. В бассейне р. Алтын-Дара площадь оледенения относительно небольшая (рис. 4), поэтому сток реки с незначительной ледниковой составляющей.

Изотопный состав урана в опробованных водоисточниках определялся в лаборатории радиационной экологии им. М. Кюри Казахского национального университета им. аль-Фараби. После концентрирования урана соосаждением на гидроокиси железа из 1 л воды, радиохимической очистки от других излучателей трибутилфосфатом и осаждения бесконечно тонким слоем на стальные диски проводились альфа-спектрометрические измерения на полупроводниковом спектрометре высокого разрешения [11, 12]. Результаты анализов приведены в табл. 1 и на уран-изотопной диаграмме зависимости избытка ^{234}U от общего содержания урана (рис. 5).

Как видно из приведенных данных, воды разных источников бассейна контрастно отличаются как по общему содержанию урана, так и по величине избытка ^{234}U в них.

Таблица 1. Изотопы урана в водах бассейна р. Кызыл-Суу

Номер пробы	Место опробования	^{238}U Бк/л	^{234}U Бк/л	$^{234}\text{U} / ^{238}\text{U}$	C, 10^{-6} г/л	$^{234}\text{U} / ^{238}\text{U} \times \text{C}$, 10^{-6} г/л	Доля стока, %
01	Родник в истоке р. Кызыл-Суу	0,007±0,001	0,012±0,001	1,7±0,2	0,56	0,90	
02	р. Кызыл-Суу, верховья	0,017±0,002	0,046±0,003	2,7±0,1	1,37	3,70	25±15
03	Родник в истоке р. Кызыл-Суу	0,010±0,001	0,017±0,001	1,7±0,2	0,81	1,38	10±5
04	р. Кызыл-Суу, ниже родников 1 и 3	0,015±0,001	0,033±0,002	2,2±0,2	1,21	2,66	35±15
05	р. Ачик-Таш, устье	0,013±0,002	0,016±0,002	1,2±0,2	1,05	1,26	15±5
06	р. Кызыл-Суу при впадении р.Сары-Могол	0,013±0,002	0,020±0,002	1,5±0,2	1,05	1,58	
07	р. Кызыл-Суу после впадения рек Сары-Могол и Ачик-Таш	0,017±0,001	0,033±0,002	2,0±0,1	1,37	2,74	
08	р. Кызыл-Суу перед впадением р. Алтын-Дара Среднее для проб 7 и 8	0,009±0,002	0,016±0,003	1,9±0,5	0,73	1,39	50±20
09	Р.Алтын-Дара, устье	0,021±0,004	0,031±0,004	1,4±0,3	1,70	2,38	50±20
10	р. Кызыл-Суу после впадения р. Алтын-Дара	0,017±0,002	0,030±0,003	1,8±0,2	1,37	2,47	100
11	р. Кок-Суу, устье	0,033±0,003	0,037±0,003	1,1±0,1	2,67	2,94	



Рис. 1. Схема уран-изотопного опробования вод бассейна р. Кызыл-Суу

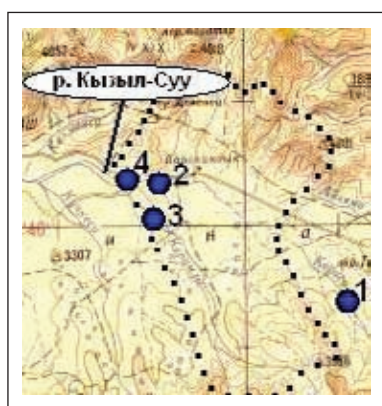


Рис. 2. Область истоков питания р. Кызыл-Суу

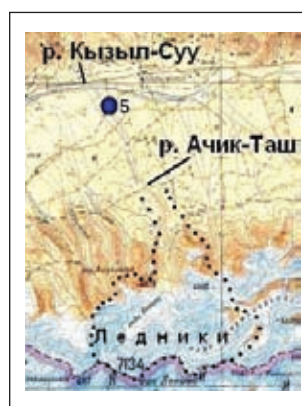


Рис. 3. Область впадения реки Ачик-Таш



Рис. 4. Область впадения р. Алтын-Дара

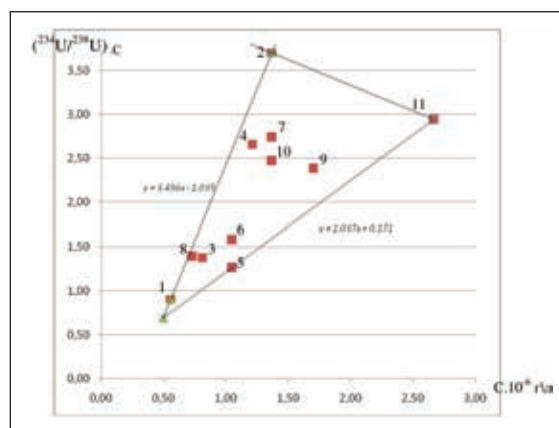


Рис. 5. Уран-изотопная диаграмма вод бассейна р. Кызыл-Суу

Минимальная концентрация урана зафиксирована в родниках, питающих истоки р. Кызыл-Суу (пробы 1, 3). Значительный избыток ^{234}U в них ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}=1,6-1,7$) свидетельствует о том, что эти воды перед выходом на поверхность претерпели длительный контакт с коренными породами.

В водах истоков самой р. Кызыл-Суу обнаружен максимальный избыток $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}=2,7$ при повышенном по сравнению с водами родников содержании урана. Следова-

тельно, эти воды сформированы в результате длительной глубинной циркуляции в зонах разломов и дробления горных пород [6–8]. Доля родникового притока в этой части бассейна, рассчитанная по формулам изотопного разбавления [6, 7], составляет не более 10–15%, если за 100% принять сток р. Кызыл-Суу в западной части исследованного района перед впадением р. Кок-Суу (табл. 2).

Воды р. Ачик-Таш как по космоснимкам и топокарте (рис. 3), так и по изотопам урана явно ледникового генези-

Таблица 2. Генетические составляющие вод бассейна р. Кызыл-Суу (%)

Номер проб	Водоисточник	I Ледниковые воды ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) $1 = 1,3 \pm 0,3$ $C_1 = 0,6 \times 10^{-6}$ г/л %	II Воды коренных пород ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) $2 = 2,7 \pm 0,1$ $C_2 = 1,3 \times 10^{-6}$ г/л %	III Воды четвертичных отложений ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$) $3 = 1,1 \pm 0,1$ $C_3 = 2,7 \times 10^{-6}$ г/л %
2	Исток р. Кызыл-Суу		100	
1, 3	Родники в верховьях р. Кызыл-Суу	85	15	
4	Река Кызыл-Суу ниже родников 1, 3			
5	р. Ачик-Таш	80		20
6	Река Кызыл-Суу при впадении реки Сыры-Могол	60	20	20
7, 8	Река Кызыл-Суу перед впадением реки Алтын-Дара	60	35	5
9	р. Алтын-Дара	30	25	40
10	Река Кызыл-Суу после впадения реки Алтын-Дара	40	35	25
11	Река Кок-Суу			100

са: в области питания этой реки находятся самый крупный ледниковый бассейн Заалайского хребта с пиком Ленина (высота – 7134 м) и ледником Ленина (длина – 17 км); в пределах погрешностей измерений в них равновесное соотношение изотопов и сравнительно низкое содержание урана.

К сожалению, нам не удалось опробовать на изотопный состав урана воды в устье р. Сары-Могол, были опробованы лишь воды р. Кызыл-Суу сразу после впадения р. Сары-Могол. Пониженное значение $^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 1,5$ и общего содержания урана в пробе 6 по сравнению с отобранными выше (проба 4) водами р. Кызыл-Суу ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 2,2$) говорит о том, что в водах р. Сары-Могол, которая, как и р. Ачик-Таш, ледникового генезиса (рис. 3), должно быть равновесное соотношение изотопов урана. Тогда по тем же уравнениям изотопного разбавления доля стока этих двух притоков не превышает 20 %.

Наиболее крупным притоком в изученной части бассейна является р. Алтын-Дара, воды которой по уран-изотопным показателям смешанного типа питания. Кроме ледниковых вод в ее питании принимают участие и подземные воды, увеличивающие степень неравновесия четных изотопов урана. Для оценки доли этих вод требуется дополнительное уран-изотопное опробование в ее бассейне. Принимая для вод р. Кызыл-Суу перед впадением р. Алтын-Дара средние значения по пробам 7 и 8 ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 2,0$; $C = 1,05$), находим долю стока р. Алтын-Дара равной (50 ± 20) %.

Как следует из уран-изотопной диаграммы (рис. 5), опробованные воды бассейна р. Кызыл-Суу укладываются в треугольник, вершинами которого могут служить соотно-

шения изотопов в основных источниках питания исследованных вод:

I ледниковые воды с минимальным содержанием урана (не более $0,5\text{--}0,6 \times 10^{-6}$ г/л);

II воды коренных пород с наибольшими изотопными сдвигами ($^{234}\text{U}/^{238}\text{U} = 2,7$ – проба 2);

III воды, циркулирующие в зоне активного водообмена в разрушенных отложениях верхнего четвертичного горизонта с равновесным соотношением изотопов урана и повышенным его общим содержанием (проба 11).

Остальные опробованные источники представляют собой смесь этих трех типов вод в разных пропорциях (рис. 5, табл. 2).

На основе полученных результатов можно сделать вывод, что уран-изотопный метод применим для изучения как генезиса отдельных источников бассейна р. Кызыл-Суу, так и оценки их доли в формировании речного стока. Данные по соотношению изотопов урана являются для этого региона первыми и предварительными. Они требуют продолжения с детальным уран-изотопным опробованием вод всех притоков, поверхностных и подземных. Это позволит оценить приточность в любой части бассейна и его годовой сток, если опираться на данные хотя бы одного гидропоста в бассейне.

Работы по определению изотопного состава урана выполнены при финансовой поддержке МОН РК в рамках проекта «Оценка радионуклидного загрязнения окружающей среды в местах добычи урана методом подземного скважинного выщелачивания». (№ госрегистрации 0112РК02582).

Литература

1. Маматканов Д., Тузова Т.В., Ерохин С.А. Оценка риска прорыва горных озер с использованием уран-изотопного метода, Материалы Международной конференции «Проблемы радиозкологии управления отходами уранового производ-

ства в Центральной Азии». Бишкек-Иссык-Куль-«Аврора», 6–9 июня 2011 г. – С. 88–92.

2. Тузова Т.В., Романов В.В., Власова Л.В., Ерохин С.А., Жердев А.А., Шатравин В.И. Уран и тритий в ледниковых озе-

- рах Северного Тянь-Шаня // Водные ресурсы, 1994. – Т.21. – №2. – С.236–239.
3. 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.
 4. Шатравин В.И. Фацциально-литологическая типизация основных генетически генераций четвертичных отложений высокогорных зон // Геология кайнозоя и сейсмоструктур Тянь-Шаня. – Бишкек, 1994. – С.3–15.
 5. Шатравин В.И. Палеогляциологическая основа долгосрочного прогнозирования оледенения и климата как факторов динамики криосферы высоких гор Евразии. Отчет о научно-исследовательской работе Сектора гляциологии ТШВНЦ при ИВПиГЭ НАН КР, Бишкек, 2012. – в материалах <http://www.scorcher.ru/glaciology/review6.php>.
 6. Чалов П.И., Тузова Т.В., Меркулова К.И. Неравновесный уран как количественный индикатор при изучении формирования стока рек // Водные ресурсы, 1983. – №4. – С.105–111.
 7. Чалов П.И., Тузова Т.В. Уран-изотопный метод изучения распределения стока речных бассейнов // Мелиорация и водное хозяйство, М.: Агропромиздат, 1990. – №2. – С.44–46.
 8. Чалов П.И., Тузова Т.В., Тихонов А.И. Проверка реальности исходных предпосылок использования неравновесного урана для решения гидрогеологических задач. Доклады АН СССР, 1978. – Т.242. – №6. – С.1296–1298.5.
 9. Erohin, S.A., Tuzova, T.V. Assessment of risk of mountain lakes outburst with the use of natural uranium-isotopic indicators // Radioactivity and radioactive elements in environment // Proceedings of III International Conference. – Tomsk: SST, 2009. – P.178–180.
 10. Tuzova T.V. Investigations of waters of the Issyk-Kul Basin with use of uranium isotopic method // Study of the Issyk-Kul lake hydrodynamics with the use of isotopic methods, Part II, 2006, Bishkek: Ilim. – P.102–107.
 11. M. Burkitbayev, B. Uralbekov, S.Nazarkulova, I. Matveyeva, and L. León Vintró. Uranium series radionuclides in surface waters from the Shu river (Kazakhstan). // Journal of Environmental Monitoring, 2012. – №4. – P.1190–1195.
 12. Uralbekov B., B. Smadis and M. Burkitbayev. Uranium in natural waters sampled within former uranium mining sites in Kazakhstan and Kyrgyzstan. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 289, Number 3, 805–810, DOI: 10.1007/s10967-011-1154-3.
 13. Valyaev A.N., Erochin S.A., Tuzova T.V. Assessments and decreasing of risks and damages from outbursts of Tien-Shan high mountains lakes. In Book: Uranium, Mining and Hydrogeology. Published House: Springer Berlin Heidelberg, 2008. – P.819–826.
 14. Valyaev A.N., Erochin S.A., Tuzova T.V. Processes under outbursts of mountain lakes and model for risk assessment. In Book: "Proceedings CHAOS2008 Editor: H. Skiadas. – Published House: World Scientific, 2009. – P.350–363.

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПАРАМЕТРОВ СИСТЕМЫ РЕГУЛЯЦИИ ПОЛ В ЭРИТРОЦИТАХ КРОВИ МЫШЕВИДНЫХ ГРЫЗУНОВ ДЛЯ ОЦЕНКИ ПОСЛЕДСТВИЙ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ СРЕДЫ

О.Г. Шевченко¹, Л.Н. Шишкина²

¹Институт биологии Коми НЦ УрО РАН, Сыктывкар, Россия, shevchenko@ib.komisc.ru

²Институт биохимической физики им. Н.М. Эмануэля РАН, Москва, Россия, shishkina@sky.chph.ras.ru

USING PARAMETERS OF THE LIPID PEROXIDATION REGULATORY SYSTEM IN THE RODENT BLOOD ERYTHROCYTES FOR THE ASSESSMENT OF CONSEQUENCES UNDER THE ENVIRONMENT RADIOACTIVE CONTAMINATION

O.G. Shevchenko¹, L.N. Shishkina²

¹Institute of Biology, Komi SC, Ural Division of the Russian Academy of Sciences, Syktyvkar, Russia

²Emanuel Institute of Biochemical Physics, Russian Academy of Sciences, Moscow, 119334, Russia

Abstract. Characteristics and the composition of the blood erythrocyte lipids of the wild rodent (*Microtus oeconomus* Pall and *Clethrionomys glareolus* Schreb.) trapped from areas with the different levels of the radiation background were investigated. Although the turn of the population cycle phase causes the alterations in the physiological state of animals, the disturbances of the balance between the phospholipids fractions using the most influences on the structure state of the erythrocyte membrane, its osmotic resistance and the ability to the deformation were revealed. The data obtained and the literature analysis allow us to conclude that the blood erythrocyte lipids are a worthwhile model for the assessment of the biological consequences under the unfavorable ecological factor action on the organism, among their number for the radioecological monitoring.

Освоение природных ресурсов в биоценозах с повышенным естественным фоном радиации, аварии на АЭС и радиохимических производствах, ядерные испытания обуславливают необходимость детального изучения механизма формирования последствий воздействия хронического облучения в малых дозах на организм. Для радиоэкологического мониторинга одним из наиболее удобных тест-объектов являются мышевидные грызуны [11–13,

18, 36]. Однако в природной среде животные испытывают действие множества биотических и абиотических факторов. Кроме того, интерпретация последствий хронического воздействия неблагоприятных экологических факторов осложнена отсутствием линейной зависимости «биологический эффект – доза» [4, 35], непредсказуемостью совместного действия факторов разной природы особенно в области малых доз [16, 21], высокой гетерогенностью как

ответа тканей организма на слабые воздействия [4], так и индивидуальных дозовых нагрузок, вследствие крайне неравномерного содержания радионуклидов в почвенном покрове на участках обитания зверьков [20]. Это вызывает необходимость поиска метаболически важных показателей, изменения которых, с одной стороны, позволяют судить о состоянии организма, с другой стороны, доступны для практического использования.

Известно, что процессы перекисного окисления липидов (ПОЛ), активно участвующие в регуляции метаболизма в норме, играют ведущую роль при остром радиационном воздействии [5; 6; 19]. Стационарность процессов ПОЛ в норме поддерживается физико-химической системой регуляции, функционирование которой экспериментально показано как на мембранном уровне [1], так и на клеточном и органном уровнях [28]. Комплексное изучение состояния ПОЛ в печени, головном мозге и селезенке мышевидных грызунов, обитающих на территориях с повышенным уровнем радиационного фона и в зоне аварии на Чернобыльской АЭС, выявило высокую чувствительность параметров системы регуляции ПОЛ к действию радиационного фактора низкой интенсивности [11; 12; 26, 36], что обусловлено наличием обратной зависимости интенсивности ПОЛ от дозы облучения и ее мощности [5, 17, 28, 30, 37, 39, 40].

Поскольку липиды эритроцитов крови высоко чувствительны к развитию окислительного стресса [34], а процессам ПОЛ отводится ключевая роль в развитии самых разнообразных патологий, то именно эритроциты крови или их липиды нередко рассматриваются как перспективный тест-объект в радиобиологических и радиоэкологических исследованиях [2, 8, 15, 24, 27].

Цель настоящей работы – выявить закономерности ответной реакции липидного компонента эритроцитов крови грызунов разных видов в условиях радиоактивного загрязнения среды. Объектами исследования являлись полевка-экономка (*Microtus oeconomus* Pall.) и рыжая полевка (*Clethrionomys glareolus* Schreb.). Животных отлавливали живоловушками в один и тот же период (июль-август) в 2005–2008 гг. и 2012 г. в среднетаежной зоне Республики Коми на участках с нормальным и повышенным уровнем радиационного фона. Общее число животных составило более 200 особей. Средняя мощность дозы от внешнего γ -облучения на момент проведения исследований на контрольном участке составляла 0,90 пКл/кг·с (10–15 мкР/ч), на радиовом стационаре (Ra-участок) 17,3 пКл/кг·с (50–2000 мкР/ч), на урано-радиовом стационаре (U-Ra-участок) 39,5 пКл/кг·с (26–3500 мкР/ч). Мозаичность загрязнения территории обуславливает варьирование как уровня внешнего γ -фона на участке, так и значительный разброс дозы от внутреннего облучения за счет радионуклидов, поступающих в организм с пищей, водой и при дыхании [20]. Описание участков отлова представлено в работе [12].

Полевков после отлова разделяли на следующие группы: неполовозрелые сеголетки, половозрелые сеголетки (самцы и самки), перезимовавшие животные (самцы и самки). Фазы численности полевков устанавливали, исходя из относительной численности зверьков и половозрастного состава популяции. Кровь собирали в пробирки, обра-

ботанные 5%-ным раствором цитрата натрия. Плазму от форменных элементов крови отделяли центрифугированием. Эритроциты дважды промывали физиологическим раствором. В случае малого объема крови эритроциты от нескольких особей объединяли в одну пробу. Липиды выделяли по методу Блая и Дайера в модификации Кейтса [10]. Разделение фосфолипидов (ФЛ) на отдельные фракции осуществляли методом тонкослойной хроматографии [3]. В качестве системы растворителей использовали смесь хлороформ : метанол : ледяная уксусная кислота : вода (12,5/7,5/4/1). Количественный анализ фракций ФЛ проводили спектрофотометрически при длине волны 800 нм по образованию фосфорно-молибденового комплекса в присутствии аскорбиновой кислоты. Подробное описание методики анализа состава ФЛ приведено в работе [25]. Помимо анализа количественного соотношения различных фракций ФЛ оценивали обобщенные показатели состава липидов: доля ФЛ в составе общих липидов (% ФЛ), отношение фосфатидилхолин/фосфатидилэтаноламин (ФХ/ФЭ) и соотношение сумм более легко- и более трудноокисляемых фракций ФЛ (Σ ЛОФЛ/ Σ ТОФЛ), характеризующее способность липидов к окислению [30]. Оценку содержания пероксидов в липидах проводили по разнице концентрации пероксидов в растворе липидов в метилолеате и самом метилолеате, отнесенной к 1 г липидов [31]. О способности липидов разлагать пероксиды судили на основании снижения концентрации пероксидов при добавлении липидов в предварительно окисленный метилолеат, отнесенному к 1 г липидов [14]. Содержание в липидах стерина определяли спектрофотометрически при длине волны 625 нм по методу [38]. Оптические плотности растворов измеряли на спектрофотометре Genesys 20 ("ThermoSpectromic", USA).

Статистическую обработку данных и построение диаграмм осуществляли с использованием пакетов программ Microsoft Office Excel 2007 и Statistica 6.0. Значимость различий оценивали по непараметрическому критерию Манна-Уитни. Степень зависимости между отдельными параметрами оценивали по величине коэффициента корреляции Спирмена (R_s).

Исследование состава липидов эритроцитов крови полевок-экономок, проведенное на протяжении четырехлетнего периода, показало, что характеристики параметров ПОЛ эритроцитов крови, как и других органов грызунов природных популяций [25], в значительной мере зависят от фазы популяционного цикла, в которую проводили отлов [23]. Тем не менее, при сравнительном анализе данных обнаружено, что в липидах эритроцитов крови полевок-экономок, отловленных на загрязненных радионуклидами участках, как правило, имеет место увеличение доли лизоформ ФЛ (ЛФХ), что ранее было отмечено и для липидов печени, селезенки и головного мозга полевок, отловленных на Ra-и U-Ra участках в Республике Коми в 90-е годы [26]. Рост доли лизоформ в ФЛ эритроцитов крови полевок с загрязненных радионуклидами территорий обычно сопровождается ростом относительного содержания сфингомиелина (СМ). Это вызывает увеличение соотношений ЛФХ/ФХ и СМ/ФХ в ФЛ эритроцитов крови полевок с Ra-участка

относительно аналогичных показателей у зверьков, одновременно отловленных на контрольных территориях. Необходимо отметить и высокую гетерогенность мольного соотношения [стерины]/[ФЛ] в составе липидов эритроцитов крови перезимовавших самцов с Ra-участка. Таким образом, у полевок-экономок, длительное время обитающих в неблагоприятных радиоэкологических условиях, выявлено нарушение баланса между фракциями, оказывающими наибольшее влияние на структурное состояние мембраны эритроцита, его осмотическую устойчивость и способность к деформации [24, 32, 33].

Между среднегрупповым содержанием лизоформ и СМ в ФЛ эритроцитов крови полевок, отловленных на контрольном участке в течение 4-х лет, обнаружена прямая зависимость ($R_s = 0,762$; $p < 0,05$; $n = 12$). Аналогичная зависимость выявлена и для полевок-экономок, отловленных на Ra-участке ($R_s = 0,786$; $p < 0,03$; $n = 8$). Однако коэффициент линейной регрессии соответствующей регрессионной прямой для полевок-экономок, обитавших на загрязненном участке, был значительно ниже, чем для контрольных особей. Изменение масштаба и характера взаимосвязей между среднегрупповыми величинами содержания отдельных фракций ФЛ ранее было обнаружено и для липидов печени, головного мозга и селезенки полевок-экономок, отловленных на загрязненных радионуклидами территориях [26]. Длительные периоды низкой численности полевок на U-Ra участке [12] не позволили провести анализ состава ФЛ эритроцитов крови зверьков всех возрастных групп. Тем не менее, рост доли ЛФХ и СМ обнаружен и в ФЛ эритроцитов крови полевок-экономок, отловленных в фазу пика численности на U-Ra участке.

Установлено, что соотношения ЛФХ/ФХ и СМ/ФХ являются наиболее лабильными в липидах эритроцитов крови млекопитающих, чаще всего возрастают при воздействии на организм неблагоприятных внешних факторов и при развитии патологических процессов, связанных с активацией ПОЛ [32]. Однако у грызунов из природных популяций, обитающих на радиоактивно загрязненных территориях, закономерность роста соотношений ЛФХ/СМ и СМ/ФХ была выявлена не во все годы исследований и не у всех изученных групп полевок, что, очевидно, может быть обусловлено модифицирующим действием внутривидовых факторов.

В эритроцитах крови полевок, отловленных на радиоактивно загрязненных территориях, отмечены резкие колебания в относительном содержании кардиолипина и фосфатидной кислоты (КЛ+ФК) и ФЭ, что приводит к изменению в соотношении и основных фракций ФЛ. Поскольку КЛ является преимущественно митохондриальным ФЛ, рост доли КЛ+ФК в ФЛ эритроцитов крови некоторых особей, обитающих в неблагоприятных радиоэкологических условиях, можно связать со стимуляцией кроветворения и выходом в кровяное русло незрелых эритроцитов, содержащих субклеточные мембранные структуры. Высокое содержание этих ФЛ обнаружено нами и в эритроцитах неполовозрелых особей, в периферической крови которых содержание ретикулоцитов может достигать десятков процентов [9].

Перестройки в составе ФЛ эритроцитов полевок с радиевого участка сопровождались и изменениями физико-химических характеристик липидов, в частности, степени окисленности мембранных липидов, о чем можно судить по содержанию в них пероксидов. Во всех половозрастных группах полевок, отловленных в фазу депрессии численности, концентрация пероксидов в липидах эритроцитов крови зверьков с Ra-участка превышала контрольные показатели [27].

Выявленные изменения характеристик липидов эритроцитов крови полевок-экономок, отловленных на участках с повышенным радиационным фоном, на наш взгляд, обусловлены действием радиационного фактора, что подтверждает сравнительный анализ удельной активности ^{226}Ra в золе полевок, отловленных на контрольном ($n = 53$ особи) и радиевом ($n = 21$ особь) стационарах в фазу подъема численности популяции [27]. Содержание радия в организме зверьков с Ra-участка достоверно превышало показатели у контрольных животных. При этом в ФЛ эритроцитов крови перезимовавших самцов с высоким содержанием радия в теле (удельная активность ^{226}Ra в золе $18,2 \pm 3,3 \text{ Бк} \times 10^{-2}/\text{г}$) наблюдалось снижение доли ФХ, рост относительного содержания ФЭ и анионных ФЛ, существенные изменения в соотношении ФХ/ФЭ и сумм более легко- и более трудноокисляемых фракций ФЛ по сравнению с аналогичными величинами для полевок с низким содержанием радия (удельная активность ^{226}Ra в золе $4,7 \pm 0,5 \text{ Бк} \times 10^{-2}/\text{г}$). Отмечена также тенденция к уменьшению доли ФЛ в составе общих липидов эритроцитов крови полевок при увеличении накопления радия в их теле. Статистически значимое снижение доли ФЛ в составе липидов эритроцитов крови было выявлено как у неполовозрелых полевых мышей, отловленных в зоне аварии на Чернобыльской АЭС в 2007 г. [29], так и в липидах тканей полевок-экономок с радиоактивно загрязненных участков на территории Республики Коми [26].

В липидах эритроцитов рыжих полевок, которые являются более резистентными к острому облучению, была отмечена лишь тенденция к снижению относительного содержания ФЭ и росту доли ФЛ в составе общих липидов.

Эксперименты на лабораторных животных также подтверждают, что воздействие хронического низкоинтенсивного γ -излучения способно оказать выраженное влияние как на количественные изменения в составе липидов, так и на структурное состояние липидной фазы эритроцитов крови [7, 22]. При этом наиболее существенные изменения были обнаружены в отдаленный период после прекращения облучения, что может свидетельствовать о хроническом нарушении процессов гемопоза и, по всей видимости, нарушении стабильности генома в ядродержащих клетках эритроидного ряда.

Таким образом, несмотря на то, что в естественной среде обитания животных смена фаз популяционного цикла, сопровождающаяся изменениями физиологического состояния зверьков, а также пол и возраст животных оказывают существенное влияние на степень выраженности радиационно-индуцированных изменений, в ФЛ эритроцитов крови грызунов, испытывающих хроническое воздей-

ствие внешнего γ -излучения в малых дозах и внутреннего излучения от инкорпорированных радионуклидов, наблюдаются существенные изменения характеристик липидов, оказывающих влияние на структурное состояние мембран эритроцитов. Компенсаторные изменения в липидах эритроцитов направлены на поддержание жидкокристаллической структуры липидного бислоя, барьерных свойств и проницаемости мембраны. В связи с неодинаковой чувствительностью параметров физико-химической системы регуляции ПОЛ к действию радиации и способностью их к восстановлению, масштаб и характер взаимосвязей между тесно скоординированными в норме показателями может существенно различаться не только в зависимости от природы и интенсивности внешнего фактора, но и от исходного физиологического состояния биообъекта.

Литература

1. Аристархова С.А., Бурлакова Е.Б., Гвахария В.О. и др. // ДАН СССР, 1976. – Т.228. – №1. – С.215–218.
2. Баджиян С.А., Казарян П.А., Акаев С.Э., Саарян А.В. // Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. – Т.35. – Вып.3. – С.364–369.
3. Биологические мембраны. Методы / под ред. Дж.Б. Финдлея, У.Г. Эванса. – М.: Мир, 1990. – 424 с.
4. Бурлакова Е.Б. // Вестник РАН, 1994. – Т.64. – №5. – С.425–431.
5. Бурлакова Е.Б., Алесенко А.В., Молочкина Е.М., Пальмина Н.П., Храпова Н.Г. Биоантиоксиданты в лучевом поражении и злокачественном росте. – М.: Наука, 1975. – 214 с.
6. Владимиров Ю.А., Арчаков А.И. Перекисное окисление липидов в биологических мембранах. – М.: Наука, 1972. – 252 с.
7. Загорская Н.Г., Кудяшева А.Г., Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2007. – Т.47. – №4. – С.493–500.
8. Зима Г.В., Древал В.И. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2000. – Т.40. – №3. – С.261–265.
9. Казеннов А.М., Катюхин А.Н., Маслова М.Н., Барвitenко Н.Н., Рустамов Ф.А., Тавровская Т.В. // Журн. эволюц. биохимии и физиологии, 2001. – Т.97. – С.154–156.
10. Кейтс М. Техника липидологии. – М.: Мир, 1975. – 322 с.
11. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Загорская Н.Г., Таскаев А.И. Биохимические механизмы радиационного поражения природных популяций мышевидных грызунов. – СПб.: Наука, 1997. – 156 с.
12. Кудяшева А.Г., Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г., Башлыкова Л.А., Загорская Н.Г. Биологические эффекты радиоактивного загрязнения в популяциях мышевидных грызунов. – Екатеринбург: УрО РАН, 2004. – 214 с.
13. Маслов В.И., Маслова К.И. // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. – М.: Наука, 1972. – С.161–172.
14. Меньшов В.А., Шишкина Л.Н., Кишковский З.Н. // Прикл. биохимия и микробиология, 1994. – Т.30. – С.441–453.
15. Мирзоев Э.Б., Кобыляко В.О., Коноплева И.В. и др. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2002. – Т.42. – №3. – С.274–278.
16. Петин В.Г., Жураковская Г.П., Пантюхина А.Г., Рассохина А.В. // Радиационная биология. Радиоэкология, 1999. – Т.39. – №1. – С.113–126.
17. Полякова Н.В., Шишкина Л.Н. // Радиационная биология. Радиоэкология, 1995. – Т.35. – Вып.2. – С.181–188.
18. Соколов В.Е., Кривоулицкий Д.А., Усачев В.Л. Дикие животные в глобальном радиоэкологическом мониторинге. – М.: Наука, 1989. – 150 с.
19. Тарусов Б.Н. Основы биологического действия радиоактивных излучений. – М.: Медгиз, 1954. – 140 с.
20. Тестов Б.В., Моисеев А.А. // Вопросы радиоэкологии наземных биогеоценозов. – Сыктывкар, 1974. – С.65–73.
21. Харуэлл М., Хатчинсон Т. (при участии Кроппера-мл. У., Харуэлл К., Гровера Т.). Последствия ядерной войны: Воздействие на экологию и сельское хозяйство. – М.: Мир, 1988. – 551 с.
22. Шевченко О. Г., Шишкина Л.Н. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2012. – Т.52. – №5. – С.487–495.
23. Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н. // Журн. эволюц. биохимии и физиологии, 2010. – Т.46. – №1. – С.37–44.
24. Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н. // Технологии живых систем, 2009. – Т.6. – №8. – С.21–32.
25. Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г. // Журн. эволюц. биохимии и физиологии, 2002. – Т.38. – С.131–135.
26. Шевченко О.Г., Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г. // Журн. эволюц. биохимии и физиологии, 2006. – Т.42. – С.218–224.
27. Шевченко О.Г., Шуктомова И.И., Шишкина Л.Н. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2011. – Т.51. – №5. – С.624–632.
28. Шишкина Л.Н. Особенности функционирования физико-химической системы регуляции перекисного окисления липидов в биологических объектах разной степени сложности в норме и при действии повреждающих факторов: Автореф. дисс. ... докт. хим. наук. – Москва, 2003. – 45 с.
29. Шишкина Л.Н., Кудяшева А.Г., Загорская Н.Г., Шевченко О.Г., Таскаев А.И. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2011. – Т.51. – №1. – С.185–200.
30. Шишкина Л.Н., Кушнирева Е.В., Смотряева М.А. // Радиационная биология. Радиоэкология, 2004. – Т.44. – №3. – С.289–295.
31. Шишкина Л.Н., Хрустова Н.В. // Биофизика, 2006. – Т.51. – С.340–346.
32. Шишкина Л.Н., Шевченко О.Г. // Успехи совр. биологии, 2010. – Т.1340. – №6. – С.587–602.
33. Cantin B., Brun L.-D. Gagné C., Ven Murthy M.R., Lupien P.-J. and Julien P. // Biochim. Biophys. Acta., 1992. – V.1139. – №1–2. – P.25–31.
34. Clemens M.R., Waller, H.D. // Chem. Phys. Lipids., 1987. – V.45. – P.251–268.
35. Kolomyitseva I.K., Slozhenikina L.V., Fialkovskaya L.A., Kulagina T.P., Markevich L.N., Potekhina N.I. // J. Biol. Phys., 1999. – V.25. – P.325–338.
36. Kudyasheva A.G., Shishkina L.N., Zagorskaya N.G., Taskaev A.I.

- // 20 Years after the Chernobyl accident: past, present and future / Eds. E. Burlakova, V. Naidich. New York: Nova Science Publishers, 2006. – P.303–329.
37. Petkau A., Chelack W.S. // Biochim. Biophys. Acta, 1976. – Vol.433. – №3. – P.445–456.
38. Sperry W., Webb M. // J. Biol. Chem., 1950. – V.197. – №1. – P.97–106.
39. Stark G. // Biochim. Biophys. Acta., 1991. – V.1071. – P.103–122.
40. Wolter U., Konings A.W.T. // Int. Radiat. Biol., 1984. – V.45. – №6. – P.657–658.

ИЗУЧЕНИЕ ВЛИЯНИЯ НИЗКОУРОВНЕВЫХ ХРАНИЛИЩ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ОАО «АЭХК» НА ПРИЛЕГАЮЩИЕ ЛАНДШАФТЫ

О.В. Шемелина, А.Е. Богуславский

Институт геологии и минералогии СО РАН, Новосибирск, Россия, shem@igm.nsc.ru

STUDYING OF INFLUENCE OF LOW-LEVEL LIQUID RADIOACTIVE WASTE STORAGE OF AECC ON ADJACENT LANDSCAPES

O.V. Shemelina, A.E. Boguslavskiy

V.S. Sobolev Institute of geology and mineralogy SB of RAS

Abstract. Carried out researches of influence of AECC radioactive waste storages on adjacent landscapes are generalized. Assessment of uranium concentration is given in the sludges, containing soils and underground waters. Sorption capacity of containing soils was estimated, and also forms of uranium finding in soils were defined. The work on an assessment of organo-mineral sorbents for the possible organization of additional barriers in a way of pollutant distribution is conducted now.

С накоплением радиоактивных отходов все больше возрастает актуальность их захоронения. Законодательством РФ и корпорацией Росатом разработаны постановление о классификации отходов [3] и проект постановления «о порядке и сроках проведения первичной регистрации РАО» [4]. Это означает, что отходы на каждой конкретной площадке хранения должны быть оценены и после этого принято решение об их захоронении на месте или извлечении и перезахоронении.

Объектом исследования является шламовое поле ОАО «АЭХК». Ангарский электролизный химический комбинат является одним из крупнейших Российских центров по производству обогащенного урана. В состав комбината входят два взаимосвязанных производства: сублиматное (производство фтора; безводного фтористого водорода и перевод урана в форму гексафторида урана (ГФУ)) и разделительное (разделение изотопов урана в газовых центрифугах и увеличение концентрации изотопа U^{235}). На сегодняшний день, исходя из экономической конъюнктуры производством Росатома принято решение о полной остановке сублиматного производства на комбинате к 2016 году.

Шламовое поле на территории комбината представляет собой специальную накопительную площадку, на которой расположены сооружения для хранения радиоактивных отходов. Твердые радиоактивные отходы (ТРО) размещены в комплексе, состоящем из 9 подземных хранилищ различных геометрических форм и размеров. Жидкие радиоактивные отходы (ЖРО) сливаются в шламохранилище, представляющее систему из 6 карт и пульпопровода. Карты – наземные открытые емкости прямоугольной формы размерами 100×70 м и объемом $17\,000\text{ м}^3$ (соор. I–IV) и $18\,000\text{ м}^3$ (соор. V–VI). Борта и днища карт с целью гидроизоляции покрыты слоем асфальтобетона. Карты I и II за-

полнены до проектных уровней (мощность слоя илов около 2,5 м) и рекультивированы. Емкость III находится в стадии консервации, емкости IV–VI являются действующими.

Жидкие радиоактивные отходы представляют собой пульпу, образующуюся при нейтрализации известковым «молоком» кислых стоков – результатов переработки урансодержащих продуктов сублиматного производства. При отстаивании пульпы происходит её разделение на илы и высокоминерализованные растворы. Средняя концентрация урана в илах составляет 240 г/т. Основные минеральные фазы твердого осадка – флюорит низкой степени кристалличности, в меньшем количестве содержится гипс, брусит, кальцит, кварц, параалюмогидрокальцит ($\text{CaAl}_2(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), эттрингит ($\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12} \cdot 26\text{H}_2\text{O}$), амфибол (рентгено-структурный анализ). Встречаются отдельные выделения карбонатов уранила. Несмотря на то что основная масса урана находится в форме моно- и полиуранатов кальция слабо-растворимых в воде, достаточная часть урана (16,6 %) находится в водорастворимой и обменной формах [2].

Несмотря на гидроизоляцию стенок и дна шламохранилищ высокоминерализованные растворы просачиваются во вмещающие грунты. В результате воздействия хранилищ ЖРО резко меняются характеристики грунтовых вод от фоновых слабо восстановительных и нейтральных (Eh 160–196 мВ, pH 6,53–7,57) до окислительных и щелочных (Eh 478 мВ, pH 9,90). В непосредственной близости от шламохранилищ обнаружены воды с высокой щелочностью, они имеют и более высокую минерализацию до 5–9 г/л в сравнении с фоновыми образцами (0,08–0,13 г/л). При этом растворы непосредственно в шламохранилищах (сооружения I–VI) по химическому составу являются щелочными многокомпонентными с pH 9,55–10,25, минерализацией более 5 мг/л, иногда достигающей значений 30

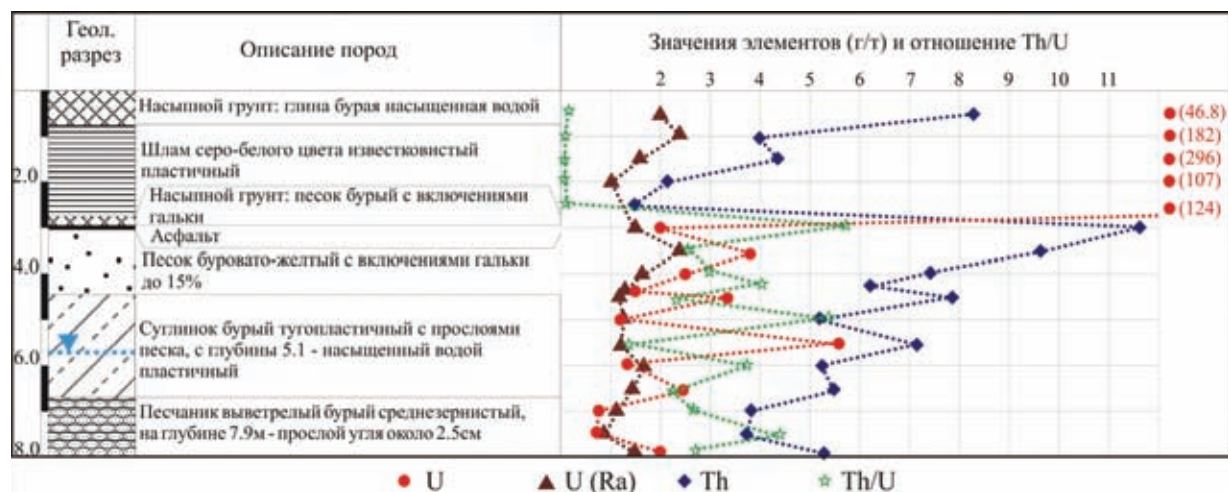


Рис. 1. Распределение радионуклидов по разрезу скважины, пройденной через хранилище РАО

мг/л. Содержание урана в водах 0,0001–0,0034 мг/л [1]. Далее загрязнение распространяется с потоком подземных вод. Концентрации загрязняющих элементов постепенно уменьшаются под действием разбавления и сорбции катионов на грунтах.

В результате вокруг шламового поля в грунтах формируются техногенные геохимические аномалии, как непосредственно под картами, так и по направлению движения загрязненных грунтовых вод.

Фоновое содержание урана в грунтах исследуемой площадки изменяется в интервалах 0,5–1 г/т в песках и 1–2 г/т в супесях и суглинках. При бурении в геологическом разрезе участка на глубине первых метров встречены линзы и прослои углистого вещества юрского возраста, содержащие существенно более высокие концентрации урана (до 31,5 г/т). Эти повышенные концентрации имеют явно природное происхождение, так как отмечены на участках выше по потоку от шламового поля.

Максимальные концентрации урана техногенной природы установлены под картами ЖРО и составляют от 5,6 до 11,0 г/т. Далее по потоку концентрации урана постепенно уменьшаются. В скважине, расположенной в ~100 м от карты, концентрация урана доходит до 6 г/т. Концентрации урана на границе карты составляют: в песках – 1,1 г/т, в суглинках и супесях – 2,9 г/т, в песчаниках – 1,8 г/т. Максимальные значения урана в суглинках достигают 3,8 и 3,9 г/т. Причина относительно невысокого накопления урана в грунтах – их преимущественно песчаный состав с подчиненным количеством глинистых частиц. Доля пелитовой фракции в песчаных отложениях находится на уровне 13–28 %. Максимальная ёмкость поглощения урана, по экспериментальным данным составила 10 г/т [5] (рис. 1).

Для определения устойчивости формирующихся аномалий определялись формы нахождения урана в грунтах. Методом ступенчатого выщелачивания выделялись следующие формы: 1) водорастворимая, 2) карбонатная, 3) остальные формы, которые принимались нами как устойчивые. Установлены следующие значения: в суглинках уран в водорастворимой форме составляет 50–51 %, в

карбонатной – 7,8–8,5 %, на долю остальных (устойчивых) форм приходится 41–42 %. Отдельно анализировалась пелитовая фракция супеси. Здесь соотношение несколько меняется: водорастворимые формы составляют 51–54 %, карбонатные – 26–27 %, остальные – 20–21 % [5]. Как видно, в отмеченных аномалиях только половина техногенного урана находится в неподвижном состоянии. Остальной уран (водорастворимая форма) способен выноситься грунтовыми водами при существующих физико-химических условиях, а при изменении этих условий будет также выноситься и уран, находящийся в карбонатной форме.

В настоящее время карты ЖРО выводятся из эксплуатации и возникает вопрос о захоронении РАО in situ или же неизбежно извлечение отходов. Как уже отмечалось, на сегодняшний день полностью законсервированы и рекультивированы две карты из шести. Третья карта готовится к рекультивации. Мощность слоя илов в этих картах составляет около 2 м. Перекрывающий экран состоит из нескольких слоев: слой местного грунта (0,5–1,5 м), заполняющий пустоты; гидроизолирующий глиняный «замок» (0,5 м) из глин Трошковского месторождения. Гидроизолирующий слой согласно проекта выходит за габариты шламоотстойников на около 2 м. Над поверхностью гидроизолирующего слоя формируется слой рекультивации толщиной 0,5 метра, необходимый для развития корневой системы трав. Дно карт и внутренние откосы имеют гидроизоляцию в виде асфальто-бетонного экрана толщиной 0,08 м по гравийно-песчаной подсыпке толщиной 0,12 м, перекрытой слоем грунта 0,3–1,0 м [2].

Данный способ консервации предотвращает попадание в карты атмосферных осадков сверху, а также препятствует ветровому развеванию шламов. Однако с бортов и днища карты РАО отделяются только слоем асфальтобетона. Инженерная защита сооружений уже сейчас не является абсолютной от проникновения высокоминерализованных вод в грунты, а со временем её изолирующие характеристики будут только ухудшаться. Время жизни бетона определяется приблизительно в 300 лет. По прошествии этого времени инженерный барьер и вовсе перестанет действо-

вать. К тому же, рассматриваемый объект находится в хорошо проницаемых грунтах со слабым поглощающим комплексом и в случае подтопления хранилищ подвижная часть урана будет беспрепятственно выноситься за пределы шламового поля.

Для надежной консервации отложений карт, необходима модернизация системы хранения РАО. Один из вариантов такой модернизации это выстраивание системы геохимических барьеров на пути миграции загрязненных вод. Пример такого барьера мы видим непосредственно

на изучаемой площадке – комплексный сорбционно-восстановительный барьер на углистом веществе, на котором происходит концентрирование урана. В настоящий момент проводятся эксперименты по изучению сорбционной ёмкости ряда органо-минеральных сорбентов для возможной организации дополнительных барьеров на пути распространения загрязнений.

Исследования поддержаны грантом РФФИ № 13-05-00032.

Литература

1. Богуславский А.Е., Гаськова О.Л., Шемелина О.В. Миграция урана в грунтовых водах района шламохранилищ Ангарского электролизного химического комбината. // Химия в интересах устойчивого развития, 2012. – №20. – С.515–529.
2. Инженерно-экологическое обследование площадки размещения сооружения 310: Отчет о НИР/ИГМ СО РАН. – Новосибирск, 2011. – С.170.
3. Постановление Правительства РФ от 19 октября 2012 г. N1069 «О критериях отнесения твердых, жидких и газообразных отходов к радиоактивным отходам, критериях отнесения радиоактивных отходов к особым радиоактивным отходам и к удаляемым радиоактивным отходам и критериях классификации удаляемых радиоактивных отходов».
4. Проект постановления Правительства Российской Федерации «О порядке и сроках проведения первичной регистрации радиоактивных отходов, образовавшихся до дня вступления в силу Федерального закона от 11.07.2011 №190-ФЗ «Об обращении с радиоактивными отходами и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации», установлении мест их размещения и об утверждении формы акта первичной регистрации таких радиоактивных отходов».
5. Шемелина О.В., Богуславский А.Е., Юркевич Н.В. Определение иммобилизационных характеристик грунтов в районе воздействия предприятий топливно-ядерного цикла на примере шламоотстойников ОАО АЭХК. // Материалы VII Международной научно-практической конференции «Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде». – Казахстан, 2012. – Т.1. – С.373–380.

ПЛУТОНИЙ В ЛАНДШАФТАХ НЕКОТОРЫХ РЕГИОНОВ СИБИРИ

Б.Л. Щербов, М.С. Мельгунов, И.В. Макарова, В.В. Будашкина

Институт геологии и минералогии СО РАН. Новосибирск, Россия

Аннотация. В почвенном покрове различных регионов Сибири изучена активность изотопов плутония. Активность плутония по площади распределена крайне неравномерно. Об этом свидетельствует широкий разброс усредненных содержаний Pu между районами и внутри каждой районной выборки. Отмечено необычное для ядерных испытаний соотношение Pu-238/Pu-239, 240. Современное перераспределение плутония в ландшафтах Сибири связано главным образом с лесными пожарами.

PLUTONIUM IN SOME LANDSCAPES OF THE REGIONS OF SIBERIA

B.L. Shcherbov, M.S. Melgunov, I.V. Makarova, V.V. Budashckina

Institute of geology and mineralogy SB RAS, boris@igm.nsc.ru

Abstract. In the soil cover of different regions of Siberia the activity of plutonium isotopes was studied. The activity of plutonium throughout the area is distributed very unevenly. This shows a wide variation of the average content of Pu between the regions and within each district. The unusual for nuclear testing the ratio of Pu-238/239, Pu-240 was noted. So, modern redistribution of plutonium in landscapes of Siberia is mainly related to forest fires.

1940 год явился годом рождения ранее неизвестного на Земле элемента, идентифицированного 94 номером периодической системы Д.И. Менделеева. Это был плутоний-238. В природе плутоний встречается с урановыми рудами при отношении Pu/U около $n \times 10^{-12}$ и его общее количество в земной коре не превышает нескольких десятков килограмм [8]. Следует полагать, что в настоящее время всеми странами мира произведено не менее 300 тонн только оружейного плутония, если на 1994 год экспертные

оценки составляли 260 тонн [10]. Закрытость темы, в той или иной мере соблюдаемая всеми странами, до сих пор не позволяет назвать точную цифру.

Источниками плутония в ландшафтах Сибири служили ядерные взрывы на Семипалатинском и Новоземельском полигонах, так называемые «мирные» взрывы, а также деятельность Красноярского ГХК, Томский СХК, и «Челябинска-40», (или ПО «Маяк»). Радиоактивный след от взрыва на ПО «Маяк» в 1957 году покрыл значительную

часть Тюменской области. Все подземные взрывы СССР проводились в народнохозяйственных, военных и технологических целях. Часть взрывов заканчивалась аварийными выбросами радионуклидов на земную поверхность. Например, превышение глобального уровня по $^{239+240}\text{Pu}$ в районе взрыва с условным названием «Кратон-3» в Якутии составило в среднем 175 раз. Источниками плутония могут служить различные аварии на космических аппаратах и морских судах, а аэрозольные частицы, содержащие плутоний, могут месяцами и даже годами находиться в атмосфере [10]. Из всех долгоживущих искусственных радионуклидов плутоний в силу своего огромного периода полураспада (24 тыс. лет) будет самое продолжительное время существовать в почвенно-растительном покрове земли.

В течение почти 20 лет экогеохимических исследований лаборатории 216 ИГМ СО РАН коллективом собран обширный материал по тяжелым металлам и искусственным радионуклидам в различных регионах Сибири (Новосибирская, Томская, Кемеровская, Иркутская и Читинская области, Ямало-Ненецкий АО, республики Саха (Якутия), Тыва и Бурятия). Во всех без исключения компонентах биогеоценоза (почвы, донные отложения озер, торфяные залежи, лесные подстилки, мхи, лишайники, кустарники, кора и хвоя деревьев) определена удельная активность ^{137}Cs , в меньшей степени – ^{90}Sr и еще в меньшей – $^{238,239+240}\text{Pu}$. Большая часть работ проводилась по временным программам или договорам, поэтому количественные соотношения анализов на искусственные радионуклиды определялись их ценовыми параметрами. В связи с этим количество анализов на плутоний ограничено, и какие-либо обобщения возможны только по лесным подстилкам и почвам.

Активность изотопов ^{238}Pu и $^{239,240}\text{Pu}$ в отобранных пробах измерена α -спектрометрическим методом на α -спектрометре 7 184 фирмы EURISYS MEASURES. В анализе использовалось радиохимическое выделение по опу-

бликованной методике [9]. Для регистрации α -излучения использовались высокоразрешающие кремниевые детекторы типа PLUS 300-15 с разрешением 15 кэВ и низкофоновый детектор ULB-450 (17 кэВ). Контроль осуществлялся применением стандартного раствора плутония-242 №4734. Чувствительность определения изотопов плутония составляет 0,05 Бк/кг для 20-граммовой навески.

Как видно из аналитических данных (табл. 1), активность плутония в почвенном покрове Сибири распределена крайне неравномерно, о чем свидетельствует не только широкий разброс содержаний в каждой районной выборке, но и усредненные значения, разница которых составляет 7,8 раз. Примером может служить Алтайский край. Здесь средний уровень активности плутония в верхнем 5-сантиметровом интервале колеблется от 0,37 до 1,98 Бк/кг сухого вещества, причем эти цифры никак не зависят от расположения участков обследования относительно Семипалатинского ядерного полигона. Например, поселки Новогорьевск и Ракиты находятся практически на одинаковом расстоянии и направлении от полигона, а почвенный покров их по загрязнению плутонием различается почти в пять раз. Несомненно, отмеченные различия обусловлены общеизвестным неравномерным выпадением осадков при прохождении радиоактивных облаков. Что касается широкого разброса активности плутония в пределах одного района следует отметить экспериментальные наблюдения, показавшие, что на расположенных в 1 метре друг от друга ловушках масса отложенного аэрозоля может различаться на порядок [4].

Весьма интересным представляется встречаемое иногда соотношение $^{238}\text{Pu}/^{239+240}\text{Pu}$ с величиной, близкой или превышающей 1, что не характерно для выпадений от взрывов на ядерных полигонах, но отмечается при авариях на различных энергетических установках, (например, на АЭС, космических аппаратах, небольших размеров

Таблица 1. Удельная активность изотопов плутония в различных районах Сибири

Район	$^{239+240}\text{Pu}$	^{238}Pu	$^{238/239+240}\text{Pu}$	n
Алтайский край, Новосибирская область				
р-н п. Волчиха	0,37 (0,04–0,67)	0,026 (0,02–0,09)	0,07 (0,4–0,5)	11
р-н п. Ракиты	0,4 (0,16–0,63)	0,029 (0,02–0,6)	0,73 (0,048–0,013)	12
р-н п. Н-Егорьевск	1,98 (0,3–5,46)	0,21 (0,06–0,38)	0,106 (0,045–0,3)	19
р-н п. Вознесенка	1,40 (1,03–2,29)	0,25 (0,14–0,80)	0,179 (0,083–0,67)	11
Лишайники	0,042 (0,01–0,098)	0,002 (0,001–0,004)	0,053 (0,034–0,1)	11
Ямало-Ненецкий АО				
Пуровский р-н	0,26 (0,06–0,8)	0,43 (0,06–1,73)	1,31 (0,26–4,4)	15
Лишайники	0,33 (0,02–1,19)	0,108 (0,04–0,28)	0,369 (0,02–0,93)	7
Центральные улусы Республики Саха (Якутия)				
Почвы	1,70 (0,80–3,96)	0,98 (0,41–1,37)	0,82 (0,24–1,23)	7
Лишайники	0,98 (0,52–1,51)	0,66 (0,12–1,02)	0,61 (0,23–0,92)	3
Мхи	0,61 (0,2–1,12)	0,39 (0,04–0,74)	0,43 (0,2–0,66)	2
Бывший Агинский Бурятский АО				
Почвы	2,02 (0,23–7,55)	2,14 (0,03–7,82)	1,06 (0,07–2,71)	20

Примечание: в первой графе, где не отмечен компонент биогеоценоза – почвы (в большинстве случаев – лесные подстилки). В скобках – разброс значений: n – количество проб.



Рис. 1. Траектория переноса воздушных масс от места взрыва 16.04.1974 г на Семипалатинском полигоне: круги – приземная; квадраты – на высоте 1,5 км [7]

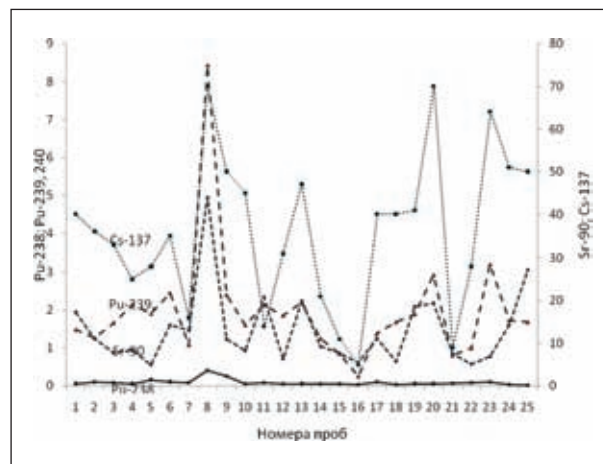


Рис. 2. Распределение радиоактивных изотопов в пробах почвы на юге Алтайского края

плутониевых реакторах и т.д.). Такое необычное соотношение различных изотопов плутония отмечается во всех регионах, исключая Алтайский край и Новосибирскую область – территории наиболее близко прилегающие к Семипалатинскому ядерному полигону. В бывшем Агинском Бурятском АО высокие значения плутония-238 встречены в 12 из 22 образцов, в Якутии – почти во всех пробах почв и часто – в лишайниках и мхах, одако по этому региону очень мало данных.

Таким образом, восточные и северные районы по загрязнению плутонием существенно отличаются от юга Западной Сибири соотношением его изотопов. Как нам представляется это явление можно отнести к следующим обстоятельствам. Исследованиями в районе подземного ядерного взрыва «Кратон-3» в Якутии показано, что в водах р. Мархи вблизи объекта активность плутония-238 в 30 раз выше активности плутония-238+239 [1]. Однако примеры подобных взрывов в Красноярском крае (низкое значение активности Pu-238 на всех объектах) свидетельствуют об исключительности «мархинской» аварии [6]. С другой стороны, основное количество из 500 подземных ядерных взрывов, проведенных в СССР, располагалось или в Сибири, или в непосредственной близости от нее – на Семипалатинском или Новоземельском испытательных полигонах [3]. Многие из этих взрывов заканчивались авариями

с выходом радионуклидов на земную поверхность. Как правило, движение радиоактивных облаков от подземных взрывов имеет причудливую форму и протяженность в тысячи км (рис. 1). Нельзя сбрасывать со счетов и бесхозяйственность при использовании атомных батарей медицинского назначения, источников света для маяков, бакенов, створных знаков и других компактных ядерных установок с термоэмиссионными преобразователями. Вполне реально предположить плутониевое загрязнение от разрушения таких устройств и отмеченных выше атомных взрывов в различных местах Сибири: подземные взрывы проводились в разнообразных целях и имели различные заряды.

Наиболее емкими и надежными компонентами биогеоценоза в качестве геохимического барьера на путях миграции искусственных радионуклидов в ландшафтах служат целинные почвы, донные отложения бессточных озер и лесные подстилки. И те, и другие изобилуют в Сибири, в тех, и в других отчетливо проявляется мысль В.И. Вернадского о том, что «между косным и живым веществом есть непрерывная, никогда не прекращающаяся связь, которая может быть выражена как непрерывный биогенный ток атомов из живого вещества в косное и обратно» [2, с. 15]. В экогеохимических исследованиях нашей лаборатории одно из приоритетных мест в количественном отношении занимают лесные подстилки.

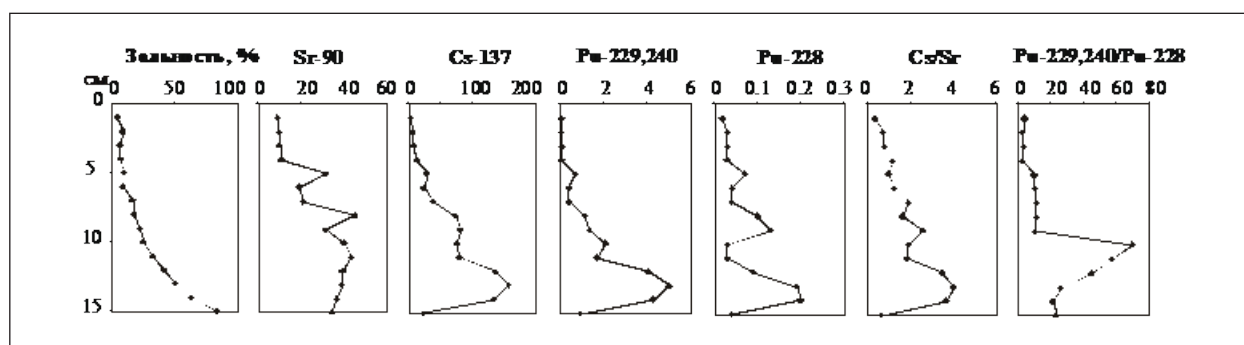


Рис. 3. Пример типичного распределения радиоизотопов (Бк/кг) в профиле лесной подстилки на фоновых территориях

Таблица 2. Поведение радионуклидов при лесных пожарах разного типа

Район, регион	Год пожара	Год отбора	Тип пожара	⁹⁰ Sr	¹³⁷ Cs	^{239,240} Pu
п. Н-егорьевск(1)	1998	2000	Верховой	–50	–40,6	+5,2
п. Волчиха (1)	1998	2000	Верховой повальный*	–33,3	–60,2	–15,3
п. Вознесенка (1)	2004	2004	Низовой беглый	+39,5	+39,3	+4
п. Николаевка (1)	2010	2011	Верховой повальный*	–42,2	–56,2	–56,2
п. Иля (2)	2004	2004	Верховой повальный	–32	–49	–5,2
п. Ара-Иля (2)	2001	2004	Верховой	–40,3	–48,9	–12,3
						–56,2

Примечание: в скобках – символы регионов: 1 – Алтайский край и Новосибирская обл., 2 – Агинский Бурятский АО; * – рекультивированные пожарища.

На рис. 2 показаны удельные активности изотопов цезия, стронция и плутония в подстилке, отобранной в самой южной части ленточных боров Обь-Иртышского междуречья, т.е. в наиболее близком к Семипалатинскому полигону районе. Схожесть характера распределения изотопов в пробах показывает, что в большинстве случаев ядерные устройства имели одинаковый характер. Несовпадение графиков, по-видимому, обязано каким-либо ошибкам в технологической цепи «пробоотбор → хранение → пробоподготовка → анализ». По крайней мере, эти данные могут свидетельствовать об отсутствии осадков с доминантой плутония-238.

Несомненно, через достаточно короткий промежуток времени радиостронций и радиоцезий прекратят свое существование в ландшафтах Сибири, но плутоний будет существовать в перечисленных компонентах еще тысячи лет. Только эрозия и поверхностные воды будут постепенно способствовать его миграции. Однако, эрозия в лесах и целинных почвах – фактор эфемерный в силу протекторных свойств дернового слоя. Относительно гидрологических причин следует отметить миграционное геохимическое родство плутония и радиоцезия, о чем свидетельствует, например, практически полное совпадение характера их вертикального распределения в лесных подстилках (рис. 3), а цезий-137 слабо подвижен в почвах [5]. Но есть один фактор, вызывающий активное перераспределение плутония в ландшафтах Сибири: речь идет о лесных пожарах.

Как показано нами при изучении поведения элементов при лесном пожаре, некоторые из них с различной степенью активности вовлекаются в воздушную миграцию [11]. Из приведенных в таблице 2 примеров видно, что среди долгоживущих искусственных радионуклидов плутоний имеет самые низкие показатели эмиссии. Анализ факторов, контролирующих поведение элементов при лесных пожарах, показал, что немаловажную роль в миграции некоторых тяжелых металлов и искусственных радионуклидов играет температура кипения (а значит и испарения) самих элементов: чем она ниже, тем выше эмиссия [12]. При слабых пожарах искусственные радионуклиды, как и многие другие элементы, не выносятся из пожарищ, а просто

перераспределяются по горелой площади. В большинстве случаев какая-то часть тяжелых металлов и искусственных радионуклидов оседает вблизи пожарища на подветренной его стороне. Плутоний в этом смысле от других элементов не отличается. По-видимому, это обстоятельство обусловило его необычное распределение в почвенном разрезе, отобранном на подветренной стороне одного из пожарищ в бывшем Агинском Бурятском АО. Здесь активность плутония равномерно снижалась сверху вниз через каждые 5 см отбора проб по схеме (Бк/кг): 0,98 → 0,59 → 0,18 → 0,18 → 0,04 → 0,04 → 0,03.

В постпирогенный период продолжается перераспределение элементов по площади гари. Так, на одном из пожарищ в ленточных борах Алтайского края средняя удельная активность плутония в горелых почвах составила 2,02 Бк/кг, а в золе, скопившейся на пониженном участке – 8,43 Бк/кг. Естественно, пожарища лишаются защитного слоя, что ведет к повышению эрозионных свойств почв.

Лесные пожары последних лет (2010–2012 гг.) в Западной Сибири, Красноярском крае и некоторых других районах характеризовались как своими масштабами, так и силой огня. Например, по данным дистанционного зондирования Института леса СО РАН, летом 2012 г в Красноярском крае выгорело около миллиона га леса (устное сообщение сотрудницы ИЛД СО РАН доктора наук Г.А. Ивановой). Дымовой шлейф простирался до границ Алтайского края с Республикой Казахстан (есть основание полагать, что и дальше). Следует думать, что эти площади послужат золотому переносу мелкозема, в составе которого будут искусственные радионуклиды, в том числе и плутоний. Его не будет много, но через дыхательные пути он может попасть в организм человека. А много человеческому организму его и не надо.

Авторы благодарят сотрудников лаборатории №216 ИГМ СО РАН И.С. Журкову, Л.Д. Иванову, В.Н. Ильину, Н.В. Ищук, И.С. Кириченко, Е.В. Лазареву, Г.С. Лудину, Л.П. Мичурину, А.С. Степина, В.Д. Страховенко, В.А. Ходько и Н.И. Чернакову за участие в экспедиционных исследованиях, выполнение аналитических работ и помощь в оформлении рукописи.

Литература

1. Артамонова С.Ю. Радиоэкологическая обстановка в районе проведения мирного подземного ядерного взрыва «Кратон-3» в 1978 году (северо-западная Якутия) // Химия в интересах устойчивого развития, 2012. – №20. – С.143–155.

тон-3» в 1978 году (северо-западная Якутия) // Химия в интересах устойчивого развития, 2012. – №20. – С.143–155.

2. В.И. Вернадский. *Размышления натуралиста. Научная мысль как планетарное явление. Книга вторая.* – М.: Наука, 1997. – 192 с.
3. Дубасов Ю.В., Касаткин В.В., Кедровский О.Л., Матущенко А.М., Цырклов Г.А., Мясников К.В., Самойлов Е.В., Филонов Н.П., Харитонов К.В. *Подземные взрывы ядерных устройств в промышленных целях на территории СССР в 1965–1988 гг.: хронология и радиационные последствия* // Бюлл. ЦОИ по атомной энергии, 1994. – №1. – С.18–29.
4. Дунский В.Ф., Евсеев С.А. *Флуктуация отложений аэрозоля* // Изв. АН СССР, сер. Физика атмосферы и океана, 1965. – Т.1. – №5. – С.501–508.
5. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. *Микроэлементы в почвах и растениях.* – М.: Мир. 1989. – 49 с.
6. Кудагелдинов А.А., Рихванов Л.П., Замятина Ю.Л., Иванов А.Ю. *Современная оценка радиационного состояния окружающей среды на участках проведения подземных ядерных взрывов в Красноярском крае* // 287–292.
7. Махонько К.П., Павлова Л.Н. *Радиоактивные продукты в атмосфере от подземных ядерных взрывов на полигонах СССР* // Бюлл. Центра общественной информации по атомной энергии. 1997. – №9. – С.15–24.
8. Несмеянов А.Н. *Радиохимия.* – М.: Химия, 1978. – 560 с.
9. Павлоцкая Ф.И., 1997. *Основные принципы радиохимического анализа объектов природной среды и методы определения радионуклидов стронция и трансурановых элементов.* Журн. аналит. химии, 52. – №2. – С.126–143.
10. *Плутоний в России. Экология, экономика, политика.* – М.: ЦЭПР. 1994. – 144 с.
11. Щербов Б.Л., Лазарева Е.В. *Масштабы эмиссии тяжелых металлов и искусственных радионуклидов при лесных пожарах в Сибири* // Проблемы биогеохимии и геохимической экологии, 2010. – №1(12). – С.57–65.
12. Scherbov B.L., Lazareva E.V. *Migration Factors of Radionuclides and Heavy Metals during Forest Fires in Siberia* // *Advances in Environ. Res.* 2010. – Vol. 4. – P.99–120.

НЕАДЕКВАТНОСТЬ ОФИЦИАЛЬНОЙ КОНЦЕПЦИИ РАДИАЦИОННОЙ ЗАЩИТЫ В ОБЛАСТИ ВЛИЯНИЯ МАЛЫХ ДОЗ

А.В. Яблоков

Российская академия наук, yablokov@ecopolicy.ru

Радиоактивное загрязнение – одно из самых опасных антропогенных изменений биосферы. Оно началось в больших масштабах в результате создания и испытания атомного оружия в 50-е годы XX в., и, охватив все Северное полушарие, возросло настолько, что естественный радиационный фон местами превышался многократно. В 1963 г. из-за катастрофических последствий для здоровья населения этого загрязнения пришлось заключать договор о прекращении ядерных взрывов в атмосфере.

Начиная с 60-х гг. стало расти радиоактивное загрязнение, связанное с развитием медицинского использования ионизирующего излучения и атомной энергетики. Уровень антропогенного радиационного загрязнения в настоящее время вновь стал сравним с уровнем естественного радиационного фона. Неоднократно высказывалось предположение, что антропогенное радиационное загрязнение биосферы – одна из главных причин того, что онкологическая заболеваемость стала второй по величине причиной смертности в мире (унося ежегодно миллионы жизней).

Для защиты от радиационного загрязнения ключевым является определение его приемлемо безопасного уровня в диапазоне, сравнимом с уровнем природного ионизирующего излучения (около 2 мЗв/год). В радиационной защите безопасный уровень определяется с помощью концепции «эффективной поглощенной дозы» («дозовая» концепции). В 60-е годы эта концепция была шагом вперед в радиационной защите. Однако сейчас эта концепция вызывает немало вопросов. В части первой настоящей статьи сделана попытка аксиоматизации дозовой концепции (выделения ее основных постулатов), во второй части эти постулаты критически анализируются.

Основные положения «дозовой» концепции и методики определения индивидуальных доз

Анализ базовых публикаций НКДАР ООН и МКРЗ, лежащих в основе национальных норм радиационной защиты, позволяют выделить несколько перечисленных ниже обобщений и постулатов, лежащих в основе расчета доз ионизирующего облучения, принятого в радиационной защите.

Обобщение I. Сумма внешнего и внутреннего облучения определяет полученную человеком дозу облучения. Внутренне облучение зависит от времени пребывания радионуклидов в организме и месте их концентрации. Внешнее облучение определяется передачей телу человека (поглощением) части энергии ионизированного воздуха.

Постулат 1. Воздействие каждого радионуклида на человека однородно во времени и пространстве.

Постулат 2. Уровень внешнего облучения можно определить на основании расчета времени пребывания человека в ионизированной среде (приземном слое атмосферного воздуха).

Постулат 3. Уровень внутреннего облучения можно определить на основании расчета количества радионуклидов, попавших в организм человека с водой, воздухом и пищей.

Обобщение II. Влияние ионизирующей радиации на живой организм зависит как от поглощенной дозы, так и от радиочувствительности органов и тканей. Поскольку для разных видов ионизирующей радиации (α -, β -, γ - и др.) характерен разный уровень плотности ионизации и разная величина «линейной передачи энергии», относительная биологическая эффективность разных видов излучения различна.

Постулат 4. Биологическая эффективность рентгенов-

ского излучения и всех радионуклидов – β -, и γ -эмиттеров одинакова, биологическая эффективность медленных нейтронов втрое, а α -эмиттеров и сверхбыстрых нейтронов – в 20 раз больше.

Обобщение III. Радиочувствительность органов и тканей разная, и для более точной оценки эквивалентной дозы для разных органов и тканей вводятся взвешивающие коэффициенты. Они устанавливаются эмпирически из расчета, чтобы их сумма для всего организма составляла единицу. Сумма эквивалентных доз всех органов и тканей от всех радионуклидов определяет главную нормируемую характеристику облучения – «индивидуальную эффективную эквивалентную дозу».

Постулат 5. По относительной радиочувствительности органы и ткани человека образуют следующий ряд: гонады – 0,2; красный костный мозг, желудок, толстый кишечник, легкие – по 0,12; грудная железа, печень, пищевод, мочевой пузырь, щитовидная железа – по 0,05; кожа, поверхностная костная ткань – по 0,01; все остальные органы – суммарно 0,05.

Обобщение IV. Эффективная эквивалентная доза и от внешнего, и от внутреннего облучения не измеряются инструментально, а вычисляются по математическим моделям, основанным на облучении разными источниками однородных «фантомов», имеющих форму и размеры «условного» человека. За «условного» человека при таких расчетах до 2007 г. (ICRP, 103) принимался белый здоровый мужчина, в возрасте 20 лет, массой тела 70 кг.

Постулат 6. Однородный фантом со средними характеристиками тела здорового белого 20-летнего мужчины массой 70 кг («условный человек») позволяет адекватно моделировать радиационное воздействие на человека.

Обобщение V. Если источником ионизирующего облучения является несколько радионуклидов, то индивидуальная эффективная доза будет суммой доз, полученных от каждого радионуклида.

Постулат 7. Для определения индивидуальной эффективной дозы необходимо суммировать дозы внутреннего и внешнего облучения, полученные от всех (дополнительных к естественным) источников облучения.

Обобщение VI. Нижнего порога в действии радиации не существует – сколь угодно малое дополнительное облучение приводит к дополнительному воздействию.

Постулат 8. Чем выше доза облучения, тем сильнее биологический эффект.

Можно, вероятно, и в других формулировках, отличных от выделенных выше шести обобщений и восьми постулатов, описать в сжатой форме официально принимаемую дозовую концепцию радиационной защиты. Предложенная выше формализация позволяет наглядней проанализировать методологическую корректность и методическую реализуемость дозовой концепции.

Анализ основных положений «дозовой» концепции радиационной защиты

Последовательно рассмотрим перечисленные выше постулаты, лежащие в основе выяснения влияния малых

доз ионизирующего облучения и, соответственно, норм радиационной безопасности.

Воздействие каждого радионуклида на человека однородно во времени и пространстве?

Поле облучения, в котором постоянно находится человек, гетерогенно. Радионуклиды, определяющие ионизацию атмосферного воздуха не находятся в почве на одном месте. В реальных условиях наблюдается их постоянная вертикальная и горизонтальная миграции – как погружение, так и вынос их ветром, водой, растениями и животными. Скорость такого ежегодного погружения (миллиметры – сантиметры в год) в каждом месте специфична для разных радионуклидов и зависит, в том числе, от атомного веса элемента, растворимости его соединений в воде, от состава почв и климатических характеристик года.

В результате вертикальной миграции радионуклидов уровень ионизации приземной атмосферы сначала быстро уменьшается. Затем, когда радионуклиды попадают в корнеобитаемые слои почвы (15–30 см), они захватываются корнями растений и выносятся на поверхность, увеличивая уровень ионизации атмосферы. Кроты, кабаны, дождевые черви, другие роющие животные также могут выносить радионуклиды из глубоких слоев почвы на поверхность, влияя тем самым на уровень ионизации атмосферы.

В результате горизонтальной миграции радионуклиды могут разноситься на сотни километров (например, в результате лесных пожаров или сильных ветров). В 1992 г. в результате ветрового переноса с территории 30-км зоны Чернобыльской АЭС концентрация цезия-137 в окрестностях Вильнюса (Латвия) через несколько часов возросла стократно. В 2010 г. концентрация цезия-137 возрастала в окрестностях Москвы до 24 раз в результате переноса радионуклидов из горящих лесов Брянской области [26].

В результате естественного процесса радиоактивного распада короткоживущих радионуклидов уровень ионизации воздуха резко меняется на протяжении года после аварийного выброса радионуклидов из атомного реактора. Чернобыльские осадки показали, что уровень ионизирующего облучения на пораженных территориях может меняться более, чем в 10 000 раз на протяжении года [14] за счет распада теллура-129 (период полураспада 69,9 мин), йода-135 (6,6 час.), йода-133 (20,8 час.), лантана-140 (40,3 час), теллура-132 (78 час), ксенона-133 (5,2 сут.), йода-131 (8 сут.), бария-140 (12,7 сут.), бериллия-7 (53,4 сут.), цезия-144 (284 сут.) и других короткоживущих радионуклидов.

Физические характеристики почвы, которые влияют на плотность и интенсивность излучения находящихся в ней радионуклидов не остаются постоянными. Есть регулярные суточные и сезонные изменения влажности и плотности поверхности почвы, есть нерегулярные – связанные, например, с осадками и ветром. Поэтому даже в одной фиксированной точке пространства величина облучения может кратно меняться в разное время дня, разные дни, недели и месяцы.

Радионуклиды, в силу многих причин, распределены в почве не равномерно, а всегда пятнисто (рис. 1).

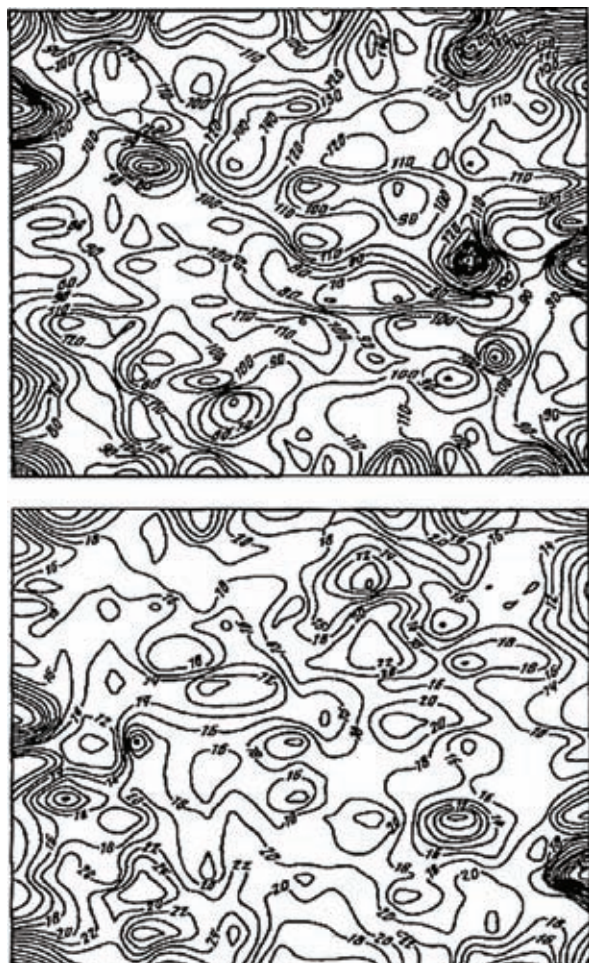


Рис. 1. Пятнистость концентраций ($Kц/км^2$) Cs-137 (вверху) и Se-144 (внизу) в лесной подстилке в 30-км зоне Чернобыльской АЭС. Масштаб 1 : 600 [22]

На рис. 1 видно, что концентрации радионуклидов меняются кратно на расстоянии нескольких десятков метров. Известно о стократных различиях в содержании радионуклидов в близкорасположенных биотопах (например, на вершине холма и в долине, на болоте и луге). Все без исключения подробные исследования показали пятнистое распределение радионуклидов во всех изученных территориях. Эта пятнистость определяет многократное изменение интенсивности излучения в пространстве в масштабе даже десятков и сотен метров.

Уровень внешнего облучения можно определить на основании расчета времени пребывания человека в ионизированной среде (приземном слое атмосферного воздуха)?

Человек периодически экранируется от излучения (стенами дома, корпусом автомашины и т.п.), в связи с чем уровень его облучения может многократно меняться даже в течении короткого периода времени. Поскольку практически любой человек время от времени наклоняется, поднимается или опускается по лестнице, интенсивность его внешнего облучения генерируемого находящимися в почве радионуклидами, будет несколько меняться. Никакие

самые детальные воспоминания о времени пребывания вне дома, зафиксированные спустя несколько дней или недель, недостаточны для реконструкции уровня внешнего облучения. Никакими реалистическими способами нельзя количественно выразить изменения экспозиционной дозы, связанное с изменением положения тела человека по отношению к загрязненному субстрату (почве и др.) – источникам ионизации воздуха.

Неизбежная пространственно – временная гетерогенность поля излучения определяет и значительную гетерогенность индивидуального облучения любого человека в любом месте: определенная для данной точки и времени конкретного дня экспозиционная индивидуальная доза в течении года может как многократно возрасти, так и многократно уменьшиться. В этих условиях ее разовое (или даже многократное на протяжении года) измерение и последующее усреднение не может адекватно отражать радиационную нагрузку, – ни на конкретного человека, ни на популяцию.

Уровень внутреннего облучения можно определить на основании расчета количеств радионуклидов, попавших в организм человека с пищей, водой и воздухом?

Точный расчет количеств радионуклидов, на основании диеты облученных, при современном уровне знаний невозможен уже только по причине значительной изменчивости в уровнях содержания радионуклидов в каждом из продуктов питания. Это содержание зависит от:

- радиоактивного загрязнения конкретного участка, на котором получены мясо, молочные продукты, корнеплоды и листовые овощи, зерновые и бобовые, фрукты и ягоды и т.д. (различия по содержанию радионуклидов в одинаковых продуктах, произведенных на территориях с разным уровнем загрязнения могут быть многократные);
- технологии заготовки, обработки и приготовления пищи (различия в содержании радионуклидов при разных технологиях обработки одного и того же продукта могут быть кратные);
- коэффициентов накопления разных радионуклидов (многократно различаются у разных видов, разных сортов одного вида, в разные годы и сезоны);

Сколько – нибудь точный расчет среднего поступления радионуклидов с пищей затруднен также:

- наличием индивидуальных, возрастных и половых пищевых предпочтений;
- наличием сезонных и локальных пищевых предпочтений (где то больше в диете «даров леса», где то – завезенных консервированных продуктов и т.п.). Трудно, если возможно вообще, точно определить всех специфических (для каждого вида (и даже сорта) растений, животных и грибов, для каждого типа почв, для разных сезонов и разных лет) коэффициентов перехода радионуклидов из почвы в пищевые цепочки.

При опросах невозможно восстановить с достаточной точностью, сколько и каких молочных продуктов, сколько листовых овощей, корнеплодов, фруктов, ягод сколько и каких животных продуктов (мяса, рыбы и др.) человек съел, сколько и какой он выпил воды даже неделю и месяц назад. Получаемые в ходе таких опросов данные по

объемам и спектру потребленных продуктов далеки от объективности. Например, официальные расчеты уровней внутреннего облучения населения Беларуси после Чернобыльской катастрофы базируются на опросах о характере индивидуального употребления молока и овощей всего около 0,1 % населения (Борисевич, Поплыко, 2006).

Расчет среднего поступления радионуклидов с водой и воздухом менее ошибочен, чем для продуктов питания, но также не может быть точен, из-за наличия индивидуальной возрастной и половой изменчивости метаболизма.

Многokrатно различается у разных людей и период выведения радионуклидов из организма, и, соответственно, их вклад в дозу внутреннего облучения. Он зависит от физиологического состояния человека, возраста, пола, и конечно, от диеты. Так, например, период полувыведения цезия-137 в небольшой группе (5 человек) составил от 36 до 124 суток (Василенко, Василенко, 2001), а ICPР (Publication ...) этот период усредняет до 70 суток. Получается, что для значительной (возможно даже – для большей) части облученной группы населения расчеты при таком усреднении дадут существенно заниженные величины внутреннего облучения. Расчеты «среднего периода полувыведения» радионуклида некорректны и потому, что радионуклиды по-разному выводятся из разных органов и тканей. Так, например средний период полувыведения для стронция-89 – около 40 дней, но для тех 10 % этого радионуклида, которые попадают в костную ткань – около 50 лет.

Биологическая эффективность рентгеновского излучения и всех радионуклидов – гамма-, и бета-эмиттеров одинакова? биологическая эффективность медленных нейтронов втрое, а альфа-эмиттеров и сверхбыстрых нейтронов – в 20 раз больше?

Представление о том, что биологическая эффективность рентгеновского излучения и всех радионуклидов – β - и γ -эмиттеров одинакова, биологическая эффективность медленных нейтронов втрое, а α -эмиттеров и сверхбыстрых нейтронов – в 20 раз больше – слишком упрощенное. В отношении к наиболее типичным ситуациям облучения населения оно исходит из трех допущений:

- биологическая эффективность разных радионуклидов внутри групп α -, β -, и γ -излучений одинаковая;
- биологическое влияние рентгеновского, β -, и γ -излучений одинаково;
- влияние α -излучения в 20 раз сильнее влияния рентгеновского, β - и γ -излучения той же мощности.

Эти допущения были сделаны в ранний период изучения действия ионизирующей радиации. Сегодня ясно, что биологическая эффективность каждого из многочисленных радионуклидов внутри групп α -, β - и γ -эмиттеров специфична. Она определяется не только числом возникающих электронов (при β -распаде), γ -квантов (при γ -распаде и рентгеновском излучении) или of α -частиц (при α -распаде), но и микрораспределением передаваемой этими частицами/квантами энергии как непосредственно клеточным структурами, так и внутриклеточным жидкостям, а также специфическими цепочками распада (трансмутацией) каждого

Таблица 1. Воздушная радиоактивность (МБк/м³) 19 чернобыльских радионуклидов в Финляндии (Нурмаярви) 28 апреля 1986 г. (Sinkko et al., 1987, по RADNET)

Нуклид	Активность	Нуклид	Активность
¹³¹ I	223 000	^{131m} Te	1 700
¹³³ I	48 000	¹²⁷ Sb	1 650
¹³² Te	33 000	¹⁰⁶ Ru	630
¹³⁷ Cs	11 900	¹⁴¹ Ce	570
¹³⁴ Cs	7 200	¹¹⁵ Cd	400
¹⁴⁰ Ba	7 000	⁹⁵ Zr	380
^{129m} Te	4 000	¹²⁵ Sb	253
¹⁰³ Ru	2 880	¹⁴³ Ce	240
⁹⁹ Mo	2 440	¹⁴⁷ Nd	150
¹³⁶ Cs	2 740	^{110m} Ag	130
²³⁹ Np	1 900	–	–

радионуклида. При этом величины энергии частиц разных радионуклидов образуют фактически непрерывный ряд от 2,5 кэВ до десятков МэВ (тысячекратные, а не 20-кратные различия). К тому же, для некоторых радионуклидов характерен одновременно и α - и β -распад (например, висмут-212 в результате α -распада образует таллий-208, и в результате одновременного β -распада – полоний-212).

Такие физически существенно разные виды излучения как рентгеновское (γ -) и β -излучение не могут не различаться по биологическим эффектам и, соответственно, им нельзя придавать единый коэффициент «1» при сравнении с α -излучением.

Наконец, нет убедительных аргументов для утверждения, что биологическое действие of α -излучения именно в 20 раз сильнее влияния рентгеновского, β - и γ -излучений. Наверное, в каком то микроскопическом числе каких то парных конкретных сравнений тех или иных излучателей это и справедливо, но трудно принять, что в среднем биологический эффект α -излучения в 20 раз сильнее эффекта β - и γ -эмиттеров.

Наконец, даже одинаковый количественный уровень ионизации по разному повлияет на клетку в зависимости от того, на какую стадию клеточного цикла придется такое влияние [6].

Все три допущения, лежащие в основе положения об

Таблица 2. Спектр и уровни концентрации радионуклидов в поверхностном (0–5 см) слое почвы (Бк/м²) в окрестностях Кракова 1 мая 1986 г. (Broda, 1987)

Нуклид	Активность	Нуклид	Активность
¹³² Te	29 300	¹⁴⁰ Ba	2 500
¹³² I	25 700	¹⁴⁰ La	2 400
¹³¹ I	23 600	⁹⁹ Mo	1 700
^{129m} Te	8 000	¹⁰⁶ Ru	1 300
¹⁰³ Ru	6 100	¹²⁷ Sb	800
¹³⁷ Cs	5 200	¹³⁶ Cs	700
¹³⁴ Cs	2 700	Всех	До 360 000

относительной биологической эффективности разных видов облучения, не могут считаться корректными.

По относительной радиочувствительности органы и ткани человека образуют следующий ряд: гонады – 0,2; красный костный мозг, желудок, толстый кишечник, легкие – по 0,12; грудная железа, печень, пищевод, мочевой пузырь, щитовидная железа – по 0,05; кожа, поверхностная костная ткань – по 0,01; все остальные органы – суммарно 0,05?

Утверждение, что по относительной радиочувствительности органы и ткани человека образуют четко детерминированный ряд с обозначенными выше «взвешивающими коэффициентами», упрощает ситуацию до потери биологического смысла такого разделения. Это утверждение основано на неизбежных предположениях:

- биологическое действие (эффекты) внешнего и внутреннего облучения на конкретные органы одинаковы;
- биологические эффекты действия разных радионуклидов на каждый орган одинаково и постоянно;
- радиочувствительность каждого органа и ткани у разных людей одинакова;
- радиочувствительность органов и тканей животных, определенная для единичных радионуклидов в контролируемых условиях, адекватно отражает радиочувствительность органов и тканей человека;
- органы и ткани человека представляют собой некий конгломерат независимых друг от друга структур;
- радиочувствительность органов зрения и обоняния, ротовой полости и верхних дыхательных путей и целого ряда других органов, не включенных в фиксированный перечень, пренебрежимо мала.

Ни одно из этих шести предположений не соответствует действительному положению вещей.

Гомогенный фантом со средними характеристиками тела здорового белого 20-летнего мужчины массой 70 кг («условный человек») позволяет адекватно моделировать радиационное воздействие на человека?

Использовавшаяся до 2007 г. для расчета общей эффективной эквивалентной дозы модель «условного человека» неадекватна, так как не может быть приложима к подавляющей части облученного населения по причине значительной внутривидовой (групповой и индивидуальной) изменчивости изменчивость радиочувствительности.

Все три большие расы (европеоидная, негроидная и монголоидная) отличаются по радиочувствительности. Несомненно, существование различий между разными этносами и национальными группами людей в пределах этноса. На однородном генетическом материале, показано, что разные популяции внутри одного вида животных (насекомых, рыб, млекопитающих) значительно различаются по радиочувствительности [11, 16].

По одним признакам мужчины более чув-

ствительны к облучению, по другим – менее (табл. 4).

Есть немало данных по половым различиям в радиочувствительности и по накоплению радионуклидов у грызунов, зайцеобразных, копытных и других млекопитающих [2, 10, 11, 16].

Есть много данных о возрастных различиях в радиочувствительности (включая период внутриутробного развития, начиная с зачатия). Радиочувствительность плода до 300 раз выше радиочувствительности взрослых [27].

Поскольку для млекопитающих известно явление временной изменчивости радиочувствительности (по времени суток, месяцам и сезонам года), такая же временная изменчивость радиочувствительности должна быть и у человека. Несомненно, есть различия в радиочувствительности связанные с разным болезненным состоянием организма.

Внутри любой группы людей, однородной по расе, национальности, полу, возрасту, физиологии в любой момент времени всегда есть различия особями по радиочувствительности, – истинная индивидуальная изменчивость радиочувствительности. Например, радиочувствительность людей с генотипом гаптоглобина Hр 2–2 более чем втроекратно выше радиочувствительности людей с генотипами Hр 1–1 и Hр 2–1 [21], а темп аккумуляции цезия-137 в организме резус-положительных лиц достоверно выше [2].

По-видимому, в любой популяции человека 14–20 % оказываются существенно гипо- радиочувствительными, 10–20 % – гипер-радиочувствительными [13]. Различие в радиочувствительности этих групп может быть многократным, причем особенно значительным – в диапазоне малых доз облучения [18].

Явление групповой и индивидуальной изменчивости радиочувствительности не учитывается при существующих расчетах эффективных доз облучения. То, что с 2010 года ICRP рекомендует вести расчеты порознь для мужчин (фантом «Голем») и женщин (фантом «Лаура») (ICRP Publication 110, 2010) возможно несколько изменит поло-

Таблица 3. Содержание (Бк/кг сухого веса) чернобыльских радионуклидов в листьях трех видов растений из Киева в конце июля 1986 г. (Гродзинский, 1995)

Нуклид / вид растения	Aesculus hippocastanum	Tilla cordata	Betula verrucosa	Pinus silvestris
Pm-144	58 800	146 150	10 800	–
Ce-141	18 000	–	6 500	4 100
Ce-144	63 300	–	21 800	18 800
La-140	1 100	1 930	390	660
Cs-137	4 030	–	3 400	4 300
Cs-134	2 000	–	1 540	2,100
Ru-103, Rh-103	18 350	36 600	10 290	7 180
Ru-106	14 600	41 800	400	5 700
Zr-95	35 600	61 050	11 400	6 500
Nb-95	53 650	94 350	18 500	9 900
Zn-65		400		
Суммарная активность	312 000	399 600	101 400	70 300

Таблица 4. Примеры половых различий радиочувствительности у человека (по обзору: Яблоков, 2002)

Признак	Женщины	Мужчины
Спонтанные аборты	Эмбрионы и плоды менее чувствительны	Эмбрионы и плоды более чувствительны
Смертность от всех раков	выше	ниже
Смертность от рака крови	ниже	выше
Все раки	Больше у девочек старше 5 лет	Больше у мальчиков 0–4 года
Опухоли костей и хрящей	На загрязненной территории у девочек 0–4 года чаще, чем у мальчиков	В среднем по мира у мальчиков чаще, чем у девочек
Лимфо – и ретикуло-саркомы	меньше	больше
Моноцитарные лейкозы	меньше	больше
Рак кожи	ниже	выше
Период полувыведения цезия	меньше	больше
Эмбриональная смертность после рентготерапии матерей	ниже	выше

жение только в будущем, пока же нормы радиационной безопасности (1 мЗв/год) едины для мужчин и женщин. Все регламенты национальных органов радиационной защиты (сделанные на основе рекомендаций НКДАР ООН и МКРЗ) о влиянии малых доз сделаны практически (с исключением для беременных) без учета групповой изменчивости. Поэтому существующие нормы радиационной безопасности, рассчитанные для «условного человека» из «средней» популяции, не могут эффективно защитить большинство людей.

Для определения индивидуальной эффективной дозы необходимо суммировать дозы внутреннего и внешнего облучения, полученные от всех (дополнительных к естественным) источников облучения?

Это теоретически корректное положение практически невыполнимо из-за трудности учета влияния всех радионуклидов. В реакторе любой АЭС образуется несколько сот радионуклидов из которых несколько десятков попадают в окружающую среду (в небольших количествах во время штатной работы АЭС и при переработке отработавшего ядерного топлива, и в больших количествах - при авариях).

В значительных количествах из четвертого реактора Чернобыльской АЭС были выброшены более 35 радионуклидов, в том числе: йод-135 (период полураспада 6,6 час.), йод-133 (20,8 час.), теллур-131m (30 час.), лантан-140 (40,3 час.), кадмий-115 (53,5 час.), нептуний-239 (59 час.), молибден-99 (66 час.), теллур-132 (78,2 час.), йод-131 (8,0 сут.), ксенон-133 (10,5 сут.), неодим-147 (11 сут.), барий-140 (12,4 сут.), цезий-136 (13,1 сут.), церий-141 (32,5 сут.), теллур-129m (33,6 сут.), рутений-103 (39,3 сут.), стронций-89 (50,5 сут.), сурьма-124 (60,2 сут.), цирконий-95 (64,0 сут.), кюрий-242 (162,8 сут.), цинк-65 (243,9 сут.), серебро-110m (249,9 сут.), церий-144 (284,3 сут.), прометий-144 (1,0 г.), рутений-106 (1,0 г.), цезий-134 (2,1 г.), сурьма-125 (2,8 г.), криптон-85 (10,7 г.), плутоний-241 (14,4 г.), стронций-90 (29,1 лет), цезий-137 (30,1 г.), плутоний-238 (87,7 г.), плутоний-240 (6537 лет), технеций-99 (213 000 лет), плутоний-239 (24 065 лет), хлор-36 (301 000 лет).

В таблице 1 приведены данные о реально зарегистри-

рованных концентрациях разных «чернобыльских» радионуклидов в Финляндии, в таблице 2 – в Польше, и в таблице 3 – в Украине.

Расчеты показывают, что из взорванных реакторов АЭС Фукусима Дай-ичи должны были попасть в окружающую среду более 30 различных радионуклидов. Среди реально обнаруженных после аварии на АЭС Фукусима были: йод-131, свинец-212 (10,6 час), ксенон – 131m (11,9 сут), теллур-132, серебро-110m (249,9 сут), родий-102 (2,9 года), цезий-134, цезий-137, стронций-90, плутоний-238, 239+240, уран 234, уран-235.

После Чернобыля и Фукусимы основное внимание в первые дни и недели обращалось на присутствие йода-131, хотя местами не этот радионуклид был основным дозозобразующим. То же самое касается и цезия-137, концентрации которого считаются основными дозозобразующими через несколько месяцев после этих катастроф. При этом упускается из вида, что такие радионуклиды как барий-140, цезий-136, серебро-110m, церий-141, рутений-103, стронций-89, цирконий-95, церий-144, рутений-106, цезий-134 и стронций-90 играли не менее, а суммарно и более значительную роль, чем цезий-137 в формировании общего уровня ионизирующего облучения в первые годы после Чернобыльской катастрофы на некоторых территориях.

Особое значение в определении общего уровня облучения в данном месте имеют трансурановые α -эмиттеры – кюрий-242, америций-241, плутоний 238–240, и уран-235. Эти радионуклиды мало влияют на ионизацию воздуха, но они могут быть определяющими в формировании общей (сумме внешнего и внутреннего облучения) дозы. Короткий пробег в воздухе α - (первые сантиметры) и β -частиц (первые метры) затрудняет их инструментальное обнаружение, но по биологическому эффекту это такие мощные факторы, что без их учета в организме человека (куда они попадают с воздухом и водой, а также через нарушенный кожный покров) невозможно составить точное представление об истинной величине ионизирующего облучения любого человека.

Распределение α - и β -радионуклидов в пространстве может значительно отличаться от распределения це-

зия-137 – базового при составлении официальных карт радиационного загрязнения местности и соответственно, для расчета средних доз облучения для организации радиационной защиты населения.

Картина общего радиоактивного загрязнения – и, соответственно, уровня облучения, будет неполной без учета влияния «горячих частиц». При расплавлении топлива из аварийных реакторов выбрасываются не только газы и аэрозоли, но и «горячие частицы» – мельчайшие частицы уранового или уран-плутониевого топлива разного состава. После Чернобыльской катастрофы такие горячие частицы с включением не только γ -эмиттеров (цирконий-95, лантан-140, церий-144 и др.) но и β -эмиттеров (рутений-103, рутений-106, барий-140 и др.), а также α -эмиттеров плутония и америция разлетались на тысячи километров. После Фукусимы горячие частицы встречены на Западном побережье США. Обычными методами радиационного контроля эти частицы не обнаруживаются, но вклад их в общее облучение (при попадании внутрь организма) должен быть огромным.

Для корректного расчета общей эффективной эквивалентной дозы необходимо иметь подробные карты распространения всех десятков попадающих при аварии в окружающую среду радионуклидов, а не только радиоiodа и радио-цезия. Однако, составить такие карты практически невозможно. Невозможно и определить вклад в общую дозу α -излучателей, и практически очень сложно определить вклад β -излучателей. В результате, рассчитывавшиеся после Чернобыльской катастрофы (в настоящее время – после катастрофы в Фукусиме) дозы представляют лишь неизвестную часть реальной средней индивидуальной эффективной дозы.

Чем выше доза облучения, тем сильнее биологический эффект?

Это утверждение (т.н. «линейная беспороговая гипотеза») справедливо, по-видимому, только для уровней облучения заметно выше 100 мЗв. При анализе имеющихся данных по эффектам малых доз надо иметь ввиду три группы фактов.

1. Исследования по радиационной биологии на протяжении десятилетий были, в основном, секретными. Сбор объективных данных и их анализ были затруднены, и это сказывается до сих пор. НКДАР ООН считает, что материалы по Хиросиме и Нагасаки – «это единственный источник сведений, отражающий результаты тщательного обследования в течение более 30 лет многочисленной группы людей всех возрастов, которые подверглись более или менее равномерному облучению всего тела» (НКДАР 1990 Радиация. Дозы, эффекты, риск. М.: Мир, 1990. С.38). Но наблюдения за пострадавшими начались только спустя 4,5 года, а до того все последствия облучения были засекречены. За это время погибли десятки тысяч более радиочувствительных и возник эффект «healthy survivors» (выжившие по ряду показателей оказались здоровее необлученных). Засекречены на 3,5 года (и сознательно искажены!) были

и первичные медицинские последствия Чернобыля (Яблоков и др., 2011). Полученные после подобного засекречивания официальные статистические данные нельзя считать надежными.

2. Среди радиационно-индуцированных эффектов для здоровья в расчетах антропогенного радиогенного риска малых доз (ниже 100 мЗв), МКРЗ и НКДАР ООН учитывают лишь раковые заболевания и крупные врожденные пороки развития. Однако, спектр влияния низкоуровневого облучения многократно более широкий и включает, в том числе (обзоры Гофман, 1996; Burlakova, 2002 и др.):

- нарушения внутриутробного развития, ведущие к спонтанным абортam, повышение неонатальной, перинатальной и младенческой смертности, а также появлению многочисленных мелких пороков развития;
- преждевременные роды;
- пониженный вес новорожденных;
- нарушения умственного (интеллектуального) развития;
- изменения в эндокринной системе;
- изменения иммунитета;
- преждевременное постарение;
- возникновение генетической нестабильности.

3. В зоне малых доз облучения (и на уровне клеточных структур, и на уровне целого организма) проявляется эффект сверхвысокого влияния малых доз – эффект Петко–Бурлаковой–Басби (Рис. 2).

Обсуждение и заключение

Можно, несомненно, расширить перечень обобщений и постулатов, лежащих в основе дозовой концепции и добавить к выделенным выше такие, которые не так явно противоречат фактам. Но это не изменит вывода, что основные положения дозовой концепции вызывают больше вопросов, чем дают ответов.

Все сложные вычисления по определению «индивидуальной эффективной эквивалентной дозы», как обобщенной популяционной характеристики, оправданы для организации радиационной защиты данной популяции только в том случае, если полученный результат («доза») адекватно отражает уровень облучения реальных групп населения. Однако допущения, лежащие в основе расчетов «индивидуальной эффективной эквивалентной дозы»

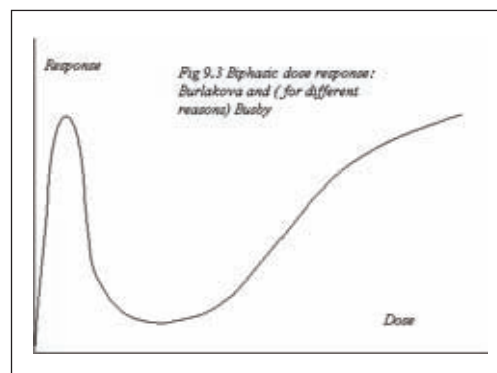


Рис. 2. Схема двухфазного (сверхсильного) эффекта малых доз (ECRR, 2003)

суммарно несут такую неопределенность, что весь расчет теряет смысл с точки зрения радиационной защиты. Определяемые на основе дозовой концепции уровни облучения («дозы») являются расчетными, виртуальными, основанными на экстраполяции усредненных данных, и относятся к некоему «среднему» человеку. Определенная таким образом доза оказывается «средней температурой пациентов в больнице». Это усреднение ведет к тому, что значительная часть населения оказывается незащищенной.

Дозовая концепция учета влияния малых доз (и соответственно – радиационной защиты) первоначально развивалась для решения задач защиты войск в условиях применения атомного оружия, и защите персонала ядерно-оружейного комплекса. Основным критерием радиационной защиты на поле боя было сохранение боеспособности военнослужащего. Радиационная защита персонала была облегчена необходимостью учета влияния немногих радионуклидов в контролируемых условиях облучения на рабочих местах. Дозовая концепция возникла до открытий особенностей функционирования внутриклеточных структур (репликации ДНК, функционирования внутриклеточных

мембран, макромолекул ферментов и гормонов и др.), до открытий сложнейших ответов клеток, тканей, органов и всего организма на разное облучение, до многих открытий биофизики и физики ионизирующих излучений. Сегодня дозовая концепция напоминает здание, с многочисленными надстройками и пристройками, стоящее на непрочном фундаменте.

Одна из методологических проблем дозовой концепции – статистическая. По принятой МКРЗ и НКДАР ООН методике определения достоверных различий при риске возникновения радиационно-индуцированного заболевания с частотой 1 на 1 000 000 (10^{-6}) нужны миллионы человеко-лет наблюдений. Это делает практически невозможным выявление таких заболеваний среди небольших групп населения и персонала.

Многочисленные допущения и упрощения, лежащие в основе дозовой концепции радиационной защиты от малых доз ионизирующего облучения, противоречат большому числу фактических данных. Дозовая концепция не может быть надежной основой радиационной защиты.

Литература

1. НКДР 1990. Радиация. Дозы, эффекты, риск. – М.: Мур, 1990. – С.38.
2. Bandazhevsky Y.I. Radicesium and congenital malformations. *Int. Conf. "Health Effect of the Chernobyl accident: Results of 15-years follow-up Studies"*, June 4–8, Kyiv, Ukraine, 2001.
3. BEIR V. National Research Council, Biological Effect of Ionizing Radiation. Health effect of exposure to low levels of ionizing radiation. Washington, D.C., Natianl Acad. Press (cit. after: W. Kohnlein, R.H.Nussbaum. 1998. Inconsistencies and Open Questions Regarding Low-Dose Health Effects of Ionizing Radiation. In: I. Schmitz-Feuerhake, M. Schmidt (Eds.). *Radiation Exposures by Nuclear Facilities. Evidence of the Impact on Health. Proc. Intern. Workshop, University of Portsmouth*, 9–12 July 1996, Portsmouth, England. *Ges. Fur Strahlenschutz*, Berlin, 1990. – P.63–83.
4. Broda R. Gamma spectroscopy analysis of hot particles from the Chernobyl fallout. // *Acta Physica Polica*, 1987. – B18. – P.935–950.
5. Burlakova E.B. (Ed.). *Low doses of Radiation: Are they Dangerous?* Huntington, New-York, Nova Science Publ., 2002. – 329 p.
6. Busby C. *Wings of Death: Nuclear Pollution and Human Health*. – Aberystwyth: Green Audit, 1995.
7. ECRR. *Recommendations of the European Committee on Radiation Risk. The Health Effects of Exposure to Low Doses of Ionizing Radiation. Regulators' Edition*. Ch. Busby et al. (Eds.). *Green Audit Book*, Aberystwyth, 2010. – 248 p.
8. Grodzinsky D.M. General situation of the Radiological Consequences of the Chernobyl Accident in Ukraine. In: Imanaka T (Ed.) *Recent Research Activities about the Chernobyl NPP Accident in Belarus, Ukraine and Russia KURRI-KR-7*, Kyoto Univ., Kyoto, 1999. – P.18–28.
9. ICRP. *Radiation safety. Recommendations of ICRP. Publication 60*. Parts 1, 1990. – 191 p. – part 2, 207 p.
10. Il'enko A.I., Isaev S.I., Ryabtzev I.A. Radiosensitivity of some small mammals and possibility to adaptate of the rodent populations to the biozenoses' antropogenic contamination by Sr-90. // *Radiobiology*, 1974. – Vol.14. – P.5–18 (in Russian).
11. Ito Akyhyra. *Long Term Health Effect of Radioactive Contamination*. Proc. 2nd ISTC/SAC Seminar "Large Scale Area Remediation". VNIITF, Snezhinsk, 21–25 June, 1999, Sec.1. – P.69–75.
12. Katon K. CRITICAL COMMENTS ON THE CURRENT SYSTEM OF RADIATION PROTECTION AND SUGGESTIONS FOR IMPROVEMENT. Invited Talk given at the IVth European Congress, XIIIth Regional Congress of IRPA, "Twenty Years Experience in Radiation Protection, -A Review and Outlook-", Salzburg, Austria, September 15–19, 1980.
13. Kovalev E.E. and Smirnova O.A. Estimation of radiation risk based on the concept of individual variability of radiosensitivity. *AFRRR Contact Report 96–1*. Bethesda, 1996. – 202 p.
14. Kryshev I.I. and Ryazantsev E.P. Ecologicval safety of the Russian nuclear-energetic complex. – *IzdAT* Publ., Moscow. – 384 p. (in Russian).
15. Makhijani A. 2009. The Use of Reference Man in Radiation Protection Standards and Guidance with Recommendations for Change. *IEER Tech. Rep.* (<http://ieer.org/wp/wp-content/uploads/downloads/reports/referenceman.pdf>).
16. Мажекуте П.Б. Результаты исследования радиочувствительности животных. В кн.: Ильенко А.И. (Ред.). *Радиоэкология позвоночных*. – М.: Изд. «Наука», 1978. – С.171–182.
17. Sinkko K., Aaltonen H., Mustonen R., Taipale T.K., and Juutilainen J. 1987 Airborne radioactivity in Finland after the Chernobyl accident in 1986. Rep No. STUK-A56. Finn. Cent. Rad. Nucl. Safety.
18. Platchinda Yu.I. Application of discriminant analysis in biological dozimetry. 3rd Int. Conf. «Medical consequences of the Chernobyl catastrophe: results of 15-years studies, June 4–8, 2001. – Kiev, Ukraine», Abstracts, 2001. – P.271–272 (in Russian).
19. Pshenitchnikov B.V. Low doses of radioactive irradiations and radiation sclerosis. – «Soborna Ukraina» Publ., Kiev, 1996. – 40 p. (in Russian).
20. Snegereva G.P. Consequences of ionizing irradiation impacts: cytogenetic changes in human lymphocytes. Dissertation, Doct. Biol., Moscow State University, 2009. – 264 p. (in Russian).
21. Tel'nov A.I. and Sotnik N.V. Relative character of genetic mechanism of different radiosensitivity. Conf. «Medical aspects of radioactive and chemical safety», November 11–12, 2001, Sankt-

- Petersburg», Abstracts, 2001. – P.257. (in Russian).
22. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. – М.: Изд. «Наука», 1999. – 268 с.
 23. UNSCEAR. Biological effects at low radiation doses – models, mechanisms and uncertainties. United Nation Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. A/AC.82r/598, March 1999. – 130 p.
 24. UNSCEAR. United Nation Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation. Sources and Effects of ionizing radiation. Report to GA, AnnexG. Level of Irradiation and Consequences of Chernobyl Accident. New Your, UN, 2000. – 130 p. (www.unscear.org/doc/reports/annexj.pdf).
 25. Яблоков А.В. Миф о безопасности малых доз радиации. – М., Центр эколог. полит. России, 2002. – 178 с.
 26. Yablokov A.V., Nesterenko V.B., Nesterenko A.V. and Preobrazhenskaya N.E. Chernobyl: consequences for people and nature. – «Universarium» Publ., Kiev, 2011. – 589 p. (in Russian).
 27. Yarmonenko S.P. Radiobiology of peoples and animals. // «Vysshaya Shkola» Publ., Moscow, 1998. – 424 p. (in Russian).
 28. Zubovitch V.K., Petrov G.F., Beresten' S.A. et al. Breast milk characters and baby' health in radionuclides' contaminated Belarusian regions. Public Health, 1998. – №5. – P.28–30 (in Russian).

AN EXAMPLE OF EVALUATION OF TERRESTRIAL AIR-ABSORBED DOSE RATE BASED ON THE REGIONAL GEOCHEMICAL DATABASE

GAN Nan^{1,2}, YE Rong¹

¹School of Earth Sciences and Resources, China University of Geosciences (Beijing), Beijing, China, yerong@cugb.edu.cn

²Beijing Research Institute of Chemical Engineering and Metallurgy, Beijing, China

Abstract. The Chinese regional geochemical exploration program is the nation-wide basically geological investigation, charged with the important task of national resource strategy survey. This paper attempts to research the method of estimating air-absorbed dose rate based on the gridded K, U and Th content data, a total of 421 combined samples in Zhongshan City (ZSC), Guangdong Province, extracted from the national geochemical database. The estimated average value of the air-absorbed dose rate is 127,4 nGy / h in granite area and 78,4 nGy / h in sedimentary area, respectively. The level of the air-absorbed dose rate is closely related with the surface lithology. The estimated mean dose rate is compared with the measured average dose rate in Zhuhai City, which bordered with ZSC, and the relative error between them is less than 10 %. The research results show that the pre-evaluation using regional geochemical data for ionizing radiation level is feasible.

Introduction

Regional Geochemistry-National Reconnaissance Program (RGNR) in China was a great program closely integrated scientific research and large-scale survey, which was carried out as early as in 1978 and regularly from 1980. The scale of the survey normally was 1 : 200 000 in the most areas, but it was 1 : 500 000 in special terrain such as mountains, alpine and desert and sparsely populated areas. Stream sediment samples mainly collected for the determination of elements in the laboratory. Based on the 1 : 50 000 geological map, one or two stream sediment samples were collected per kilometer at the stream and coastal areas, and one combined sample for analysis was made from all samples collected, with an equal volume soil from every sample, in the area of four square kilometers. A total of 39 element content were analyzed, including Al, Ba, and Ca, Co., Cr, Cu, Fe, K, La, Mg, Mn, Na, Nb, Ni, P, Pb, Si, Sr, Th, Ti, V, and Y, and Zn, Zr. There are more than 3000 million data in RGNR database up to 2005 [1–3]. From 1980–2005, the program had carried out covering the national area of 6,7368 million square kilometers, which is the greatest national regional geochemical exploration mapping program in the worldwide up to now [2, 4].

According to the RGNR anomalies clues, hundreds of new metal deposits have been found, especially gold deposits. There are just a few research on environmental and ecological evolution, especially very few on assessment of the ionization

level in China, based on this database.

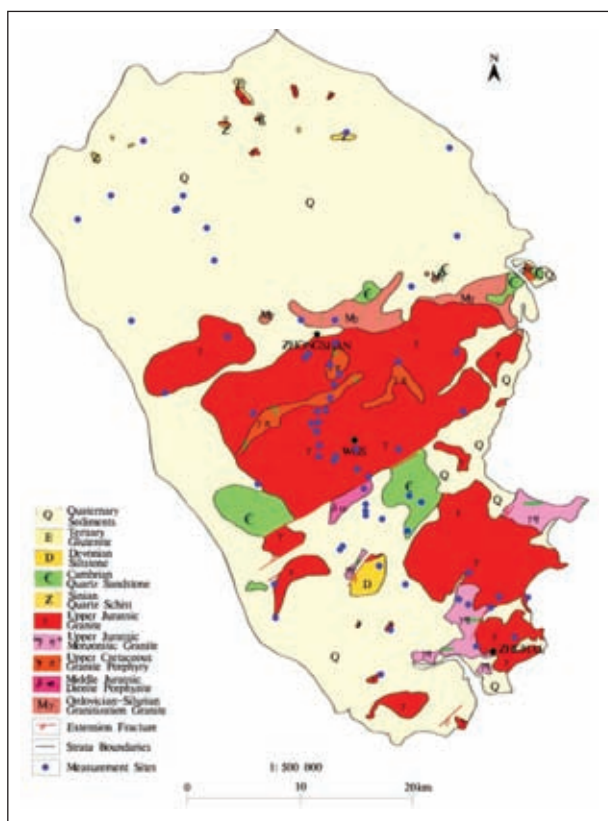
This paper attempts to evaluate the level of ionizing radiation based on the gridded K, U and Th contents in RGNR database.

Materials and methods

Sample collection

The sampling points were in the grid square at 1 : 50 000 topographic maps. At first, sampling points were arranged in a grid of 500 × 500 m on a 1 : 50 000 topographic map. Sampling in the field should be as much as possible so that there were samples in each square in the grid. General principles:

- 1) Sampling points should be evenly distributed;
- 2) Sampling points are mainly distributed in the two level water systems and a level water system port;
- 3) To appropriate attention to reducing the labor intensity, the sampling points are arranged in an easy-to-access place;
- 4) To consider the areas of upstream catchment water basin (generally not more than five square kilometers);
- 5) Should be appropriate to consider the stream length. One sample should be collected from the water system, except in the stream mouth, when a river system which length is more than 1 km;
- 6) To consider abnormal continuous under different natural geological geographical conditions.



Extracted from a 1/500 000 digital geological map database of China Geological Survey.

Figure 1. Simplified geological map in Zhongshan City in Guangdong Province

Fine-grained material (silt, silt or fine sand) were collected as much as possible. In order to improve the representation of each sampling point on the sample, as well as to ensure adequate sample weight, more than two samples, and combined into one sample to be collected near the sampling point within a certain range (e.g., 15 to 30 meters) [1, 5].

Sample analysis and gridded data

The element contents of every combined sample were determined in the laboratory with a unit of analysis in four square kilometers. After sample collection, the combined sample was composited of each basic sample with equal volume in the area of four square kilometers. The samples generally was grinded into <80 mesh particle size in the areas of plain or floodplain or into <60 mesh particle size in the large areas of steep terrain, physical weathering dominated areas. The samples were analyzed in the qualified laboratories in the provinces.

The project has developed a multi-element multi-method analysis system, such as preparing references materials of stream sediment soil and rock, establishing sample analyzing quality assurance procedures. The procedures are including: adding standard reference materials, repeat analyzing, carrying out inter-laboratory comparison and analysis quality monitoring program. So RGNR data are reliable. The contents of K, Th in this project were mainly analyzed using X-ray spectrometry and U by Laser Fluorescent (LF) [6–8].

Gridded element content of every combined sample is filled on the central of the area of four square kilometers on the 1:2 000 000 map in RGNR database.

Estimate of gamma air-absorbed dose rate

The human body may be damaged caused by external irradiation due to three natural radioactive series of ^{238}U , ^{235}U and ^{232}Th and some radionuclides such as ^{40}K in the Earth.

The world-wide average annual effective dose is 0,5 mSv, the total dose of 20,8%, caused by exposure to gamma rays from natural radionuclides in the Earth's near-surface soil or rock [9]. If there are high contents of uranium and thorium in the local soil, the average annual effective dose of external irradiation may reach to 0,6 mSv, or even higher. Therefore, gamma-ray air-absorbed dose rate is an important parameter for the estimates ionizing radiation level of external exposure to the general public.

Gamma air-absorbed dose rate at 1m height on the surface of the Earth is measured by an ionization chamber or a portable doserate meter in the field, but it is evaluated by airborne gamma ray spectrometry data in a large scale. The International Atomic Energy Agency [10] and International Radioactive Units of Measurement [11] recommended a dose rate estimation method based on K, U and Th contents data. The air-absorbed dose rate at 1m height on the ground is calculated based on the data of K, U, Th content in the soils or rocks by airborne radioactivity survey. The specific formula is as follows:

$$\dot{D}_\gamma = k_K A_K + k_U A_U + k_{Th} A_{Th} \quad (1)$$

where: $\dot{D}_\gamma$ – Air-absorbed dose rate, nGy/h; k_K , k_U and k_{Th} are conversion factors, nGy $\cdot$ h $^{-1}$ /Bqkg $^{-1}$, respectively; A_K , A_U and A_{Th} are radioactivity concentrations of ^{40}K , ^{238}U and ^{232}Th , respectively. k_K , k_U and k_{Th} are 0,0417, 0,462 and 0,604 given by International Commission on Radiation Unit and Measurements [11], respectively.

The K, U and Th contents can be obtained from RGNR database, so local gamma air-absorbed dose rate at 1m height can be estimated using the formula (1), if we assume that in a small area ^{238}U and ^{232}Th series are radioactive equilibrium.

Table 1. K, U and Th contents statistics

Isotope/unit	Number of samples	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum	Mean-1	Mean-2
K ₂ O / %	421	2,0	0,6	0,2	5,4	2,3	2,4
U / ug/g	421	4,9	1,8	1,7	12,5	3,5	2,7
Th / ug/g	421	26,0	15,5	10,0	88,3	13,3	12,4

Note: Mean-1: Abundance of elements in stream sediment in South China [13]; Mean-2: Nation-wide mean value of elements in stream sediments [14].

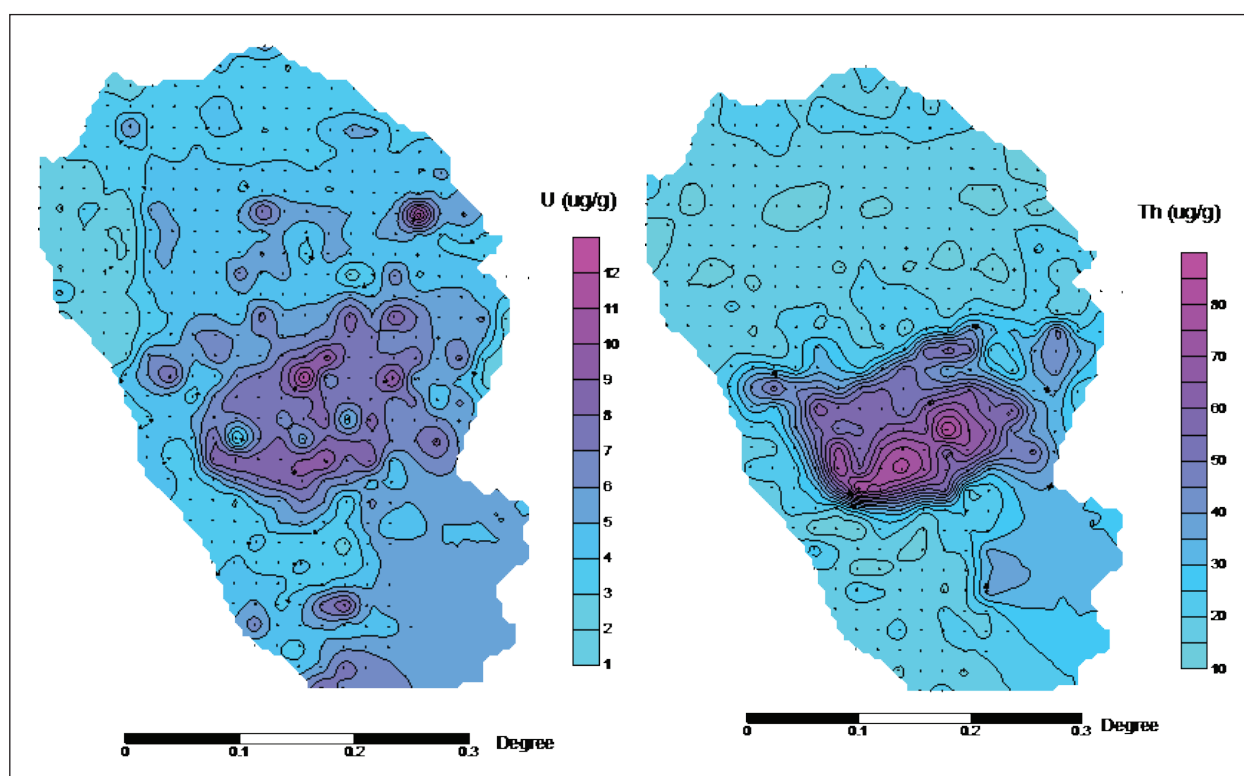


Figure 2. The contour map of uranium content (a) and thorium content (b)

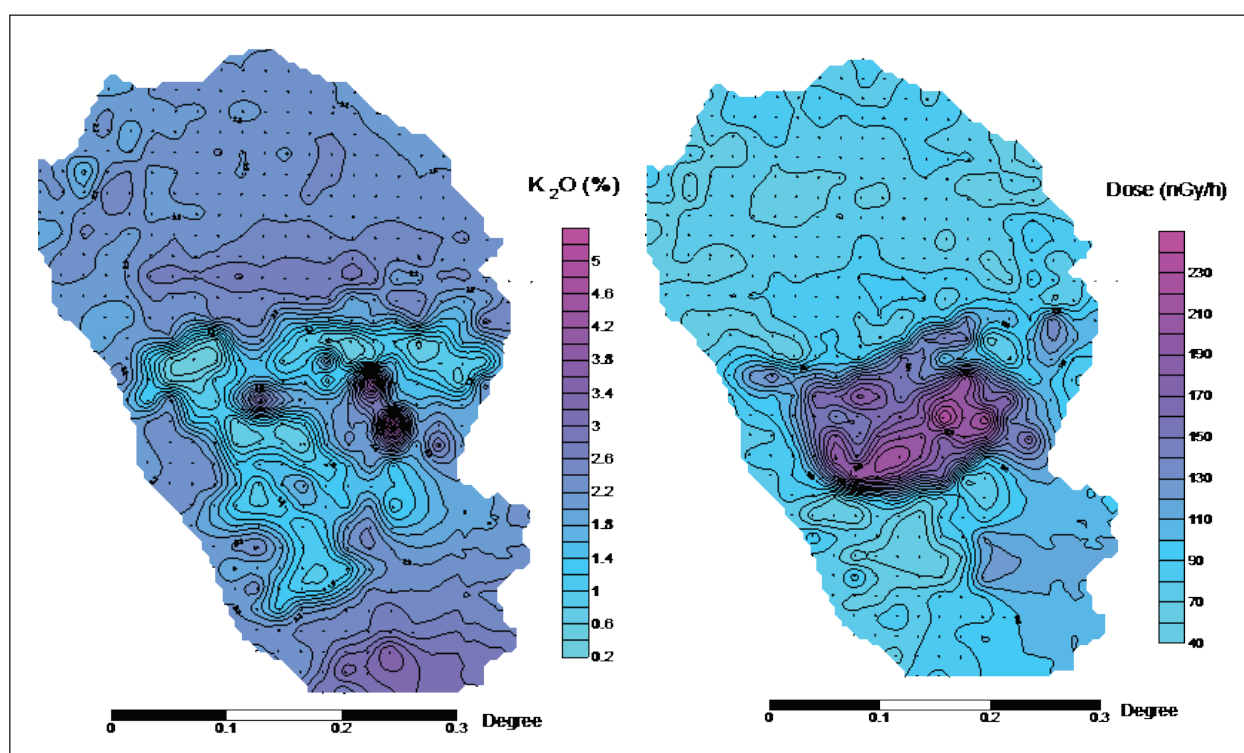


Figure 3. The contour map of K content (a) and calculated dose rate (b)

Case studies

Regional overview

The study area is located in the Pearl River Delta in southern China, Zhongshan City (ZSC), Guangdong Province, between 113° 08' E and 113° 37' E, and between 22° 10' N and 22° 46' N.

Geological structure was relatively simple in ZSC, where there are nearly no large fractures. A simplified geological map extracted from a 1/500 000 digital geological map database of China Geological Survey (CGS) (Figure 1). The surface deposits that formed since the Late Quaternary mainly consist of arene, medium sized arenilla and arenilla or silty sand and silty clay-clay. The intrusive rocks include the Middle and Late Jurassic and Cretaceous biotitic-granite and granodiorite [12]. Wuguishan Mountain (WGS) is located in the central of the surveyed area.

K, U and Th contents and their distribution

The K, U and Th contents data come from Chinese NRGA database (1:200 000), and Table 1 is listed K, U and Th statistics in stream sediments in ZSC, Guangdong Province.

As can be seen from Table 1, K content average in ZSC is approximate with the average of the 12 provinces of southern China, and the nation-wide stream sediment, but the contents of U and Th, especially Th content, is much higher than the Mean-1 and Mean-2. Th concentration is 2 times as the nation-wide average of stream sediments.

Figure 2 and Figure 3 are the contour maps of K, U and Th content. From Figure 1, Figure 2 and Figure 3, we can draw the following understanding:

- 1) The distribution of uranium content higher than 5,5 ug/g in ZSC displays the outcrop of WGS covering with the Middle and Late Jurassic and Cretaceous biotitic-granite, but there are a few scattered and small areas of uranium anomalies in the region of the Late Quaternary sediments. The highest value of uranium content is not appeared within WGS. This reason need to do detail study.
- 2) The distribution range of thorium content greater than 50ug / g coincides with the outcrop region of WGS, but the anomalies area is smaller than the outcrop.
- 3) K content distribution inconsistent with our usual understanding in studied area. The high value areas are located in WGS' local small areas, in turn, K contents are low value in the most area of WGS. Generally speaking, K contents are high values in the area covered with Late Jurassic biotite granite, whether there are fresh granite rocks or their weathered products. Why is there such

a situation? Is the reason that samples were collected from stream sediment?

Dose rate estimates and analysis

Based on K, U and Th content data in ZSC, Guangdong Province from RGNA database, we can estimate air-absorbed dose rate at 1m height on the ground by using equation (1), shown as in Figure 3 (b), and the contents statistics are listed in Table 2. Figure 3 (b) and Table 2 show that:

- 1) K, U and Th contents have significant differences due to different lithological in ZSC. In the area of Quaternary sediments, the average gamma absorbed dose rate is 78,4 nGy/h and 127,4 nGy/h in weathered granite, respectively. The data in the region of granite rocks has larger discrete.
- 2) The distribution pattern of gamma-ray absorbed dose rate on the contour map is very similar with the distribution of thorium content. It means that the contribution to the dose rate of the thorium is larger.
- 3) The estimated average values of dose rate in the different lithological areas in ZSC based on RGNR database is reliable within 10% relatively error, compared with the mean dose rate in Doumen District in Zhuhai City, Guangdong Province at the same lithology areas. The results display that the method is important for the evaluation of terrestrial gamma air-absorbed dose rate in a large scale.

Conclusions and suggestions

After research on the method of evaluation of terrestrial air-absorbed dose rate in ZSC, Guangdong Province based on the total of 421 samples K, U and Th contents from RGNR database, we can draw the following conclusions:

- 1) Estimated terrestrial gamma air-absorbed dose rate based on K, U and Th regional geochemical survey data is close to the measured average value. Based on these data, we can found high levels of ionizing radiation and quickly carry out investigation and evaluation in a large-scale or in key areas. That is, the pre-evaluation using regional geochemical data for ionizing radiation level is feasible.
- 2) The level of air-absorbed dose rate at 1m height on the surface of the Earth due to natural radionuclides is closely related to surface lithology. Higher dose rates appear in the area of outcrop of the Late Jurassic coarse, medium, fine (or porphyritic) biotite granite at monadnock or low mountain areas, while the lower values occur in the area of the Pearl River Delta, where the major lithology are

Table 2. Comparison of estimated dose rate in ZSC and the measured ones in Doumen District in Zhuhai City (nGy/h)

Area	Soil type	Number of samples	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum
ZSC	S	296	78,4	13,2	49,4	157,1
	G	125	127,4	49,4	48,3	247,5
DD*	S	183	66,3	11,8	44,5	120,1
	G	164	145,9	32,19	74,1	248,7

Note: * – After WANG [15]; S – Sedimentary; G – Granite rock or weathered granite

river sediments, such as clay and yellow fine sand.

- 3) K content average in ZSC is approximate with the average of the 12 provinces of southern China, as well as the nation-wide stream sediment, but the contents of U and Th, especially Th, is much higher than the abundance of elements in stream sediment in Southern China and nation-wide mean value of elements in stream sediments. Th concentration is 2 times as the nation-wide average of thorium content in stream sediments.

The radioactive equilibrium situation of ^{238}U series and ^{232}Th

series have not been studied during the RGNR program, but the air-absorbed dose rate is calculated on the assumption of radioactive equilibrium. In addition, there are no measured dose rate data in ZSC for intercomparison. It is recommended to carry out a more detailed study and survey. It is also need to research the problem why K contents are lower values on the areas of biotitic-granite in WGS.

Acknowledgments

The research was supported by National Natural Science Foundation of China (No.41273063).

References

1. XIE Xue-jing, Discussion on various methods for RGNR [J]. // *Geophysical and Geochemical Exploration*, 1979. – №1. – P.18–26 (in Chinese).
2. XIE Xue-jing, REN Tian-xiang, XI Xiao-huan, ZHANG Li-sheng, The Implementation of the Regional Geochemistry-National Reconnaissance Program (RGNR) in China in the Past Thirty Years[J]. // *Acta Geoscientica Sinica*, 2009. – Vol.30. – №6. – P.700–716 (in Chinese with English abstract).
3. REN Tian-xiang, ZHANG Zhong-fa, XIE Xue-jin, A discussion on methodology for sorting out and utilization of data on 1:200 000 regional exploration[J]. // *Geophysical and Geochemical Exploration*, 1978. – №2. – P.12–18 (in Chinese).
4. XI Xiao-huan, Geological Survey – Strategic choice of 21st century exploration geochemistry[J]. // *Geophysical and Geochemical Exploration*, 2007. – Vol.31. – №4. – P.4–9 (in Chinese with English abstract).
5. LUO Su-fei, Compilation method of 1,200,000 regional geochemical map of Hunan Province[J]. // *Geophysical and Geochemical Exploration*, 1979. – №5. – P.17–25/54(in Chinese).
6. XIE Xue-jin, LI Lian-zhong, YAN Ming-cai, SHEN Hui-jun, Geochemical reference samples, first available values of drainage sediment GSD 1–8 from China[J]. // *Geophysical and Geochemical Exploration*, 1982. – №5. – P.303–319 (in Chinese).
7. YAN Ming-cai, ZHU Jun-xiao, WANG Chun-shu, Preparation of reference samples of geochemical stream sediment [J]. // *Geophysical and Geochemical Exploration*, 1981. – №6. – P.321–333 (in Chinese).
8. YAN Ming-cai, The birth of eight reference samples of drainage sediment [N], *China Daily of Geology*, 1984,1984-07-09(2) (in Chinese).
9. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources and effects of ionizing radiation, UNSCEAR, 2000, New York.
10. International Atomic of Energy Agency, Airborne Gamma Ray Spectrometry Surveying, Technical Report Series 323, 1991, IAEA, Vienna.
11. International Commission on Radiation Unit and Measurements, Gamma Ray Spectrometry in the Environment, ICRU Report 54, 1994, U.S.A.
12. Bureau of Geology and mineral Resources of Guangdong Province, Regional Geology of Guangdong Province, People's Republic of China, Geological Publishing House, 1988, Beijing.
13. CHENG Zhei-zhong, XIE Xue-jing, PAN Han-jiang, et al, Abundance of elements in stream sediment in South China[J]. // *Earth Science Frontiers*, 2011. – Vol.18. – №5. – P.289–295 (in Chinese with English abstract).
14. REN Tian-xiang, WU Zong-hua, QIANG Rong-sheng, Methodology and technology for selection and follow-up survey of regional geochemical anomalies[M], Beijing, Geological Publishing House, 1998. – 138 p. (in Chinese).
15. WANG Nan-ping, XIAO Lei, and LI Can-ping 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. – №10. – P.888–896.

COMPLEX ECOLOGICAL EVALUATION THE OF RADON IMPACT ON THE ENVIRONEMT IN CENTRAL ASIA

A.A. Kakabayev¹, R.I. Bersimbay², A.T. Khussainov¹

¹Sh.Ualikhanov Kokshetau State University, Kokshetau, Kazakhstan, anuarka@mail.ru

²L.N. Gumilyov Eurasian National University, Astana, Kazakhstan, ribers@mail.ru

Abstract. The problems of the environmental pollution and its influence on the health of population must be solved taking into account the regional peculiarities of the territory on the basis of united methodological approach to the evaluation of the technogenic impact consequences. A sustained tendency of the scale increase of the technogenic disasters and consequences that reasonably intends to consider them as a serious threat of personal, social and environmental safety and development stability of the state economy. The radiation dose that Central Asia population gets from the radionuclide of uranium and thorium in polluted regions is not determined. The evaluation of impact from the radionuclide pollution on the health of people is not fully conducted.

In recent years projecting and constructing domestic and public buildings great attention is paid to radioactive characteristics of building constructions and materials. On the basis of

ongoing norms projecting new domestic and public buildings must be considered that annual average equivalent equilibrium volumetric activity of radon in air of domestic and public build-

ing must not exceed 200 Bk/m³. The excess of these norms lead to inconverable changes in people's organisms. Whereas the population of industrially developed countries spends most part of their time (about 80 %) inside buildings, it is necessary to control and study radiation dose determined by the presence of radon from building materials [1].

Modern period of society development is characterized by increasing contradictions between people and environment. The level of anthropogenic load in the number of regions is close to critical. In Kazakhstan annually more than thousands of natural and technogenic critical emergencies in the result of which the number of injured people is amounted to tens of thousands people, and material damage exceeds milliards tenge. Sustained tendency of scale increase of technogenic disasters and consequences that reasonably intends to consider them as a serious threat of personal, social and environmental safety and development stability of state economy. It is counted that about 13 % of the post-Soviet Kazakhstan territory was polluted with radionuclides. Main resources of pollution are nuclear tests on the proving ground in Semipalatinsk and other places of Kazakhstan; waste, for example, cumulated by oil and gas fields and uranium production. Considering uranium processing, Kazakhstan is a main producer of uranium with proved and counted additional reserve of 1,74 MT that is equivalent to 20 % of extractive minefields in the world. Minefields are placed within several uranium regions. The most important minefields are largely situated on the North and South-East of Kazakhstan and in contiguous areas of neighbor countries including China and Kyrgyzstan. Uranium processing began after World War 2, but then stopped in all oblasts except one. In Shu-Sarisu region, uranium was extracted by underground leaching method from deep minefields situated in sand and chisley layers [3].

This process implies pumping the minefield with 2 % aqueous solution of sulphuric acid through the well ring and extracting acid from the central well. Then, the solution is precipitated on sand (<1 % from extent), and then uranium is extracted (80 % field potential) with the use of ion exchange. At length, the solution is restored for the reinjection into the minefield. The company dealing with uranium processing on the territory of Kazakhstan is National Atomic Company – Kazatomprom. First the extracted uranium is concentrated in Kyrgyzstan, and then received according to contract in European company. On the territory of other oblasts – mainly in North-Kazakhstan oblast and South-East, Shu-Ili-Kindiktas oblast – uranium is located in volcanic rocks where it is situated underground or extracted

from open pits [4]. The location area of these regions and modern, old industrial facilities is shown in Pic. 1. Besides uranium, Kazakhstan possesses significant minefields of thorium. However, while the location of uranium minefields is registered in written form, information of thorium minefields is missing.

Comparison of our experience of uranium processing in other countries and results of partially research, initiated by Kazatomprom, the institution of nuclear physics in Almaty and other organizations, shows that large locations of the territory within uranium regions of Kazakhstan and Kyrgyzstan will or already put at risks caused either by the high level of natural activity (HOPM) or the high level of technological intense natural activity (THOPM). High levels of THOPM are the result of uranium exploration, extraction and processing. Uranium exploration, in particular Shu-Sarisu and Syrdarya regions – mainly was carried out by well drilling artesian basin (200–700 m below ground level) that contain concentrated by uranium sand and chisley layers. Some hundreds of them were drilled, and, possibly, the water from each well flows out into the nearby territory. Such water which usually contains the higher level of radium and its products (table 1), transpire on surface leaving infected territory around the well (Pic. 2). In the soil of such ground, the level of general alpha radiation can exceed 0,5 MBq/kg. 100 minefields were determined in Shu-Sarisu region. Remedial works began in this region for the purpose of soil pollution prevention and cancelation of access to infected water and use of this water for irrigation [5]. Now, 34 wells are closed with concrete covers, and the other 43 wells will be locked very soon by the company specialists of “JC Volkovgeologya” – Kazatomprom structure which uses money funding by the government of Kazakhstan. Since the location of artesian wells in Syrdarya region is missing, refurbishment works were not conducted and radioactive and ecological situation is unknown.

As contrasted with underground leaching, the extraction of uranium ore in mines and open pits led to storage of considerable extent of waste – generally in the form of polluted areas and waste processing. They become more dangerous if they are not covered with dam. In this circumstances polluted water leak out into surface water that afterwards direct or circumstantially are used by animals and people. Also, in many places of the world, for example, in Canada, tail material was used as a source of prepared filler in building industry. If tail materials were used for foundation covering or for other purposes in building, the experience shows that high concentration of radon in domestic buildings can gather a considerable dose of radiation in organisms of people, and in factories – in organisms of workers. It is unknown in what degree tail materials were used for building purposes in Kazakhstan. In general, it is counted that the total activity of radioactive waste in Kazakhstan make about 8×10^{15} Bq for low level waste and 1×10^{15} Bq for average waste level. Most of them are located in North Kazakhstan uranium regions, where two million people live [6].

In connection with variety of soil-climatic conditions, specificity of farming, peculiarities of food ration of people critical links of agricultural chains can differ from different regions of the country and even oblast regions. Intake of radionuclides and chemical pollutants in organisms together with agricultural products can play an important role in the risk formation of de-

Table 1.

Radionuclide	Intervention level	Minimum, Bq/dm ³	Maximum, Bq/dm ³
General alpha radioactivity	0,1	0,5	174
U-238	3,1	0,02	1,8
Ra-226	0,5	0,1	45,7
Rn-222	60	40	5 400
Pb-210	0,2	<0,3	16,0
Po-210	0,12	<0,3	1,8

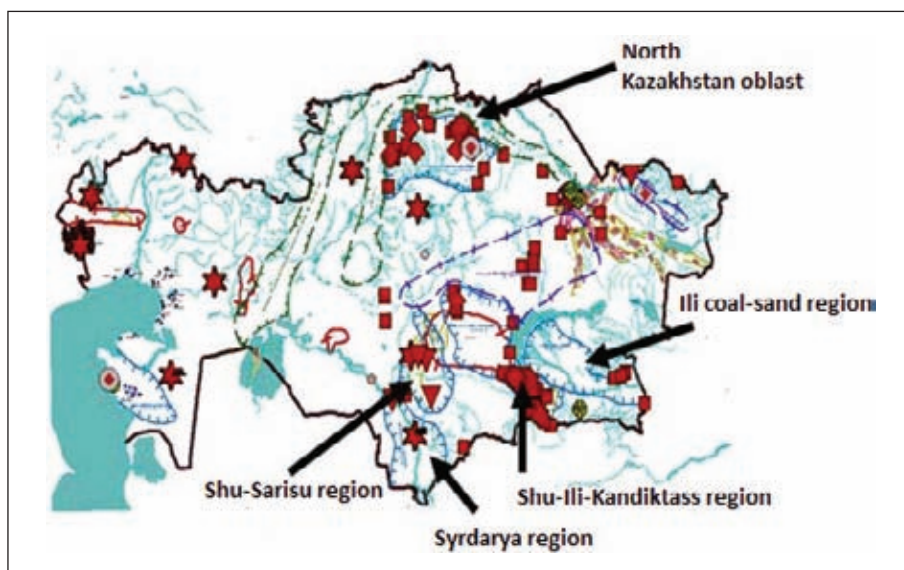


Figure 1. Map which shows the location of main uranium regions in Kazakhstan, uranium mines/open pits (squares and rhombs) and regions of uranium processing by the leaching method (inverted triangles). Also there showed locations of nuclear explosions (stars) and uranium factories (rhombs inside circles)

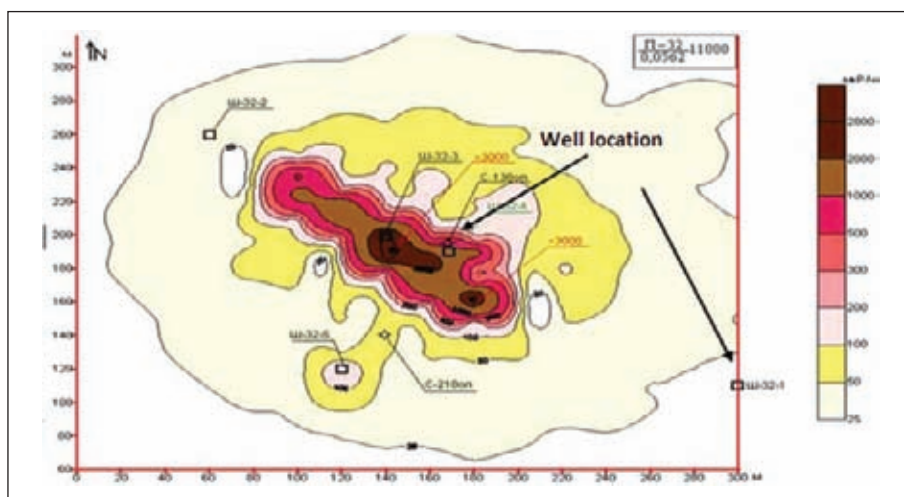


Figure 2. Line map shows levels of soil pollution around typical well group. Levels of gamma-radiation exceed 30 mSv/h on the most of the polluted territory

crease expected duration of life (pic. 3).

Evolved by building constructions and materials of buildings radon coming in environment including atmospheric emission, increase effective dose that lead to negative changes in plant and animal life [7].

The problem of providing radon safety in town-planning complex can be solved on the basis of radiation characteristics researches of building materials, territories, open air and radon concentration in air of domestic, public and industrial buildings of each region (oblast).

α-radioactivity (alpha-radiation) is realized as alpha-particle flow emanating at radioactive disintegration of heavy plumbum elements or forming during nuclear reaction. Alpha-particle is actually helium bullet consisting of 2 protons and 2 neutrons. It has static electric charge +2, mass number – 4. Alpha radiation

has a little penetrability (only a few centimeters in air and tens of microns in biological tissue). Alpha-particle flow can easily stop even a sheet of paper. That is why even alpha-particles with the largest power cannot penetrate through rough top layer of skin cells. However, alpha-radiation is more dangerous when the source of alpha-particles is inside the organism. Main alpha-radiations and appropriate effective doses which a person can take for a year of water use containing any of these alpha-radionuclides with radiation level of 0,1 Bk/l are given below.

In case of thorium-232 is usually make a little dose of general alpha radioactivity, World Health Organization (WHO) considered possible to recommend the amount of 0,1 Bk/l as limiting value of general alpha activity for purposes of routine control of radiological water safety [8].

The formation and spread of radon is studied by geology

because rocks are considered the origin. First radon content in environment depends on the concentration of parent elements in rocks and soil that is why the first idea about radon spread in environment can give geological maps [8].

The further movement of radon is connected with the filling characteristics of rock pore space. The area of aeration i.e. above the level of ground water, porosity and rock cavities and soils is filled as a rule with air. Below the level of ground water all empty space of rocks is filled with water (oil and gas regions may be filled with oil and gas). In first case radon as any gases spreads by the diffusion law. In the second case – radon can migrate together with water. Migratory range of radon is determined by half-life period. Whereas this period is not so long, migratory range of radon cannot be large. For dry rocks the range is larger. Though, radon as a rule, migrate in aquatic environment. That is why the study of radon in water is of great interest. In exceptional cases the appearance of radon in buildings can be brought by piped water and domestic gas.

From the above, it is apparent that Kazakhstan and Kyrgyzstan has vast territories seriously infected by radionuclides. It is also apparent because of the absence of water control most of the regions have substantial potential for spread of pollution outside already polluted territories and (considering river and ground water direction) further transfrontier pollution. According to the data, most of problems were caused by the work of uranium extraction and processing factories. Current production activity i.e. uranium ground leaching seems to cause lower impact on environment but it requires confirming. Also there is no information on the level of diseases necessary for evaluation of uranium impact on people living in neighboring regions [9]. We also do not know the scale of potential impact on population. However, earlier there were cases of medical and pathological problems which appeared among the local population and it is suggested that they are concerned with environmental conditions. Therefore, the government of Kazakhstan expressed concern towards radioactive and ecological situation within the region. Cases of health aggravation of local population prove a harmful impact on environment and people's health – though, other social and economic factors are important. Syz'ak region on the south of Kazakhstan: the highest level of infant mortality rate – 75 of 1000 newborns in Kazakhstan; most of the people are under constant medical supervision (~12%); most of

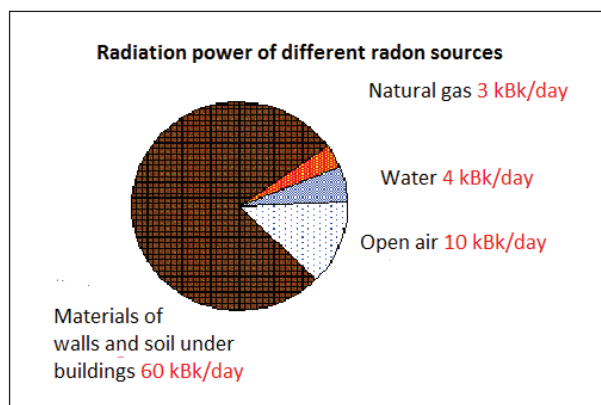


Figure 3. Radiation power of different radon sources

women suffer from amnesia; the number of infectious diseases, nervous system disorder, stenocardia, malignant neoplasms, congenital anomaly and bronchial allergy increased. It is necessary to determine how far pathology can be connected with dumps and drains of radioactive waste from uranium production. Many regions in Kazakhstan are seriously polluted by radionuclides come from uranium production. Waste cumulated in the result of factory work concerned with uranium production is left abandoned (however, Kazatomprom worked out a program of recultivation in some regions funding by the government of Kazakhstan) and constitutes the most potential danger. It is apparent that waste taken from production activity of modern uranium factories in Kazakhstan is managed and makes a smaller impact on environment but this fact requires confirming [10].

The damage level for environment from existing radionuclide waste and potential further pollution in future were not fully studied and estimated. Many polluted locations were not examined, and those locations that constitute the biggest danger now and potential risk for people are unknown. The radiation dose that local people get from uranium and thorium radionuclides in polluted territories is not yet determined. The impact evaluation from radionuclide pollution on people's health is not carried out.

It follows that there is a great need in international support of the government of Kazakhstan on the scale evaluation of current radioactive and ecological situation and impact potential on population health of the country.

References

1. Aleksandrova Zh.N. Nuclear and geophysical measurement parameters of botanic rehabilitation of radioactive and polluted areas: (04.00.24; 04.00.12): Autoref. Thesis of the candidate of geological and mineralogical sciences/ Geophysics institution of Ural department of the Russian Academy of Science. – Ekaterinburg, 1998. – P.19.
2. Atomic explosions for peaceful: collected works / edited by I.D. Morokhova. – M.: Atomizdat, 1970. – P.124.
3. Belousov A.S. "Radiation Counter". – M.: Science, 1972. – P.160.
4. Bochkarev V., Keyrim-Markus I. "Activity measurement of Beta- and Gamma-radiation sources". – M.: USSR Academy of Science press, 1953. – P.244.
5. Bulatov V.I. "200 nuclear proving grounds of the USSR: Geography of radioactive disasters and pollutions". – Novosibirsk: CERIS, 1993. – P.88.
6. East-Ural radioactive trace: Sverdlovskaya oblast / edited by V.N. Chukanov. – Ekaterinburg: Ural department of the Russian Academy of Science. IPE. 1996. – P.168.
7. Vyazemski V.O., Lomanosov I.I., Pisarevski A.N. and others. Scintillation method in radiometric measurement. – M.: Gosatomizdat, 1990. – P.430.
8. Yu. Golubov B.I. "Peaceful explosion or camouflet with joker" // Energy. – 1993. – №6. – P.51–55.
9. Goryachenkova T.A., Pavlotskaya F.I. and others "The content and spread of plutonium in near impact area soil of Beloyarskaya FNPP". – Atomic energy, 1992. – V.73. – edition 3. – P.229–233.
10. Grechushkina M.P. "Composition table of momentary separation products U^{235} , U^{238} and P^{239} ". – M.: Atomizdat, 1964.

THE DISTRIBUTION AND CHARACTERISTICS OF $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ CONCENTRATION IN SOIL GAS IN ZHONGSHAN CITY IN GUANGDONG PROVINCE, CHINA

Wang Nanping^{1,2}, Xiao Lei, Peng Aimin, Chu Xingming, Ying Ying, Qin Chunyan, Zheng Lihui

¹School of Geophysics and Information Technology, China University of Geosciences, Beijing, China, npwang@cugb.edu.cn

²Key Laboratory of Geo-detection (China University of Geosciences, Beijing), Ministry of Education Beijing, China

Abstract. The survey of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentration in soil gas was conducted for the first time using a RAD7 portable radon monitor at 67 locations covered the total area of 1800 km² in Zhongshan City (ZSC), located in Guangdong Province of China, in the radon survey for radon mapping. ^{222}Rn concentrations increase as measured depths increase but ^{220}Rn concentrations are almost unchanged at different depth. The sites with ^{222}Rn high-value are mainly located in the granite outcrops and that with low-value in sedimentary region. $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ anomaly outcrop area and scope does not match in ZSC. ^{220}Rn distribution patterns coincide with the patterns of ^{232}Th specific radioactivity in soil.

Introduction

Radon is one of the most dangerous radioactive elements in the 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 per year, an average in the world [1]. The annual effective dose ratio of ^{220}Rn and its daughters to ^{222}Rn changed from 6% to 9%, based on UNSCEAR 1993 report and 2000 report [2, 1]. The results of radon survey displayed that the soil radon was a major source of indoor radon for the rooms at the first floor of buildings in China and abroad.

As we known Yangjing County (YC) of China is one of high-radiation-background areas in China [3]. The dominant geological characteristics are where monazite materials and uranium materials are enriched in soil and rocks. The research results showed that ^{220}Rn progeny concentration levels were relatively high and violently changed in most areas in YC and Guangzhou City (GC) and Zhuhai City (ZC) [4, 5]. The indoor concentrations of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$, respectively, were 263/207 Bqm⁻³ and 60,4/127,9 Bqm⁻³, the equilibrium equivalent concentration EECRn/EECTn were 41,8/4,7 Bqm⁻³ and 52,9/4,0 Bqm⁻³, respectively, using passive Rn-Tn accumulated cups (CR-39) in YC and ZC [6, 7]. The average activities of ^{238}U and ^{232}Th were $85,8 \pm 31,6$ Bqkg⁻¹ and $159,8 \pm 49,0$ Bqkg⁻¹, respectively, in soil in ZC by a portable gamma-ray spectrometer with a NaI (TI) detector in our survey from 2002 to 2003 [8]. In 1980s the survey of the level and distribution of radionuclides in soil in China was performed in nationwide. The survey results is the geometric mean of ^{232}Th concentration in soil was 84,7 Bqkg⁻¹ in Guangdong Province, China [9] and it was nearly 3,4 times as the typical value in soil in the world (25 Bqkg⁻¹).

According to the results of geological survey, the outcrop areas were mainly composited of the Middle and Late Jurassic and Cretaceous biotitic-granite and granodiorite [10], where higher ^{232}Th specific radioactivity had been observed in soil in ZC and Zhongshang City (ZSC), similar as that in YC. So $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ survey in soil gas was carried out during our radon mapping in 2011.

Instrument and method

^{222}Rn and ^{220}Rn concentrations in the soil gas were determined by a RAD7 radon monitor in ZSC.

The RAD7 radon monitor contains a solid-state ion-implanted lanar silicon detector and built-in pump with a flow rate of 1 dm³ min⁻¹. It has desiccant (CaSO₄) tubes and inlet filters (pore size 1 μm) that block fine dust particles and radon daughters from entering the radon test chamber. The RAD7's internal sample cell is a 0,7 L conducting hemisphere with 2200 V potential relative to the detector which is placed on the center of the hemisphere. The RAD7 separates ^{222}Rn and ^{220}Rn signals by alpha particles energies from the decay of ^{218}Po and ^{216}Po .

A solid-walled and stainless tube of 8 mm internal diameter

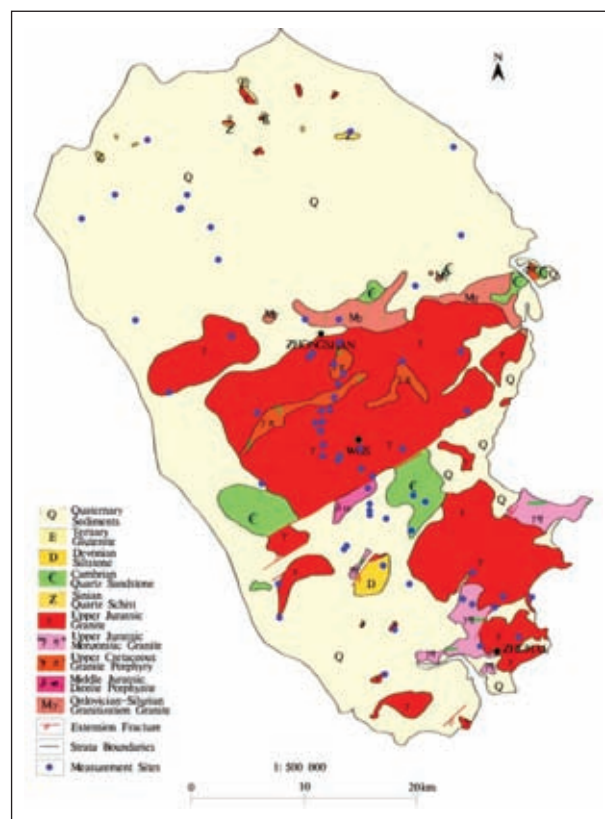


Figure 1. Geological map of surveyed area

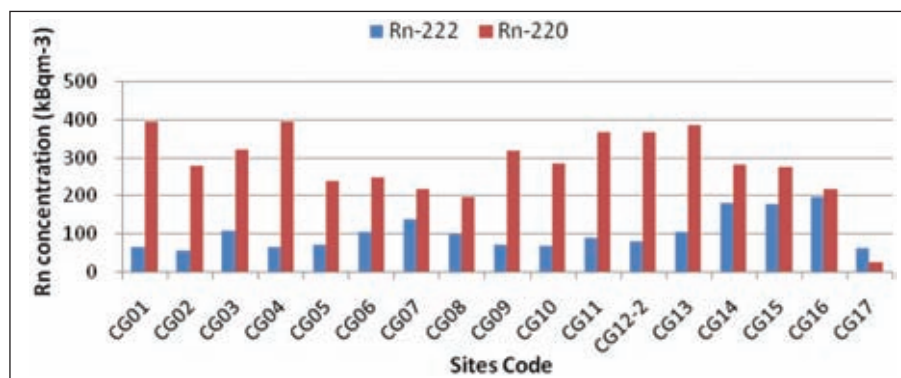
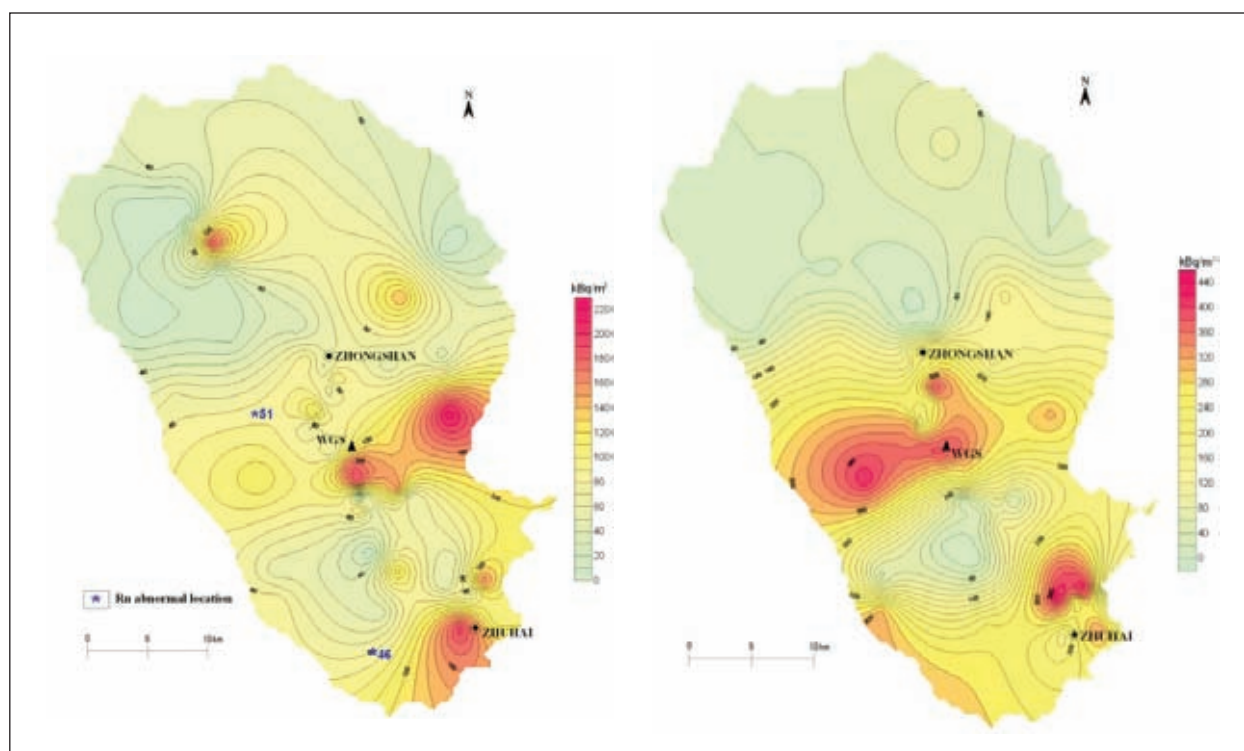


Figure 2. Measured a profile of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations over a typical geological section



(a) – ^{222}Rn ; (b) – ^{220}Rn .

Figure 3. Contour maps of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentration in soil gas in Zhongshan City (kBqm^{-3})

and 110 cm length were pounded into the ground to the depth of 80 cm under the ground surface at every sampling site. The sampling tube outlet was connected to the inlet of the RAD7 via silicon pipe. Soil gas was driven into the RAD7's internal sample cell by its built-in pump and was measured in sniff mode with 3 min. sampling time, while the pump ran continuously. In all the measurements the cycle time at each site was at least 30 min. depending on soil permeability. Three sites were observed at every location. The final result is the average of the many cycles from these three sites.

The soil samples were collected at depths ranging from 0 to 4 cm during the radon survey. ^{232}Th concentrations were analyzed by using a high-purity germanium gamma-ray spectrometer in the laboratory, with a relative efficiency 32% and energy resolutions of 1,76 keV at 1332 keV. For the determina-

tion of radionuclides and their activities, the GammaVision 32 software package was used.

Overview of surveyed area

The surveyed area covered 1800 km^2 , between $113^\circ 08' \text{E}$ and $113^\circ 37' \text{E}$, and between $22^\circ 10' \text{N}$ and $22^\circ 46' \text{N}$. A simplified geological map extracted from a 1/500 000 digital geological map database of China Geological Survey (CGS), and measurement locations are shown on Figure 1. The surface deposits that formed since the Late Quaternary mainly consist of arene, medium sized arentilla and arentilla or silty sand and silty clay-clay. The intrusive rocks include the Middle and Late Jurassic and Cretaceous biotitic-granite and granodiorite [10].

Surveyed areas can be divided into three geomorphologic

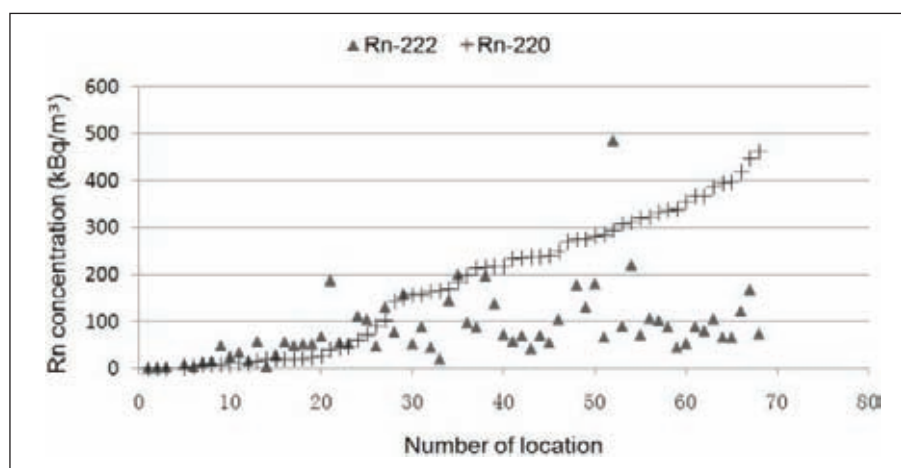


Figure 4. The scatter plot of ^{222}Rn and ^{220}Rn

regions: coastal mountain region, hill and valley region, and plain region. The mountain and hill regions are mainly covered with granite and plain region with Quaternary sediments. There is an oceanic monsoonal climate with the average annual temperature of $22,4^\circ\text{C}$ and the average relative humidity of 79 % in ZSC and in ZC.

Distribution characteristics of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$

Depth variation

As we known, the ^{222}Rn concentrations in soil gas are varied as the depth from the surface to the depth because of radon exhalation at the surface of the earth, but how ^{220}Rn concentrations change are not so clear. Three typical experiment sites were selected: CG05 (original weathered granite outcrops), NLCKC (all-weathered granite) and YMC (sandstone). $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations measured are shown as Table 1.

There are several observations from Table 1:

- ^{222}Rn concentrations varies as measured depths and the larger ^{222}Rn concentration was and the deeper the depth at three sites.
- It is not obvious that ^{220}Rn concentration varies with depths at three sites.
- $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations display significant deference between these sites, such as NLCKC and YMC. Why the highest concentration was observed at YMC need to do detail research at that site because normally the ^{222}Rn concentration is not so high in sandstone region. Another surprising result is that the lowest value of ^{220}Rn concentrations was recorded at the depth of 140 cm at Site YMC.

Profile characteristics

Figure 2 is the profile of a profile of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations over a typical geological section which is cross the Wuguishan Mountain (WGS). It will be obvious that ^{220}Rn concentrations are higher than ^{222}Rn except Site CG17 where the surface deposits mainly consist of the Late Quaternary sediments.

Contour maps

In the surveyed areas based on the data of measured 67 sites, the concentrations of $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ varied from $3,27/6,65 \text{ kBq m}^{-3}$ to $1199/461 \text{ kBq m}^{-3}$; and the av-

erage were $140,74/294,42 \pm 201,78/81,36 \text{ kBq m}^{-3}$, and $37,50/23,30 \pm 49,86/25,84 \text{ kBq m}^{-3}$ for weathered granite products and sediments, respectively.

The $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ contour maps are shown as in Figure 3. $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ anomaly outcrop area and scope does not match from Figure 3. Generally speaking, the sites with ^{222}Rn high-value are mainly located in the granite outcrops, but the areas with high values are relatively small. Low levels of ^{222}Rn and ^{220}Rn concentrations are caused by the low porosity and permeability of the moist compact clay soil. However, high levels of ^{222}Rn and ^{220}Rn will be noted when the surface soils overlying with fresh decomposed granite products. The soil gas ^{222}Rn concentrations will increase as long as the thickness of backfill of weathered granite products with high ^{226}Ra content reaches 100 cm, although these sites are located in Quaternary sediment region. A ^{222}Rn anomaly was found located at the southern part of the surveyed area and its value reached 1199 kBq m^{-3} , located in a small weathered granite outcrops. The next highest concentration (486 kBq m^{-3}) was recorded at a site in the western part of Wuguishan Mountain (WGS). ^{220}Rn distribution patterns coincide with ^{232}Th specific radioactivity [11].

Comparison the levels of $^{220}\text{Rn}/^{222}\text{Rn}$ and ^{232}Th contents

Figure 4 shows scatter plot of the ^{222}Rn and ^{220}Rn at corresponding measuring points. It shows that a large dispersion

Table 1. $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations varies as depths (kBq m^{-3})

Depth/cm	CG05		NLCKC		YMC	
	^{222}Rn	^{220}Rn	^{222}Rn	^{220}Rn	^{222}Rn	^{220}Rn
20	18,5	257,0	15,2	153,5	38,9	115,3
40	37,2	261,5	22,5	172,0	80,0	139,0
60	57,1	229,3	32,7	186,0	132,2	154,0
80	53,8	263,5	–	–	193,2	177,3
100	65,8	267,2	47,5	145,8	227,5	165,2
120	–	–	50,4	167,0	229,9	127,3
140	70,2a	232,4	65,0	182,7	181,5	68,9
160	78,8b	289,3	67,8	172,3	266,5	164,2

Note: a – at 130 cm; b – at 150 cm.

of soil $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations.

(1) The ^{222}Rn concentrations of the first 19 measurement points are very low (corresponding to the Quaternary sediment areas), while they vary from the tens kBqm^{-3} to 486 kBqm^{-3} at the remaining 47 points. The arithmetic mean is $100,41 \text{ kBqm}^{-3}$ (excluding the abnormal point), the maximum reaches to 1199 kBqm^{-3} (not including in Figure 4).

(2) Similarly, soil ^{220}Rn concentrations of the first 19 measurements are very low with the mean of 13 kBqm^{-3} , however the values appear dramatic changes from $41,09 \text{ kBqm}^{-3}$ to $461,32 \text{ kBqm}^{-3}$ in the remaining points which located in the regions of granite and weathered granite.

(3) There are three sites (Locations BFXDC, DJH and ZHYZ) where ^{220}Rn concentrations are over 400 kBqm^{-3} but their ^{222}Rn are between $73,45 \text{ kBqm}^{-3}$ to $121,34 \text{ kBqm}^{-3}$. The ^{220}Rn concentrations of 13 locations varied from $308,97 \text{ kBqm}^{-3}$ to $396,64 \text{ kBqm}^{-3}$. These sites have high permeability and porosity according to geological investigation in the field. The highest ^{222}Rn concentration, $485,56 \text{ kBqm}^{-3}$, was recorded at location BFSLL in region of weathered granite and ^{220}Rn concentration is $294,83 \text{ kBqm}^{-3}$ at the same location.

(4) The results display that low levels of ^{222}Rn and ^{220}Rn

were caused by the low porosity and permeability of the moist compact clay soil and ^{220}Rn has a closer relationship with porosity and permeability of soil than ^{222}Rn .

Conclusion and suggestion

The soil radon survey results in a large scale show that soil gas $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentrations are relatively high in the regions of granite outcrops in ZSC. ^{220}Rn distribution patterns coincide with patterns of ^{232}Th specific radioactivity in soil. It may lead to higher levels of indoor $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ and its progenies concentrations because specific radioactivity of ^{226}Ra and ^{232}Th in the granitic rocks in ZSC is almost the same as that in YC and in ZC.

It is worth paying attention to the problem of such high $^{222}\text{Rn}/^{220}\text{Rn}$ concentration in soil gas in ZC and ZSC.

ACKNOWLEDGEMENTS

This research was supported by the Natural Science Foundation of China (No.40174096). The authors would like to express our thanks to Tian Gui and Peng Mali, graduate students in our laboratory, for their hard work in the field.

REFERENCES

1. UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, Sources and effects of ionization radiation, UNSCEAR, 2000.
2. UNITED NATIONS SCIENTIFIC COMMITTEE ON THE EFFECTS OF ATOMIC RADIATION, Sources and effects of ionization radiation, UNSCEAR, 1993.
3. Wei, L., et al, High Background radiation research in Yangjiang China. – Atomic Energy Press, Beijing, 1996.
4. Zhagn, L. and Shang, B. Indoor ^{222}Rn and ^{220}Rn concentration survey in Guangzhou. // Chin. J. Radio. Heath, 2004. – №13. – P.36–37.
5. Wang N., Xiao, L., Li, C. et al., Distribution and characteristics of radon gas in soil from a high-background-radiation city in China. // J. Nucl. Sci. Technol. 2011. – Vol.48. – №.5. – P.751–758.
6. Cheng, B. and Guo, Q. Study on indoor ^{222}Rn , ^{220}Rn progeny in air in high background radiation area of Yangjiang, China. // Radiat. Prot. 2006. – №26. – P.50–55.
7. Cheng, Y. Cheng, J. and Guo, Q. Integrating measurement of ^{220}Rn progeny in the environment. // Radiat. Prot. 2002. – №22. – P.147–152.
8. Wang, N. Xiao, L. Li, C. Huang, Y. Pei, S. Liu S. Xie, F. and Cheng Y. 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. – №10. – P.888–896.
9. Zhang, S. Pan, J. and Li, Y. The level and distribution of radonulides in soil in China, Chin. J. Radio. Med and Prot. suppl.2,1988, P.1–15.
10. Bureau of Geology and mineral Resources of Guangdong Province, Regional Geology of Guangdong Province, People's Republic of China, Geological Publishing House, Beijing, 1988.
11. Wang, N., Peng, A., and Xiao L. et al. The level and distribution of ^{220}Rn concentration in soil-gas in Guangdong Province, China. // RADIAT. PROT. DOSIM., 2012. – Vol.152. – №1–3. – P.204–209.

РЕТРОСПЕКТИВНАЯ ДОЗИМЕТРИЯ И ЭПР КРОВИ ЛИКВИДАТОРОВ ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АВАРИИ

Н. Миронова-Улмане¹, М. Поляков¹, А. Павленко¹, Т. Звагуле², Н. Курьяне², Н. Габрушева²

¹Институт физики твердого тела Латвийского университета, Рига, Латвия, nina@cfi.lu.lv

²Центр профессиональной и радиационной медицины клинической больницы им. Страдыня, Латвия

THE RETROSPECTIVE DOSIMETRY AND EPR OF BLOOD OF CHERNOBYL WORKERS

N. Mironova-Ulmane¹, M. Polakovs¹, A. Pavlenko¹, T. Zvagule², N. Kurjane², N. Gabrusheva²

¹Institute of solid State Physics, University of Latvia, Riga, Latvia, nina@cfi.lu.lv

²Centre of Occupational and Radiological Medicine of P. Stradins Clinical University Hospital, Latvia

Abstract. The Individual dose reconstruction by Electron Paramagnetic Resonance (EPR) has been performed for a group of Latvian inhabitants participated at Chernobyl reactor accident clean-up activities. The total EPR dose including exposure from internal/external higher was measured. The officially documented dose The internal component of total EPR dose has been verified by the activity ⁹⁰Sr-⁹⁰Y concentration measurements on the teeth enamel. Also we report the results of the investigations of blood of Chernobyl cleanup workers examined in the Centre of Occupational and Radiological medicine of P. Stradins Clinical hospital of Latvia blood by EPR. The results show that some liquidators' methemoglobin levels are higher than normal and it is correlated with the radioactive enamel of their teeth.

Introduction

The explosion at the Chernobyl Nuclear Power Plant occurred more than 26 years ago resulted in unpredicted release of radiation caused adverse health effects both on clean-up workers and general public. At the moment it is very well investigated topic demonstrating decreasing of public and scientific interest all over the world. However, for Republic of Belarus, Russian Federation and Ukraine and parts of some European countries is still subject of great consequence because of the impact on environment and on human resources caused by this accident. For instance, there are around 6500 Latvian inhabitants or 0,35 % of all population took part in clean-up activities from 1986 till 1991. Nowadays they present a group of chronically sick people that requires further observation, examination and scientific investigation as well as proper treatment and rehabilitation [1, 4, 7].

This paper is focused on estimation of internal and external exposure in retrospective dosimetry. Also instrumental neutron activation (INAA) studies of teeth were provided for the group of Chernobyl's clean-up workers. We report results of investigations of blood of Chernobyl cleanup workers examined in the Centre of Occupational and Radiological medicine of P. Stradins Clinical hospital of Latvia blood by EPR in the present work as well.

employed in 1988 to 1989 were mainly occupied with building of town near the Chernobyl reactor and did not involve in the works on the site of reactor itself, therefore their doses are lower than doses of earlier clean-up workers. Around 50 % of the cohort has officially documented exposure records ranging from 0,01 to 0,5 Gy (Table 2).

For the given studies surgically extracted teeth mostly molars and pre-molars affected by caries have been selected for measurements. The crown was mechanically separated from the root. The dentine was removed with a hard alloy dental drill keeping enamel as the most suitable for EPR measurements. The enamel was crushed into coarse chips using an agate mortar and pestle. The teeth mostly molars and pre-molars affected by caries have been removed by dentists during routine dental examinations. EPR retrospective dosimetry is based on measurements of amount of radiation induced radicals in hydroxyapatite (HAP) $\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_2(\text{OH})$, which present in mineralized tissues like tooth enamel, dentine and bone. Tooth enamel is more suitable for measurements taking into account high HAP content, slow metabolism and high sensitivity to ionising radiation. For instance, they intensively contribute to background EPR signals in teeth enamel ($H=0,9-1,0$ mT, $g=2,005$). Investigation of synthetic apatite with different concentration of

Materials and methods

Latvian inhabitants taking part in mitigating activities after the Chernobyl accident is an unique cohort for scientific studies because they had radiation exposure during an exact period of time and then had been moved to not-contaminated region. These workers were mainly at the age 18–45 at the time of work in Chernobyl (Table 1). People employed between 1986 and 1987 worked 1 to 3 months in average, while those employed later worked for 4 to 6 months in average. The workers

Table 1. Distribution of Chernobyl NPP accident clean-up workers by age and time of work in Chernobyl

Age Year	< 18	18–20	21–25	26–30	31–35	36–40	41–45	> 45
1986	5	122	712	635	540	387	191	46
1987	2	30	257	347	382	238	74	40
1988	0	2	6	57	227	163	60	9
1989	0	2	4	8	45	47	11	4
1990	0	0	0	0	3	2	2	0
> 1990	0	0	0	0	0	0	3	1
Total	7	156	979	1047	1196	837	341	100

Table 2. Doses of radiation received by Latvian Clean-up workers (officially documented)

Doses of exposure, Gy	Amount of clean-up workers
0,5 and >	3
0,4–0,5	2
0,3–0,4	4
0,2–0,3	515
0,1–0,2	909
0,01–0,1	1218
Not measured	2012
Total	4663

carbonate allows connecting the background signals with presence of the carbonate phases in HAP. The radioactive source was used for sample irradiation: a ^{137}Cs gamma ray source with energy 0,662 MeV. The dose was reconstructed by additive dose method [5–7]. Five measurements, one initial and four after cumulative irradiation were used to achieve linear fit in steps of 500 mGy.

The measurements of ^{90}Sr contents in tooth tissues were made using the standard radiometric method by low-level beta spectrometer at Latvian Nuclear Research Centre. The powdered teeth enamel samples were placed close to the detector and measured two times with and without Al filter minimizing self absorption of beta particles. The readings of the device were compared with the measurements of the $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ standard source with maximum energies 0,546 MeV and 2,28 MeV respectively. Applying the Al filter the low energy particles from ^{90}Sr has been absorbed and only from ^{90}Y detected. The overall uncertainty of enamel activity measurements was in the range 10–15% [8].

The samples of blood were received from the Centre of Occupational and Radiological medicine of P. Stradins Clinical hospital of Latvia, where Chernobyl “liquidators” are examined. Venous blood was donated by consenting Chernobyl clean-up worker and collected under air in glass tubes containing a small amount of sodium citrate or heparin used as an anticoagulant. Blood without any anticoagulant was also tested and showed no difference with respect to sodium citrate-treated or hepa-

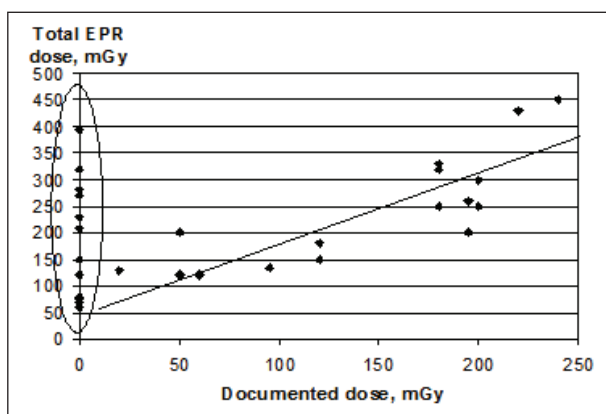
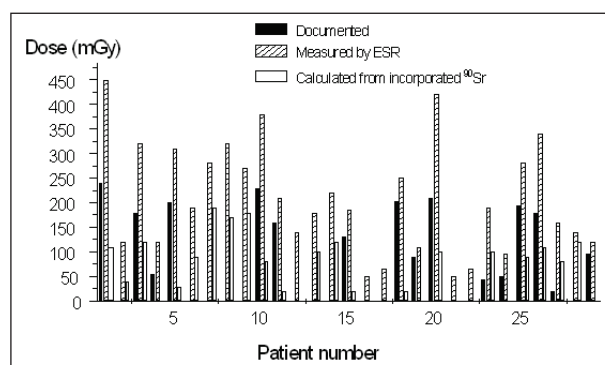
rin blood. The EPR spectra of frozen blood were measured on a BRUKER EMX-6/1 spectrometer equipped with an Aspect 2000 data system. The spectra were recorded at microwave power 6,2 mW, applying magnetic field modulation of 100 kHz and amplitude 1 mT. One spectrum is obtained averaging 20 scans with receiver time constant 25 ms. Documented dose for Chernobyl clean-up workers was taken from the register.

Results and discussion

The teeth enamel doses measured by EPR were in the range 60–450 mGy, [4] which are much higher than officially documented doses (Fig. 1). The EPR doses represent complete individual exposure included external and internal exposure during clean-up activities, exposure from medical examinations, background irradiation and etc. The interpretation of the obtained results is rather complicated and ambiguous. High data scattering may be caused by differences of professional occupation and high heterogeneity of radiation contamination within the group of individuals. It was found that results of dose rate measurements after accident are varied by factor up to 20 (if dose documented) in different points of the same location [2].

The internal component of total EPR dose has been verified by activity concentration measurements on teeth enamel. The results demonstrated correlation between external and internal exposure for one part of liquidators. The other part having no records on external exposure had significant dose from internally incorporated nuclides. The dose rate in Gy/day is estimated by empirical formula [3]. Doses estimated from incorporated ^{90}Sr are highly varied from 0 to 240 mGy (Fig. 2). It is connected with variety of factors on the workplace, kind of work, protective measures, time spend for clean-up activities and etc. [2]. Instrumental neutron activation (INAA) studies of teeth the content of microelements and calcium in the Chernobyl clean-up worker teeth in comparison with practically healthy man teeth, obtained from dentist has been measured. It was found presence of strontium (40–250 mkg/g), thorium (0–200 mkg/g) and of Zn (175–9360 mkg/g) in cleanup workers teeth. In teeth of healthy individuals thorium has not been detected. Calcium content in clean-up workers teeth varied from 25% to 33% compare to 36% in healthy individual.

The EPR spectra of human blood not participated in Cher-

**Figure 1.** Relationship of EPR reconstructed dose and officially documented**Figure 2.** Doses of Chernobyl' NPP clean-up workers absorbed in teeth

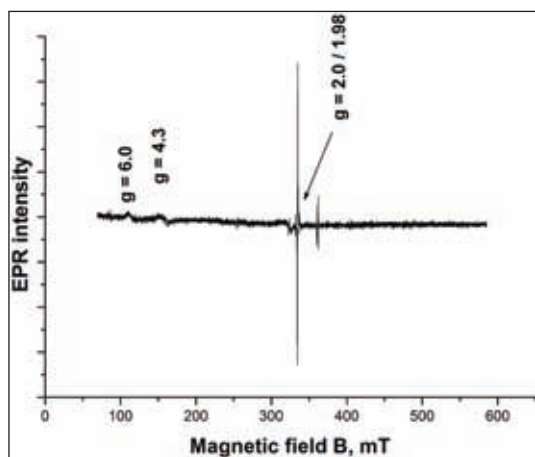


Figure 3. The spectra of human blood not participated in Chernobyl clean-up actions

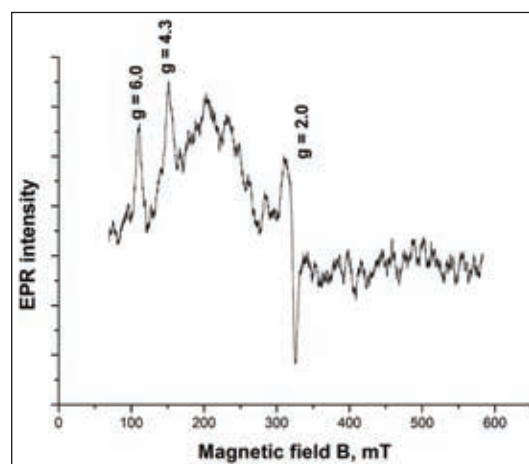


Figure 4. EPR spectrum of blood of Chernobyl clean-up worker. (Documented dose in register 0,211 Gy. $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ measured in tooth in 1997 year – 80 Bq/g)

nobyl clean-up actions are present on the Fig. 3. We can observe little intensity of EPR signal at g-factor 6,0, 4,3 and 2,0. EPR signal with $g=6,0$ associated with methemoglobin (Fe^{3+} in high spin state), EPR signal with $g=4,3$ associated with transferrin (none-heme iron Fe^{3+}), signal with $g=2,0$ associated with methemoglobin (Fe^{3+} in low spin state) and signal $g=1,98$ associated with used etalon MgO (Cr^{3+}). It is well shown on the Fig. 4 that this human blood meets methemoglobin (Fe^{3+} in high spin state) higher normal. It will be useful to say that the Fig. 3 which represents spectra of human blood not participated in Chernobyl clean-up action. It is well shown on the Fig. 5 that this human blood meets methemoglobin (Fe^{3+} in high spin state) higher normal. We observe correlation between EPR signal of methemoglobin and activity of the $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ and documented dose in register as well. The level of EPR signal of transferrin is higher normal, but comparing with EPR spectra at Fig. 6. On the Fig. 6 is shown that level of EPR signal of methemoglobin (Fe^{3+} in high spin state) $g=6,0$ is close to level of EPR signal of human not participated in Chernobyl clean-up work shown on the Fig. 3. The activity measurement of the $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ related

to human shown in description of the Fig. 6 is equal to zero. It was found that one of the main radionuclides presented in the teeth is Sr-90 and its contribution is from 20 % to 50 % of the total absorbed dose [8].

Summary and conclusion

Individual dose reconstruction by Electron Paramagnetic Resonance (EPR) has been performed for group of Latvian inhabitants participated at Chernobyl reactor accident clean-up activities. The total EPR dose including exposure from internal/external beta and gamma radiations was significantly higher, when officially documented dose where only external gamma exposure was registered. The internal component of total EPR dose has been verified by activity $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ concentration measurements on teeth enamel. These processed data show that methemoglobin level in the blood of Chernobyl clean-up workers is above normal.

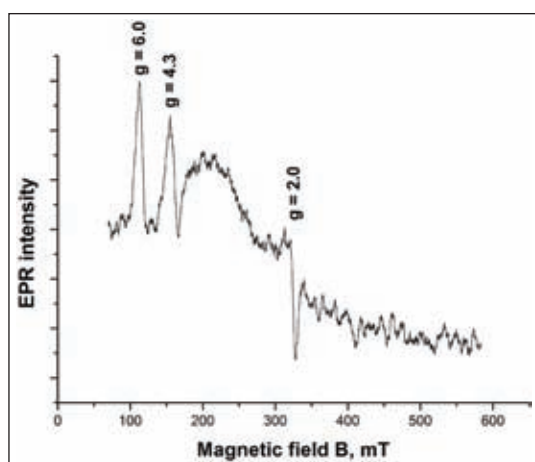


Figure 5. EPR spectrum of blood of Chernobyl clean-up worker. (Documented dose in register 0,195 Gy. The activity $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ measured in tooth in 1997 year – 60 Bq/g)

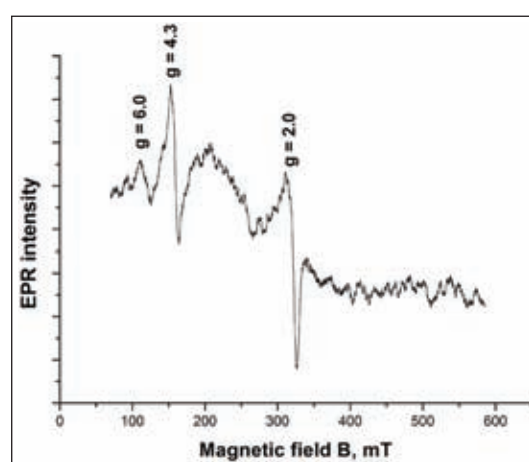


Figure 6. EPR spectrum of blood of Chernobyl clean-up worker. (Documented dose in register – 0,02 Gy. The activity $^{90}\text{Sr}/^{90}\text{Y}$ measured in tooth in 1997 year – 0 Bq/g)

Acknowledgements

This work was supported by ERDF project Nr.2DP/2.1.1.2.0/10/APIA/VIAA/010. The Latvian State Re-

search Program - project No. 4 "New materials and technologies for evaluating biological tissue, and replace".

References

1. Curbakova, E., Fabtuh, T., Zvagule, T., Eglite, M., Jekabsone, I. and Eglite, A. The health status of Chernobyl nuclear power plant accident liquidators in Latvia. // *Proc. Latvian Acad. Sci., Section B*, 1998. – №52. – P.187–191.
2. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Geraski, S.A., Sanzharova N.I., Spirin Ye.V., Spiridonov S.I., Gontarenko, I.A. and Strand P. Comparative radiation impact on biota and man in the area affected by the accident at the Chernobyl nuclear power plant. // *J. Envir. Radiat.*, 2005. – №80. – P.1–25.
3. Ilin N, Borisova V, Vetlueh V. The remote biological effects of the combined action radionuclides. – *Energoatomizdat, Moscow*, 1991 (in Russian).
4. Kurjane, N., Bruvere, R., Shitova, O., Romanova, T., Jaunalksne, I., Kirschfink, M. and A.Sochnevs. Analysis of the immune status in Latvian Chernobyl clean-up workers with non-oncological thyroid diseases. // *Scand. J. Immunol.*, 2001. – №54. – P.528–533.
5. Mironova, N., Eglite, M., Churbakova, E., Zvagule, T., Riekstina, D. Electron spin resonance and instrumental neutron activation analyses of Chernobyl nuclear power plant accident clean-up worker teeth. // *Proc. Latvian Acad. of Science*, 1998. – №52. – P.194–196.
6. Mironova-Ulmane N, Pavlenko A, Zvagule T et al. Retrospective dosimetry for Latvian workers at Chernobyl. // *Radiat. Prot. Dosim.*, 2001. – №96. – P.237–240.
7. Mironova-Ulmane N, Pavlenko A, Eglite M et al. Chernobyl clean-up workers: 17 years of follow-up in Latvia. // *Recent Advances in Multidisciplinary Applied Physics*, 2005. – P.9–19, Elsevier 2005 (ISBN 0 08 0444 696-5).
8. N. Mironova-Ulmane, M. Polakov, A. Pavlenko, D.Riekstina, T. Zvagule, E. Churbakova, N. Kurjane, N. Gabrusheva, M. Eglite, T. Kärner. Estimation of internal and external exposition in retrospective dosimetry of Chernobyl clean-up workers. *Proc. Of the 5th International Conference on Medical Physics*, 5–6 October 2007. – Kaunas University of Technology, 2007. – P.55–59. ISSN 1822–5721.

ИССЛЕДОВАНИЕ РАДИОАКТИВНОГО РАВНОВЕСИЯ В РАДИОГЕОХИМИЧЕСКИ АНОМАЛЬНЫХ УГЛЯХ МОНГОЛИИ

Н. Норов¹, С.И. Арбузов², Н. Энхбат¹, Г. Оюунболор²

¹Монгольской Государственный университет, Улан-Батор

²Томский политехнический университет, Томск

STUDY ON RADIOACTIVE EQUILIBRIUM IN RADIO-GEOCHEMICALLY ANOMALOUS COALS OF THE MONGOLIA

N. Norov, S.I. Arbuzov, N. Enkhbat, G. Oyunbolor

Nuclear Research Center, National University of Mongolia, University, nnnorov@yahoo.com

Abstract. This work has developed an evaluation method for uranium, radium equilibrium using the sum line with 186 keV energy of ²²⁶Ra and ²³⁵U isotopes. The evaluation of the radioactive equilibrium between uranium and radium, taking account on 186 keV energy of ²³⁵U by peak area of 143,7, 63 keV energy and calculated peak area of ²²⁶Ra is presented. The results of study of the radioactive equilibrium in radio-geochemically anomalous coals of the Mongolia are given.

INTRODUCTION

Natural uranium has two radioactive isotopes ²³⁸U ($T_{1/2}=4,5 \times 10^9$ years, 99,2745 % abundance), ²³⁵U ($T_{1/2}=7 \times 10^8$ years, 0,72 % abundance), and ²³²Th ($T_{1/2}=1,4 \times 10^{10}$ years, 100 % abundance). These isotopes generate three series by radioactive decay. If uranium and thorium series are in radioactive equilibrium, radioactivity could be calculated by using progenies isotopes.

Gamma radiations from these radio isotopes had been detected by germanium semiconductor detector and calculated the uranium and thorium amount in the uranium ore, charcoals, ashes, rock phosphates and soils, in the case the members of uranium and thorium series are radioactive equilibrium.

If uranium-radium and radium-radon are not radioactive equilibrium, uranium and radium are not able to be determined

by gamma rays from ²¹⁴Bi and ²¹⁴Pb which are its' progeny nuclides.

Table 1. Contribution rates of the lines with 186,2 keV and 185,7 keV energy in the sum line with 186 keV energy

Isotopes	Intensities of gamma lines with 186,2 keV and 185,7 keV energy			
	K γ [2]	K γ [3]	K γ [4]	K γ [5]
²³⁵ U	54	57,5	57,2	57,2
²²⁶ Ra	3,8	3,28	3,59	3,51
Contribution rates of the lines with 186,2 keV and 185,7keV energy in the sum line with 186 keV energy				
Rate of ²²⁶ Ra, %	59,2	55,0	57,4	56,7
Rate of ²³⁵ U, %	40,8	45,0	42,6	43,3

Table 2. Gamma intensity of some radioactive nuclides

Parent nuclide	Daughter nuclide	T _{1/2}	Energy, keV	Gamma intensity, % [2]	Gamma intensity, % [3]	Gamma intensity, % [4]	Gamma intensity, % [5]
²³⁸ U	²³⁴ Th	24,1 days	63,29	3,5	4,47	3,2	3,6
			92,38	4	2,73	2,82	4,9
			92,80	–	2,69	2,77	–
			1001,03	0,6	0,59	0,87	0,837
	²²⁶ Ra	1602 years	186,21	3,8	3,28	3,59	3,51
	²¹⁸ Po	26,8 minutes	295,21	19	19,7		18,5
			351,92	36	38,9		35,8
	²¹⁴ Bi	19,9 minutes	609,31	47	43,3	46,1	44,8
			1120,29	17	15,7	15,1	14,8
			1764,50	17	17	15,4	
²³⁵ U		7,0 × 10 ⁸ years	185,71	54	57,5	57,2	57,2
			163,35	4,6	5,0	6,3	5,08
			143,76	9,7	10,93	10,96	10,96
	²³¹ Pa	3,3 × 10 ⁴ years	64,04	–	–	4,00	
	²²³ Ra	11,4 days	144,2	4,1		3,2	

Therefore, we need to check the radioactive equilibrium of uranium-radium-radon in the investigating sample at first.

Some studies had been already made such as about evaluation of uranium-radium equilibrium by sum spectrum (186 keV)'s central line movement of ²²⁶Ra (186,2 keV) and ²³⁵U (185,7 keV) spectrums [1].

²²²Rn which is ²³⁸U progenies, is easily leaked due to be generated gaseous. So that, it is not possible to correctly determine the amounts of radium and uranium by ²²²Rn progeny nuclides which have short life time.

Therefore, we need a method to evaluate the equilibrium of uranium and radium.

METHOD OF STUDY

²³⁵U and ²²⁶Ra ratio when Radium-Uranium

It is possible to calculate the contribution ratios of ²³⁵U and ²²⁶Ra in a peak of sum line with 186 keV energy by calculating the intensity of gamma emission with 185,71 keV energy per radioactive decay of ²³⁸U, from the radio activation ratio (0,0466) of ²³⁵U and ²³⁸U.

A result of contribution ratios of ²³⁵U and ²²⁶Ra isotopes in the conjoined line with 186 keV energy are shown in table 1. This contribution ratios were calculated depending on gamma emission intensities of the isotopes respectively in the case ²³⁵U and ²²⁶Ra are radioactive equilibrium.

Estimating Method of Radioactivity Equilibrium by using 143,7 keV Energy peak

We have used 186 keV sum peak for calculation of radioactivity equilibrium in radio-geochemically anomalous coals. This sum peak is equal of the sum of the 186,2 keV peak of the ²²⁶Ra (3,51 %) and 185,7 keV peak of ²³⁵U (57,2 %). The 186 keV

sum peak (S₁₈₆) is calculated by following equation

$$S_{186} = S_{186} (^{226}\text{Ra}) + S_{185} (^{235}\text{U}) \quad (1)$$

Where, S₁₈₆ (²²⁶Ra) is a peak area of ²²⁶Ra line with 186,2 keV energy and S₁₈₅ (²³⁵U) is a peak area of ²³⁵U line with 185,7 keV energy.

From this equation, S₁₈₆ (²²⁶Ra) is expressed that S₁₈₆ (²²⁶Ra) = S₁₈₆ – S₁₈₅ (²³⁵U).

Peak area of ²³⁵U gamma line with 185,7 keV energy is expressed by relative intensity of this gamma line from an energy level with 143,7 keV energy peak.

$$\frac{I_{186}^{235}}{I_{143}^{235}} = (S_{185,7} (^{235}\text{U}) / \varepsilon_{185}) / (S_{143} (^{235}\text{U}) / \varepsilon_{143}) \quad (2)$$

Table 3. The radioactivity equilibrium in radio-geochemically anomalous coals of the Mongolia

Coal mines	Coal sample	Specific activity, Bq/kg				Ra/U
		²³⁵ U	²²⁶ Ra	²³² Th	⁴⁰ K	
Aduunchuluun	№1	443	8611	11	350	0,9
	Baga Nuur	811	8789	78	63	0,5
	Ulziit	48	995	81	450	1,0
	№4	52	1323	55	487	1,3
	№5	18	203	2,4	1,4	0,5
	Oxidized coal	179	382	189	2,3	0,1
Baga Nuur	№1	7,0	120	4	82	0,8
	№2	9,2	159	6	40	0,8
	№3	22	326	11	51	0,7
	Oxidized coal	82	191	6,4	127	0,1
Ulziit	№1	157	1312	12	86	0,4
	№2	206	1015	14	61	0,2
	№3	34	714	15	356	1,0
	Oxidized coal	471	4343	24	318	0,8

Where: $^{143}I_{U235}$, $^{185}I_{U235}$ – gamma intensities (Table 2); ε_{143} , ε_{185} – detection efficiency.

From equation (2), peak area of ^{235}U is expressed by following.

$$S_{185,7}(^{235}U) = S_{143}(^{235}U) \frac{I_{U235}^{185} \varepsilon_{185}}{I_{U235}^{143} \varepsilon_{143}} \quad (3)$$

We can easily estimate the 186,2 keV energy peak of ^{226}Ra from equation (1) and (3).

$$S_{186}(^{226}Ra) = S_{186} - S_{143}(^{235}U) \frac{\varepsilon_{185} / I_{U235}^{185}}{\varepsilon_{143} / I_{U235}^{143}} \quad (4)$$

Detection efficiency ratio of the 143,7 keV and 185,7 keV energy peak is

$$\frac{\varepsilon_{185,7}}{\varepsilon_{143,7}} = 0,91 \pm 0,05$$

We have been the following result (5) from the calculation of gamma intensity with 143,7 keV energy including contribution of a line with 144,3 keV energy peak radiated by ^{223}Ra in the ^{235}U series.

$$\frac{I_{U235}^{185,7}}{I_{U235}^{143,7} + I_{U235}^{144,2}} = \frac{57,2}{10,96 + 3,5} = 3,95 \quad (5)$$

If equation (3) is replaced by the result of equation (5) and detection efficiency ratio:

$$S_{185,7}(^{235}U) = S_{143}(^{235}U) \cdot 0,91 \cdot 3,9 \times S_{143}(^{235}U) \quad (6)$$

Such as this, 186,2 keV peak peak of the ^{226}Ra is calculated by following equation from the sum 186 keV energy peak.

$$S_{186}(^{226}Ra) = S_{186} - 3,59 \cdot S_{143}(^{235}U) \quad (7)$$

RESULT

Measured specific activities of natural radionuclides and radioactivity equilibrium in radio-geochemically anomalous coal samples from different Mongolian mines are presented in Tables 3.

In table 4 shows activity concentrations of the ^{226}Ra and ^{232}Th , radioactivity equilibrium in oxidated coal, humus acid,

Table 4. The radioactivity equilibrium in oxidated coal, humus acid, organic and mineral fractions of coal

Sample	Specific activity, Bq/kg			Ra/U
	^{238}U (185,7 keV)	^{226}Ra	^{232}Th	
Aduunchuluun	1951	1408	9,2	0,7
$\phi > 1,6 \text{ g/cm}^3$	7402	3701	9,8	0,5
$\phi < 1,6 \text{ g/cm}^3$	1674	761	9,1	0,45
Oxidated coal	1962	79	32	0,08
Humus acid	162	154	11	0,9
Resuum	848	147	10	0,17
Baga Nuur coal	861	289	15	0,33
$\phi > 1,6 \text{ g/cm}^3$	1094	460	9,8	0,4
$\phi > 1,6 \text{ g/cm}^3$	794	241	20	0,3
Oxidated coal	1726	206	-	0,1
Humus acid	161	161	20	1,0
Resuum	1620	167	-	0,1

organic and mineral fractions of coal from Aduunchuluun and Baga Nuur mines.

CONCLUSION

1) We have developed that a simplified method to determine the ratio of ^{235}U and ^{226}Ra in overlapped peak of the 186 keV energy by using gamma line with 143,7 keV energy.

2) By this method, we researched to estimate the specific radioactivity ^{238}U and ^{226}Ra , and the radioactive equilibrium in radio-geochemically anomalous coals of the Mongolia.

3) The uranium concentration in humus acid separated from oxidated coal was found to be at the saturation level of 160 Bq/kg as well as the radioactive disequilibrium between the uranium and the radium was observed. A main reason of this radioactive disequilibrium was the accumulation of the uranium in these samples, which dissolved from ground water into the coal state.

4) The samples of Baganuur and Aduunchuluun Oxidated coal were separated as the density fraction of it, into higher, which mineral fraction, than 1,6 g/cm³ and lower than it, which organic fraction, then that uranium concentration in the mineral fraction is more than the raw coal samples was observed.

REFERENCES

1. Chultem. D., Norov N., Ganzorig J., Gansukh N. A study of Uranium / Radium disequilibrium by the spectral line centroid expansion method. // Nuclear Geophysics, 1991. – Vol.5. – №4. – P.541–545, Oxford, Pergamum Press.
2. Novikov G.F. Radiometric survey. Text edition for BuzovL.: Nedra, 1989.
3. INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY. Technical Reports Series №295. Measurement of Radionuclide's in food

and the Environment, 1989.

4. Table of nuclides 2000, Nuclear Data Center, Korea Atomic Energy Research Institute /http://atom.kaeri.re.kr/.
5. Y.Y. Ebaid, Use of gamma-ray spectrometry for uranium isotopic analysis in environmental samples, 2009. – P.69–74.
6. M. Bickel, W. Nagel, and F. Qulk. High precision determination of Uranium in ore by Gamma-ray Spectrometry. // Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 1996. – Vol.209. – №1. – P.113–121.

ИССЛЕДОВАНИЕ СОРБЕНТОВ НА ОСНОВЕ ФЕРРОЦИАНИДА МЕДИ ДЛЯ ПЕРЕРАБОТКИ ВЫСОКОСОЛЕВЫХ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

А.С. Торопов

Семипалатинский государственный университет имени Шакарима, Институт радиационной безопасности и экологии НЯЦ РК, г. Курчатов

THE STUDY OF SORBENTS BASED ON COPPER FERROCYANIDE FOR THE TREATMENT OF HIGHLY SALINE LIQUID RADIOACTIVE WASTES

A.S. Toropov

Semey State University named after Shakarim, Republic of Kazakhstan, Institute of Radiation Safety and Ecology NNC RK, Kurchatov, toropov@nnc.kz

Introduction

Radioactive waste management, being an integral part of the nuclear fuel cycle, is one of the key areas in the development of nuclear energy in general [4].

Currently, the reactor BN-350 in Aktau, Kazakhstan is being decommissioned. The nuclear power complex in Mangistau stores about 5000 m³ of liquid radioactive waste (LRW). This LRW has a total volume activity of 10⁷–10⁸ Bq L⁻¹. The status of storage tanks is close to the emergency. However, the LRW with its high salt content can in the long term corrode the structural materials of these tanks, and this poses serious environmental risks in its vicinity.

In international practice, selecting the most appropriate method for managing LRW is determined by technical and non-technical factors. The most frequently used techniques include micro-ultrafiltration using ceramic filters, reverse osmosis and selective sorption on organic and inorganic materials. However, this technology cannot be applied on highly mineralized LRW, which is the LRW in BN-350.

Also is not effective to apply the processing technologies which use of reverse osmosis membranes due to the limitations on the chemical composition and salinity of liquid wastes. For the processing of concentrated of LRW with a high content of nitrates and borates in the Loviisa NPP (Finland) and the Paks NPP (Hungary) use a deposition technology borates as crystalline precipitation and further purification of the cesium ions with sorbents based on cobalt ferrocyanide. Also as sorption materials used ferrocyanides other metals as well as their composite materials, such as copper and nickel ferrocyanides [3].

The researchers propose a large number of materials for the extraction of cesium and other radionuclides from the LRW [4–5]. However, the proposed sorption materials in the presence of several positive characteristics have a certain deficiencies which limit their widespread implementation in practice. In particular, untreated natural sorbents (zeolites, clays) do not have the selectivity and ability to keep their characteristics in high salinity solutions may result to the formation of of large amounts of the secondary waste. Precipitations of pure ferrocyanides of heavy metals, despite the high affinity for uptake of cesium, able to be dissolved in alkaline solutions and are inclined to peptization. Also the main disadvantages of existing technology prototypes of LRW treatment are their orientation to clean up mainly of cesium isotopes – main dose of radionuclide and theirs high price.

This article have been studied composite materials based on ferrocyanides of metals applied on natural sorbent – mineral matrix to make the benefits of the sorbent in the chemical and radiation resistance, which achieved by the combination of qualities each of them.

The purpose of research was the choice of the most suitable composite material based on metal's ferrocyanide and natural sorbent for the extraction of cesium from highly mineralized LRW.

Materials and methods

For the study of sorption properties of the composites have been synthesized 5 composites ferrocyanides copper was applied to five types of mineral sorbents – zeolite deposit "Bagration", clays deposit "Semeytau", montmorillonite deposit "Akzhar".

This natural sorbents differ in mineral and chemical compositions. Zeolite is in their mineral composition similar to clinoptilolite to inclusion of other minerals (quartz, hydromica, montmorillonite and glauconite), the following chemical composition: SiO₂ – 57,9%, Al₂O₃ – 21,2%, K₂O – 3,2%, Fe₂O₃ – 2,4%, CaO – 2,1%, Na₂O – 1,5%, SO₃ – 0,99%. Natural clays separated by color – red, yellow and green representing the bentonites variable chemical composition: SiO₂ – 55–65%, Al₂O₃ – 18–23%, Fe₂O₃ – 4–8%, CaO – 2–4%, MgO – 2–3%, K₂O – 0,5–1%, Na₂O – 0,5–1%.

Sorbents were synthesized as follows: prepared suspension is of the powdered natural sorbents in metal's sulfate solution was maintained to achieve balance and saturation of the sorbent metal's ion. Then slowly, with vigorous stirring, was added a solution of hexacyanoferrate (II) of potassium in an equivalent amount. The obtained pulp is allowed to stand for an hour, then filtered, washed with distilled water, dried and ground to a smooth paste. The ratio of mineral matrix: ferrocyanide metal in obtained samples was 1 : 1.

Sorption of microquantities of cesium on composite ferrocyanide sorbents were carried out in static conditions by continuously stirring sample of air-dry sorbent with an aliquot of the liquid phase during 1 hour, then to stand for 2 hours to an additional capture of cesium ions sorbent particles. The ratio of the solid and liquid phases was 1 : 400. After standing the liquid and solid phases were separated by filtration through filter paper.

Contents of the main components of salinity and cesium were determined by mass spectrometry (ICP-MS) instrumen-

Table 1. Distribution coefficient and degree of sorption of sorbents

Code	S, %	Kd	Code	S, %	Kd
Zeolite	14	17	Cu+Z	96	$9 \cdot 10^3$
Red clay	26	35	Cu+RC	< 98	$< 3 \cdot 10^4$
Yellow clay	21	27	Cu+YC	< 98	$< 3 \cdot 10^4$
Green clay	26	35	Cu+GC	< 99	$< 5 \cdot 10^4$
Montmorillonite	40	68	Cu+MMT	97	$1,2 \cdot 10^4$
FC Cu	< 98,5	$< 5 \cdot 10^4$			

Note: here and further FC – ferrocyanide, RC – red clay, YC – yellow clay, GC – green clay, Z – zeolite, MMT – montmorillonite, composite sorbents codes mean by eg Cu+Z – ferrocyanide copper with zeolite and etc.

tation by ELAN 9000. Activity radioactive tracers – cesium isotopes was determined by gamma-spectrometers with semiconductor detector CANBERRA [5]. pH was monitored by potentiometric pH meter Mettler Toledo. Repeated experiments – are three-time, studying the kinetics of sorption – fourfold.

For modeling effect of different parameters on the sorption of cesium (pH, salinity, organic matter content), do the following: pH were corrected with concentrated solutions of nitric acid and sodium hydroxide, salinity changes due to the main component of salt content – sodium nitrate, organic matter brought into the form of complexones – $\text{Na}_2\text{-EDTA}$ and oxalic acid is used as a decontaminating agent in of NPP operation and are interfering components, clogs the pores of sorbents. Chemical and radio-nuclide composition of model solutions was as close as possible to the composition of LRW BN-350. Specific surface area of Ssp sorbents investigated by absorption of water vapors at different of saturated vapor pressure values. Efficiency of sorption of cesium were calculated using the distribution coefficient (K_d), S, % – degree of sorption, q_e -adsorption capacity, mg/g.

Sorption characteristics sorbents

Data on the sorption of cesium from model solutions simulating liquid waste are presented in table (Table 1).

It is known that the distribution coefficient of cesium to unmodified natural sorbents usually does not exceed 100, and two orders of magnitude lower than the ferrocyanide containing sorbents. Among the studied natural sorbents this index varied from 17 to 68, the minimum values were in the zeolite, the average – on clays, the maximum – on montmorillonite. These data are in good agreement with published data [4, 9].

According to cesium sorption capacity (mg g⁻¹) was in-

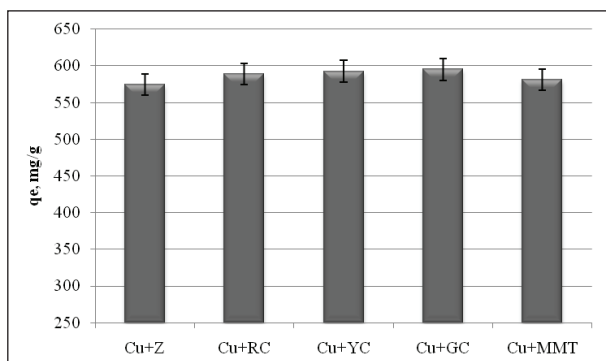


Figure 1. Sorption of cesium with composite materials based on ferrocyanide of copper

vestigated sorbents form the following series: montmorillonite (60,7) > red clay (39,3) > green clay (39,1) > yellow clay > (31,9) > zeolite (21,3). Such differences in the capacity of the natural materials can be explained by the peculiarities of the chemical and mineralogical composition of each of them, as well as the number of cesium-specific active sites.

This suggests that the basis sorption extraction of this element is the physical adsorption, with a certain number of active sites with high affinity for cesium and able to absorb it.

Among the studied composite sorbents the most effective in the absorption of cesium were sorbents based on copper ferrocyanide. Composites in the experiment were extracted 96-99% of the total content of cesium in solution. The distribution coefficients K_d range from 9 to $5 \cdot 10^3$ – 10^4 .

Data on the sorption of cesium by composite materials presents (Figure 1). A series of efficiency composites based on of copper ferrocyanide is presented below, mg g⁻¹:

Cu+YC (595,1) > Cu+GC (592,5) > Cu+RC (588,9) > Cu+MMT (580,8) > Cu+Z (574,6)

For further investigations of the kinetics of sorption processes, determine the effect of different factors (pH, salinity, complexing content) were tested the following sorbents: pure ferrocyanide copper and their composite compounds with red clay.

Investigation of the kinetics of sorption of cesium by ferrocyanide sorbents

For determining the rate of sorption of cesium from solutions simulating the composition of LRW would be an experiment with four sorbents, the choice of which is due to listed above facts (Figure 2).

Plot data shows that the selected sorbents reaches sorption equilibrium in relation to Cs in 1 hour after the beginning of the interaction. The form of adsorption isotherms corresponding L-type (by Langmuir). On a plot 2–6 hours in the absorption of cesium not changed.

Effects of different factors (pH, salinity, organic matter) on the extraction of cesium from model solutions of LRW on ferrocyanide sorbents

Effect of pH on the extraction of Cs

NPP's liquid radioactive waste have a different chemical composition and the different pH, which is often alkaline. pH of LRW BN-350 according to [11] varies from 10 to 12,5. During

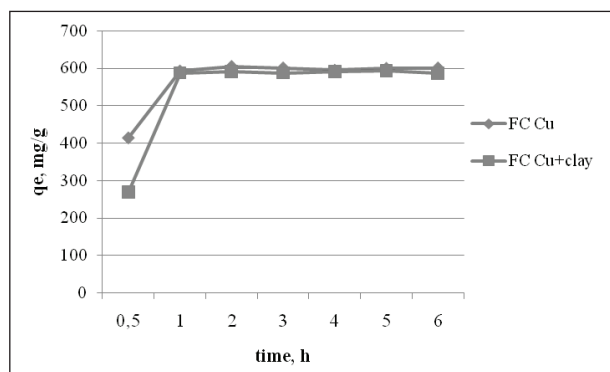


Figure 2. Kinetics of sorption of cesium on the ferrocyanide sorbents

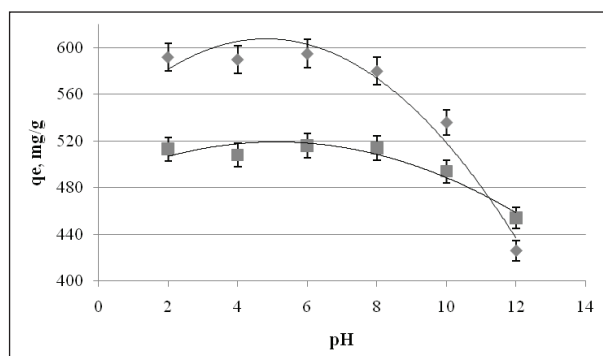


Figure 3. Effect of pH on the extraction of cesium from the model solution

the processing of LRW and preparation for stage of sorption by various operations (rough filtration, oxidation of the organic complexing component, etc.), the pH can be changed.

It has been found that cesium absorbed by ferrocyanides and composite sorbents in a wide range of pH (Figure 3).

Dependence of change of adsorption capacity of the pH most closely describes the second-degree polynomial equation. The results of the research can be seen that at pH values above 10, as the adsorption capacity of composite sorbent and pure ferrocyanide directionally begins to decline, and for pure ferrocyanide reduction is more noticeable. Their resource in relation to cesium at pH 12 decreased by 15–20% compared to the previous rate. The change of the sorption capacity of composites is expressed less noticeable, which may be due to their higher chemical stability in alkaline solutions. However, the study should be supplemented by more detailed data for the study of sorption of Cs in the range of pH 10–14 in steps of per unit for a reliable estimates of the properties of ferrocyanides with the carrier and without it in alkaline solutions.

The literature also notes reduction in the effectiveness due to the dissolution of metals ferrocyanide in alkaline medium [7].

Effect salinity of model solution for Cs removal

According to the original data in [8] salinity of LRW BN-350 is 70–605 g L⁻¹. In general, the LRW formed by NPP operation, can have very different chemical composition and the degree of mineralization. Evaluate the ability of the studied composite sorbents for sorption of Cs in different mineralization of model

solution – one of the objectives of the research. Data on the absorption Cs from model solutions with different salinity are shown in (Figure 4).

The data obtained show natural decrease of the sorption capacity with increasing salinity model solution. However, even with a very high salinity (500 g L⁻¹) sorbents are able to absorb cesium of 400 mg g⁻¹ of cesium and above.

Effect of salinity model solution to extract cesium expressed differently for composite and pure ferrocyanide. If the composites was characterized by gradual reduction of the sorption capacity, for pure ferrocyanide an abrupt reduction in capacity for cesium in the salt content of more than 100 g L⁻¹.

Effect of organic complexing agents on the sorption of cesium by ferrocyanide sorbents

Most of the technologies of LRW treatment includes as one of the first stages of the treatment of waste – the destruction of complexons, which greatly reduce the resource of selective sorbents [6]. However, not all of the technologies of destruction of organic matter in LRW allow completely destroy the organic matter. One of the objectives of the research was determination of effects of different concentrations of organic matter, which potentially could remain after the oxidation stage. Data for evaluation of effect agents on sorption extraction by ferrocyanide sorbents from LRW model solutions are shown in (Figure 5).

It was noted that the carbon of 500 mg L⁻¹ almost not decreased sorption characteristics of the test sorbents. High concentrations of organic complexing in solutions consistently

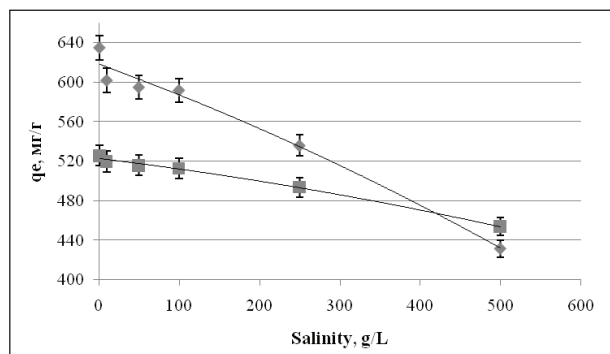


Figure 4. Effect of salinity on the uptake from the model solution of cesium

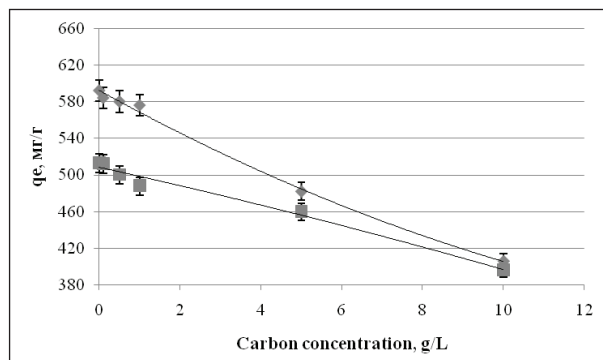


Figure 5. Effect of concentration of complexing organic matter on the sorption of cesium from model solutions

decreases absorption capacity of cesium ferrocyanide sorbents by 1,5–2 times.

Conclusion

This article studied a series of sorbents for their ability to absorption of cesium – main dose radionuclide of LRW. Revealed that the most effective composite materials are ferrocyanides copper applied on mineral sorbent. The distribution

coefficients of unmodified natural sorbents determined by the values $K_d = 10^2$, ferrocyanide composite sorbents copper $K_d = < 5 \cdot 10^4$. The optimum time of sorption purification – 1 hour. Among the factors affecting the extraction of cesium from solutions, the most significant effect is the concentration of organic matter. With additional studies, the most effective composite sorbents can be tested on real LRW which the similar composition.

References

1. Orechovská J., Rajec P. Sorption of cesium on composite sorbents based on nickel ferrocyanide // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemist*, 1999. – 7. – Vol.242. – №2. – P.387–390.
2. *The Principles of Radioactive Waste Management*. – Vienna: IAEA, Safety series, № 111-F, STI/PUB/989, 1995.
3. Дмитриев С.А., Баринов А.С., Батюхнова О.Г., Волков А.С., Ожован М.И., Щербатова Т.Д. Технологические основы системы управления радиоактивными отходами. – М.: ГУП Мос НПО Радон, 2007. – 376 с.
4. Комягин Е.А., Мынин В.Н. Пути решения проблемы очистки сточных вод от тяжелых и радиоактивных металлов // *Экология и промышленность России*, 2008. – №11. – С.21–23.
5. МИ 2143-91 РК «Активность радионуклидов в объемных образцах. Методика выполнения измерений на гамма-спектрометре».
6. Милютин В.В., Гелис В.М. и др. Влияние органических комплексообразующих и поверхностно-активных веществ на соосаждение радионуклидов цезия с осадком ферроцианида никеля // *Радиохимия*, 2008. – Т.50. – №1. – С.60–61.
7. Милютин В.В., Кононенко О.А., Михеев С.В., Гелис В.М. Сорбция цезия на мелкодисперсных композиционных ферроцианидных сорбентах // *Радиохимия*, 2010. – Т.52. – №3. – С.238–240.
8. Технико-экономические предложения по переработке кубовых остатков, накопленных в ходе эксплуатации БН-350 на Мангышлакском атомно-энергетическом комбинате (г. Актау, Республика Казахстан), МосНПО «Радон».
9. Юрченко В.В., Никифоров А.Ф., Свиридов А.В. Сорбционное извлечение радионуклидов из природных вод тонкодисперсными алюмосиликатами // *Экология и промышленность России*, 2010. – №4. – С.28–30.

РАДИАЦИОННЫЙ КОНТРОЛЬ НА УРАНОВЫХ РУДНИКАХ МОНГОЛИИ

Н. Энхбат, Н. Норов

Монгольской Государственный университет, Улан-Батор

RADIATION CONTROL IN MONGOLIAN URANIUM MINING

N. Enkhbat, N. Norov

Nuclear Research Center, National University of Mongolia

Abstract. The paper describes the safety assessment methodology for radiation control of uranium mining. The case-study of the radiation safety assessment of uranium mine is also considered on Gurvanbulag underground uranium mine. The annual effective dose of miners the was estimated by the sum of the external exposure to gamma rays and the internal exposure to long lived radioactive dust and radon.

Introduction

The Nuclear Fuels Cycle starts with the exploration of uranium ore and mining, milling and the primary safety concern is to protect workers and a member of public from any undesired hazards in uranium mine and to prevent any contamination discharging to surrounding environment [1, 2]. Uranium is widely distributed in the earth's crust and mining is undertaken in over 30 countries [3]. Generally, uranium ore is mined from the ground using underground and open-pit techniques and the process of milling extracts uranium the ore produced in the mine. Milling facility is required to locate close to the mine [4]. The grade of the ore in Mongolian uranium deposits are generally of the order of 0,05–0,2 %. However there are some uranium deposits in the world with much higher

uranium content. Such deposits are only in Australia, Canada and Kazakhstan. Uranium is mined by open pit, underground type and in-situ leaching depending on the ore size, depth, length, grade and other characteristics of the deposit. Generally physical process is dominated in uranium mine. Radiological hazards in underground mining are more serious than in open cast mines and in-situ leaching. Since the potential resource of high grade deposit in world is decreasing, nowadays world trend is more focused on low grade uranium deposits. Regarding to this situation, the first step of environmental impact assessment is necessary to determine natural background radiation around uranium mines before starting any uranium production in Mongolia. The discussion in this paper deals with the underground mining scenario.

Table 1. Measured absorbed dose rate (P_γ) in Gurvanbulag uranium mine, calculated external dose rate (D_γ)

Location	P_γ , nGy/h	t_i , h	D_γ , mSv/a
Dry building	170	2000	0,24
Geologist building	147	2000	0,21
Core shed	185	2000	0,26
Underground mine	310	2000	0,43
Mine site	196	2000	0,27
Main shaft	210	1500	0,22
Outside of core shed	268	2000	0,37
Emeelt mines camp	251	1500	0,26
Average	217	1857	0,28

RADIOLOGICAL HAZARDS IN URANIUM MINE

The mining and milling of uranium ores can lead to both internal and external exposures of workers. External exposure may arise from gamma emission of ore and as well as exposure to mine workers is directly proportional to uranium content in the ore. Ore grade of uranium is ~0,2% and it is equivalent to ~10 μ Sv/h. Internal exposure may arise from the inhalation of radon gas and its decay products and radionuclides in ore dust. Internal exposure also depends on many things, including the ore grade, the airborne concentrations of radioactive particles depending on the type of mining operation and the quality of ventilation, and the particle size distribution. In underground mines, the main source of internal exposure could be radon and its decay products. Therefore internal exposure is the most important in underground mines than in open-pit mines. The largest source of internal exposure in open-pit mine could be the inhalation of radioactive ore dusts and its dose contribution is usually low. The highest doses from this source could be in the milling of the ores and production of yellowcake [5]. Source term in uranium mine could be conducted to external radiation, long lived radioactive dust (LLRD), radon and its progeny.

ESTIMATION OF EXPOSURE TO WORKER

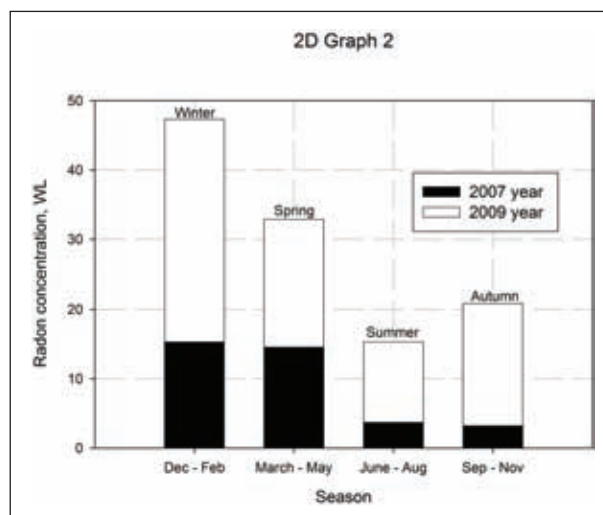
Annual effective equivalent dose (D) to mine workers involving radioactive material may be calculated as sum of external exposure (D_γ) and internal exposure of long lived radioactive dust (D_{LLRD}) and Radon Progeny (D_{Rn}).

$$D = D_\gamma + D_{LLRD} + D_{Rn} \quad (1)$$

Gamma dose rate (P_γ) may be calculated as the way of that

Table 2. Average radon working level (WL) in Gurvanbulag uranium mine area and internal exposure to mine workers (D_{Rn})

Location	C_{EECRn} , WL	D_{Rn} , mSv/a
Core shed	0,052	0,0008
Dry building	0,008	0,0001
Geologist building	0,016	0,0002
Hanger	0,069	0,0011
Underground mine	0,193	0,0030
Average	0,068	0,0011

**Figure 1.** Radon WL in workplace of Gurvanbulag underground uranium mine against annual variation

background of survey-meter (P_b) and cosmic ray (P_c) substitute from value of survey meter (P).

$$P_\gamma = P - (P_b + P_c), \text{ nGy/h} \quad (2)$$

Effective equivalent dose to external exposure is:

$$D_\gamma = 10^{-6} \cdot K \cdot \sum P_{\gamma i} \cdot t_i, \text{ mSv/y} \quad (3)$$

Where: $P_{\gamma i}$ – radiation dose rate at point i , nGy/h; t_i – working hours at point i , hr/year; K – ratio of equivalent dose rate and absorbed dose rate for average gamma energy of natural radionuclides (Sv/Gy) and the ratio is 0,7 Sv/Gy [5].

Internal exposure to mine workers through inhalation of long lived radioactive dust (LLRD) in mine air is expressed by:

$$D_{LLRD} = 10^{-3} \cdot \sum A_i \cdot \varepsilon_i \cdot V \cdot f \cdot t, \text{ mSv/a} \quad (4)$$

Where: A_i – Specific activity of radionuclide i in mine dust, Bq/m³; ε_i – dose coefficient for radionuclide i via. inhalation, Sv/Bq [2]; V – breathing volume, m³/h (assuming 1,2 m³/h for medium load) [3]; t – working hour for dust condition, h/a; f – average concentration of dust in breathing zone (mg/m³) for working hour (t).

Internal exposure to mine worker from radon in secular equilibrium:

$$D_{Rn} = 10^{-6} \cdot 7,8 \cdot C_{EECRn} \cdot t, \text{ mSv/a} \quad (5)$$

Where: C_{EECRn} – Average equilibrium-equivalent concentration (Bq/m³) of radon, t is working year (t , h/a).

A unit of radon equivalent volume activity in Austral, Canada

Table 3. Average specific concentration of radon (A_i) in mine area, internal exposure to mine workers from long lived radioactive dust (D_{LLRD})

Location	A_i , Bq/m ³	D_{LLRD} , mSv/a
Core shed	0,014	$1,7 \times 10^{-5}$
Dry building	0,010	$1,2 \times 10^{-5}$
Geologist building	0,007	$8,1 \times 10^{-6}$
Hanger	0,038	$4,7 \times 10^{-5}$
Underground mine	0,521	$6,5 \times 10^{-4}$
Average	0,118	$1,7 \times 10^{-5}$

expresses by Working Level (WL). 1 WL is equivalent to 3,7 kBq/m³ while radon is in equilibrium with its progeny [4, 6].

In figure 1 shown that the result of determination of Radon Level in WL in 2007, 2009 and it is dependence of annual variation. Radon concentration in workplace of Gurvanbulag uranium mine was drawn in 5 minutes using by Model 224-PCXR4 Universal Sample Pump (SKC Inc., PA 15330 USA) which has pump rate of 2 liter per minute and radon progeny with short half-life on the filter paper was counted in TM372 scintillation counter (Environmental Instrumentation Canada Inc.) after 7 minutes. Radon WL was calculated by the following equation:

$$WL = \frac{N \cdot \varepsilon}{R_f \cdot v \cdot t \cdot \eta} \quad (6)$$

Where: N – the giving counts per 3 min in alpha counter after 1 min delay since sampling; ε – the collection efficiency for Rn progeny of the filter paper; R_f – Roll coefficient (213); v – air flow rate (l/min); t – counting time for the filter paper, 3 мин; η – the efficiency of alpha scintillation counter.

RADIATION PROTECTION

Radiological control in uranium mine consists of the measurement of external radiation levels, concentration of radon and decay products in air and concentration of ore dust in air. The system of dose limitation recommended by ICRP for the protection of workers and members of public against the deterministic effects of ionizing radiation exposure applies to the uranium mining and milling scenario. In addition, new ICRP suggested that protection of man and environment is necessary for planned exposure situations [1]. The basic aim is to keep the exposures As Low As Reasonably Achievable (ALARA)

taking account on economic and social factors. All mining and milling procedures and operations must be optimized so as to achieve the ALARA principle. Personal protective equipment such as dust respirators, gloves, aprons, goggles, and caps may be used to supplement the engineered safety features, to meet the required standards. ICRP and IAEA [2, 3, 5, 6] have recommended basic exposure limits and limits of intake. The basic limit for exposure of radiation workers for both internal and external sources is 20 mSv per year.

CONCLUSION AND DISCUSSION

Mongolian uranium content of uranium ores is low and the radiological hazards in the mining of the uranium ore are insignificant. Since the mine conducts to large scale operation, uranium industry's impact on the environment can be severe, unless adequate precautions are taken not only during exploration stage and before operation, but even during the planning stage itself. The method is possible to estimate of radiation dose to mine workers. Providing all necessary safety measures are taken as recommendation in the ICRP system of dose limitation and as well as guidance on IAEA's safety series and code of practices, this part of the nuclear fuel cycle can be managed easily and with confidence so that the workers, members of the public and the environment are safe. Radiation safety in the uranium mine of Dornogovi and Dundgovi province in Mongolia could be easy because it conducts to low grade of uranium ore ($\leq 0,05\%$) and has hydrological origin. However in a case of Gurvanbulag, Dornod underground mine with higher grade of uranium ore (0,2%), radiological safety is more difficult than other mine. The method is very significant to evaluate radiation safety and protection of mine workers based on their different survey result in Mongolia.

References

1. N. Norov, N. Enkhbat, G. Manlaijav, N. Oyuntulkuur, B. Bat-Erdene. "Study on Radiation Level and Occupational Exposure in Gurvanbulag Underground Uranium Mining". In: *Proceedings of International Conference on Contemporary Physics-4*. Ulaanbaatar, 2007.
2. ICRP, 2007. "The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection". ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2–4).
3. Organization for Economic Cooperation and Development, Nuclear Energy Agency and International Atomic Energy Agency. "Uranium 1995-1997 – resources, production and demand". OECD, Paris, 1997.
4. Kirk, R.E., D.F. Othmer, M. Grayson et al. "Uranium and uranium compounds". *Encyclopaedia of Chemical Technology*. 3rd edition, Volume 23. J. Wiley and Sons, 1983.
5. UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation). *Sources and Effects of Ionizing Radiation (Report to the General Assembly)*. Vol. II. New York: United Nations, 2008.
6. International Atomic Energy Agency. "International Basic Safety Standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources". BSS-115. IAEA, Vienna, 1996.
7. ICRP International Commission on Radiological Protection. *Protection against Radon-222 at Home and Work*. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23/2, 1993.
8. Safety Series No.95. "Radiation Monitoring in the Mining and Milling of Radioactive Ores". IAEA, Vienna, 1989.
9. Safety Series No.RS-G-1.6. "Occupational Radiation Protection in the Mining and Processing of Raw Materials Radiation Monitoring in the Mining and Milling". IAEA, Vienna, 2004.
10. N.Norov, S.Davaa. "Study of radon measurement in air". NUM, *Scientific Transcripts*, 1998. – №5(138). – P.3–11.

АВТОРСКИЙ УКАЗАТЕЛЬ

AUTHOR INDEX

Адам А.М.	38	Беркинбаев Г.Д.	542
Акимова А.В.	559	Бигалиев А.Б.	95
Александрова Ю.В.	177	Бигалиева Р.К.	95
Алексеев В.А.	265	Битенова М.М.	551
Алексеев И.А.	426	Бобров В.А.	98
Алтантуяа Б.	40	Богуславский А.Е.	103, 574
Алукер Н.Л.	42	Бозорова Н.	380
Амосов П.В.	45	Болеуханова Р.Т.	83
Ананина О.А.	408	Болсуновский А.Я.	106, 177, 207, 211, 355
Ананьев Ю.С.	48	Борисенко Г.С.	109
Анисимова Л.Н.	53	Бочаров Е.И.	217
Анисимов В.С.	53	Будашкина В.В.	98, 576
Апсаликов К.Н.	83, 324, 377	Булатов В.И.	110
Аракчаа К.Д.	291	Булеуханова Р.Т.	377
Арбузов С.И.	56, 126, 349, 451, 465, 603	Бурдуковский М.Л.	371
Ариунбилэг С.	224	Буркитбаев М.М.	535
Артамонова С.Ю.	63	Вахрушева О.М.	87
Асылбекова Г.Е.	298	Вележанинов И.О.	254
Атурова В.П.	448	Вербова Л.Ф.	135
Бабушкин В.Е.	68	Владимиров А.Г.	224
Баженов А.В.	70	Власова И.Э.	265
Байгушикова Г.М.	551	Волкова Е.Н.	119
Байпишева Д.С.	72	Волостнов А.В.	56, 126, 465
Балыкин Д.Н.	426	Воробьев В.А.	408
Балыкин С.Н.	426	Восель Ю.С.	496
Барановская Н.В.	75, 441	Габлин В.А.	135
Бартанова С.В.	80, 402	Габрушева Н.	600
Бат-Улзий Д.	451	Галнэмэх О.	451
Башлыкова Л.А.	309	Ганжа Д.Д.	139
Белан Л.Н.	387	Гарамжав Д.	451
Белихина Т.И.	83, 377	Герасимов Я.Р.	477, 478
Белых Е.С.	87, 254	Глухов Г.Г.	144
Беляев В.В.	119	Гончаров Е.А.	147
Белянин Д.К.	91, 195	Горяченкова Т.А.	151
Берёзкин В.Ю.	295	Грабовский В.А.	155, 158

Гребенщикова В.И.	313	Зукау В.В.	144
Григоркина Е.Б.	162	Зыкова Е.Н.	214
Григорьев А.И.	559	Зыков С.Б.	214, 275
Гринштейн Ю.А.	166	Иванова О.А.	217
Громов Ю.А.	38	Иванов А.Ю.	199
Груздев Б.И.	87	Ильенок С.С.	126
Губицкая Е.Г.	551	Исаева Е.Р.	221
Гудзенко В.В.	169	Исмагилов И.Х.	387
Гудков Д.И.	230	Исупов В.П.	224, 398
Гусак С.А.	382	Каблова К.В.	227
Гусева Н.В.	291	Каглян А.Е.	230
Гусев Б.И.	83	Казачёнок Н.Н.	234, 238, 242, 245
Гэрэл О.	451	Казинская И.Е.	151
Дайнеко Н.М.	173	Кайзер М.И.	249
Дементьев Д.В.	177	Калдыбаев Б.К.	251
Деревенец В.Г.	180	Калинина Г.В.	265
Дерягин В.В.	411	Канева А.В.	87, 254
Дженбаев Б.М.	251	Караваева Е.В.	382
Джолболдиев Б.Т.	251	Карепина К.В.	256
Дзэндзелюк О.С.	155, 158	Карманов Н.С.	195
Дикарев Д.В.	53	Карпов А.Д.	106
Догадкин Н.Н.	272	Кац В.Е.	262
Домаренко В.А.	72, 180, 256	Кашкаров Л.Л.	265, 269, 272
Доняева Е.С.	144	Каюков П.Г.	542
Дружинин С.В.	70, 184	Кеслер А.Г.	523
Дударева Н.В.	511	Кириченко И.С.	91, 195
Евсеев А.В.	188	Кирплюк П.В.	321
Елагин В.Б.	38	Киселева И.М.	70
Ельчининова О.А.	249	Киселев Г.П.	184, 214, 275, 432
Ермакова О.В.	309	Кичигин А.И.	279
Ермолаева В.Н.	191	Кленус В.Г.	230
Ефанова О.	341	Кожаметова А.Н.	95
Жакупова Ш.Б.	324, 377	Колесникова А.А.	284
Жилина Е.Н.	538	Колотов В.П.	272
Житков В.Г.	48	Колпакова М.Н.	224
Жмодик С.М.	91, 195, 361, 461	Комлева Е.В.	286
Жорняк Л.В.	199	Конакова Т.Н.	284
Журавлев Ю.Н.	371	Коновалов К.Г.	238, 242, 245
Заборцев Г.М.	398	Константинова Л.И.	474
Зайнуллин В.Г.	87	Коняшкин В.А.	38
Замятина Ю.Л.	199	Копелов А.И.	238, 242, 245
Занин А.М.	272	Копылова Ю.Г.	291
Захарова Е.В.	474	Коржавин А.В.	531
Звагуле Т.	600	Коробова Е.М.	295
Зингатинова З.С.	324, 377	Коробович А.П.	230
Зоан Динь Хунг	265, 269	Корогод Н.П.	298
Зотина Т.А.	207, 211	Костюченко В.А.	238, 242, 245

Кочетков И.В.	53	Мельников В.С.	238, 242, 245
Краморенко С.В.	180, 301	Меньшенин А.Н.	227
Кропачева М.Ю.	305	Мешков Н.А.	365
Кудагелдинов А.А.	199	Миронов А.Г.	195
Кудрин А.А.	284	Миронова-Улмане Н.	600
Кудяшева А.Г.	309	Миронов Ю.Б.	367
Кузнецова О.В.	249	Митрофанов Е.А.	180
Кузнецов П.В.	313	Михайлов А.И.	272
Кузьменкова Н.В.	265	Михайловская Л.Н.	371
Куйбида Л.В.	224	Молоков В.Ю.	262
Кундакбаева Г.	95	Молчанова И.В.	371
Кургуз С.А.	315, 559	Мороз Е.Н.	224
Курьяне Н.	600	Москаленко А.В.	565
Кутлахмедов Ю.А.	318	Москаленко О.Л.	428
Кухтевич А.Б.	511	Московченко А.Д.	375
Ку Ши Тханг	265, 269	Мулдагалиев Т.Ж.	83, 377
Лавринович Е.А.	151	Мурзадилов Т.Д.	166
Лазарева Е.В.	361	Муртазаев Х.	380
Лазарев Ф.Д.	321	Назаров А.Б.	139, 230
Левина С.Г.	411	Назина Т.Н.	474
Леонова Г.А.	98	Наумов В.А.	382
Ле Тхи Фыонг Зунг	269	Наумов Г.Б.	22, 34
Липихина А.В.	324, 377	Нгуен Ван Фо	265, 269
Логвинов О.В.	166	Нгуен Дык Чуи	265, 269
Любашевский Н.М.	327	Нгуен Тхи Ким Тхыонг	265, 269
Лященко Н.Г.	331	Нгуен Тхи Тху	265, 269
Мадыкова Ж.А.	529	Нгуен Чунг Киен	265, 269
Мажейка Й.	334, 341	Нгуен Чунг Минь	265, 269
Майманова Т.М.	249	Нестерова Ю.В.	144
Майстренко Т.А.	87, 254	Никонов В.Н.	387
Макарова И.В.	305, 501, 576	Новгородцев А.А.	48, 180
Маликова И.Н.	448, 496	Новиков А.П.	151
Маликов Ю.И.	305	Ножкин А.Д.	390
Малов А.И.	337	Норов Н.	40, 603, 609
Мальцев А.Е.	98	Носков М.Д.	523
Маматжан кызы А.	526	Одинцова И.Н.	408
Маматканов Д.	535	Озерский А.Ю.	394
Мануковский Н.С.	177	Ойдуп Ч.К.	291
Мартыненко В.Г.	48	Оленев Г.В.	162
Марчюленене Е.Д.	341	Осипова Н.А.	565
Масалимов Е.Т.	324	Островский Ю.В.	398
Маслов С.Г.	126	Очеретенко А.В.	184
Матвеева И.В.	318, 346, 535	Оюунбат С.	451
Машенькин В.С.	56, 349, 451	Оюунболор Г.	603
Медведева М.Ю.	106, 207, 355	Павленко А.	600
Межибор А.М.	358	Павлова Т.А.	265
Мельгунов М.С.	98, 305, 361, 496, 501, 576	Падалко Н.Л.	217

Пайзылдаев Т.Р.	526	Соктоев Б.Р.	80, 441, 485
Парамонова Т.И.	135	Сорокина Н.В.	42
Парфилова Н.С.	227	Стариченко В.И.	327, 488
Пархоменко А.А.	119	Стовбун С.В.	272
Пахомов В.Г.	461	Столбова Н.Ф.	221, 493
Пеков И.В.	191	Столбов Ю.М.	221, 493
Перевалов А.В.	402	Страховенко В.Д.	448, 496
Перк А.А.	477, 478	Судыко А.Ф.	518
Перминова Т.А.	441	Суздальцева Я.М.	42
Петелин Г.И.	139	Сутягин А.А.	227
Писарев А.Д.	404	Сухоруков Ф.В.	448, 501
Писарева Л.Ф.	408	Сушко С.М.	506
Платаев А.П.	531	Тагай С.А.	511
Позолотина В.Н.	371	Тайсаев Т.Т.	80, 441
Полюдин А.Л.	411	Таловская А.В.	514, 518
Поляков В.И.	415, 419	Тарасов И.В.	315
Поляков М.	600	Тарасов О.В.	162
Полянчикова Г.В.	238, 242, 245	Таскаева А.А.	284
Поморцева Н.А.	230	Телелекова А.Д.	188
Попова И.Я.	238, 242, 245	Теровская Т.С.	523
Попов М.В.	423	Тимофеева Я.О.	371
Поцелуев А.А.	48	Тимофеев С.Ф.	173
Пришляк С.П.	119	Тихова Ю.П.	238, 242, 245
Пузанов А.В.	426	Тойчуева Г.Р.	526, 529
Пуликов А.С.	428	Торопов А.С.	606
Пучков А.В.	432	Трапезников А.В.	531
Пятрошюс Р.	334	Трапезникова В.Н.	531
Рапута В.Ф.	408, 436, 514	Трегубова В.Е.	472, 474, 475
Раскоша О.В.	309	Третьяков А.Н.	565
Рахматулов Б.	380	Трофимова Е.А.	211
Рихванов Л.П.	22, 256, 441, 444, 448, 451	Трофимова Е.В.	207
Робертус Ю.В.	456	Трофимук А.В.	158
Родина В.В.	318	Тузова Т.В.	535, 566
Ролдугин В.В.	262	Тухватшин Р.	545
Романов С.Л.	295	Уралбеков Б.М.	535, 566
Ромашко В.В.	321	Устинова В.Н.	538
Росляков Н.А.	461	Федоров Г.В.	542
Россинская Г.Б.	238, 242, 245	Филимоненко Е.А.	518
Рыбалка В.Б.	139	Филимонов А.А.	538
Рыбалко В.И.	56, 465	Хаджамбердиев И.	545
Рыкова В.В.	469	Хлыстов О.М.	195
Рычкова К.М.	291	Цыденов А.Б.	402
Салтыков А.В.	426	Чан Минь Дык	269
Сатыбалдиев Б.С.	535, 566	Чеботина М.Я.	548
Сафонов А.В.	472, 474, 475	Чередниченко О.Г.	551
Собакин П.И.	477, 478	Черняков В.М.	554
Соболев И.С.	423, 480	Чечеткин В.А.	559

Чикова И.В.	144	Bashlykova L.A.	309
Чубик М.В.	565	Bat-Ulzii D.	451
Чубик М.П.	565	Baygushikova G.M.	551
Чугуевский В.А.	501	Baypisheva D.S.	72
Чуканов Н.В.	191	Bazhenov A.V.	70
Шаймарданова Б.Х.	298	Belan L.N.	387
Шатравин В.И.	566	Belihina T.I.	377
Шацкая С.С.	224	Belikhina T.I.	83
Шварцев С.Л.	224	Belyaev V.V.	119
Шевченко О.Г.	309, 570	Belyanin D.K.	91, 195
Шейнкман В.С.	404	Belykh E.S.	87, 254
Шемелина О.В.	574	Berkinbaev G.D.	542
Широкая З.О.	230	Bersimbay R.I.	592
Шишкина Л.Н.	570	Beryozkin V.Ju.	295
Шишков И.А.	506	Bitenova M.M.	551
Шуктомова И.И.	279	Bobrov V.A.	98
Щербов Б.Л.	361, 448, 576	Bocharov E.I.	217
Энхбат Н.	603, 609	Boguslavskiy A.E.	103, 574
Юнусов М.	380	Boleuchanova R.T.	83
Юрчук Л.П.	230	Bolsunovsky A.Ya.	106, 177, 207, 211, 355
Яблоков А.В.	580	Borisenko G.S.	109
Язиков Е.Г.	514, 518	Bozorova N.	380
Ярославцева Т.В.	436	Budashckina V.V.	576
Adam A.M.	38	Budashkina V.V.	98
Akimova A.V.	559	Bulatov V.I.	110
Alekseev I.A.	426	Buleuhanova R.T.	377
Alexandrova Yu.V.	177	Burdukovsky M.L.	371
Alexeev V.A.	265	Burkitbaev M.M.	535
Altantuya B.	40	Chebotina M.Ja.	548
Aluker N.L.	42	Chechetkin V.A.	559
Amosov P.V.	45	Cherednichenko O.G.	551
Ananina O.A.	408	Chernyakov V.M.	554
Ananyev Y.S.	48	Chikova I.V.	144
Anisimova L.N.	53	Chubik M.P.	565
Anisimov V.S.	53	Chubik M.V.	565
Apsalikov K.N.	83, 324, 377	Chuguevskii A.V.	501
Arakchaa K.D.	291	Chukanov N.V.	191
Arbuzov S.I.	56, 126, 349, 451, 465, 603	Chu Xingming	596
Ariunbileg C.	224	Cu Si Thang	265
Artamonova S.Yu.	63	Cu Sy Thang	269
Asylbekova G.E.	298	Dajneko N.M.	173
Aturova V.P.	448	Dementyev D.V.	177
Babushkin V.E.	68	Derevenets V.G.	180
Balykin D.N.	426	Deryagin V.V.	411
Balykin S.N.	426	Dikarev D.V.	53
Baranovskaya N.V.	75, 441	Doan Dinh Hung	269
Bartanova S.V.	80, 402	Dogadkin N.N.	272

Domarenko V.A.	72, 180, 256	Jefanova O.	341
Donjaeva E.S.	144	Kablova K.V.	227
Druzhinin S.V.	70, 184	Kaglyan O.Ye.	230
Dudareva N.V.	511	Kaizer M.I.	249
Dzendzelyuk O.S.	155, 158	Kakabayev A.A.	592
Dzhenbaev B.M.	251	Kaldybaev B.K.	251
Elagin V.B.	38	Kalinina G.V.	265
Elchininova O.A.	249	Kaneva A.V.	87, 254
Enkhbat N.	603, 609	Karavaeva E.V.	382
Ermakova O.V.	309	Karepina K.V.	256
Ermolaeva V.N.	191	Karmanov N.S.	195
Evseev A.V.	188	Karpov A.D.	106
Filimonenko E.A.	518	Kashkarov L.L.	265, 269, 272
Filimonov A.A.	538	Kayukov P.G.	542
Fyodorov G.V.	542	Kazachonok N.N.	234, 238, 242, 245
Gablin V.A.	135	Kazinskay I.E.	151
Gabrusheva N.	600	Kaz V.E.	262
Galnemekh O.	451	Khlystov O.M.	195
GAN Nan	588	Khussainov A.T.	592
Ganzha D.D.	139	Kichigin A.I.	279
Garamjav D.	451	Kirichenko I.S.	91, 195
Gerasimov Ya.R.	477, 478	Kirplyuk P.V.	321
Gerel O.	451	Kiseleva I.M.	70
Glukhov G.G.	144	Kiselev G.P.	275, 432
Goncharov E.A.	147	Kiselyov G.P.	184, 214
Goryachenkova T.A.	151	Klenus V.G.	230
Grabovskiy V.A.	155, 158	Kochetkov I.V.	53
Grebenschikova V.I.	313	Kolesnikova A.A.	284
Grigorkina E.B.	162	Kolotov V.P.	272
Grigoryev A.I.	559	Kolpakova M.N.	224
Grinshteyn Yu.A.	166	Komleva E.V.	286
Gromov Yu.A.	38	Konakova T.N.	284
Grusdev B.I.	87	Koniashkin V.A.	38
Gubitskaya E.G.	551	Konovalov K.G.	238, 242, 245
Gudkov D.I.	230	Konstantinova L.I.	474
Gudzenko V.V.	169	Kopelov A.I.	238, 242, 245
Gusak S.A.	382	Kopylova Yu.G.	291
Guseva N.V.	291	Korobova E.M.	295
Gusev B.I.	83	Korobovych A.P.	230
Hadjamberdiev I.	545	Korogod N.P.	298
Ilenok S.S.	126	Korzhasvin A.V.	531
Isaeva E.R.	221	Kostyuchenko V.A.	238, 242, 245
Ismagilov I.H.	387	Kramorenko S.V.	180, 301
Isupov V.P.	224, 398	Kropacheva M.Y.	305
Ivanova O.A.	217	Kudageldinov A.A.	199
Ivanov A.Yu.	199	Kudrin A.A.	284
Jaroslavtseva T.V.	436	Kudyasheva A.G.	309

Kukhtsevich A.B.	511	Mitrofanov E.A.	180
Kurguz S.A.	559	Molchanova I.V.	371
Kurjane N.	600	Molokov V.Y.	262
Kutlakhmedov Yu.A.	318	Moroz E.N.	224
Kuybida L.V.	224	Moskalenko A.V.	565
Kuzmenkova N.V.	265	Moskalenko O.L.	428
Kuznetsov P.V.	313	Moskovchenko A.D.	375
Kuznetzova O.V.	249	Muldagaliev T.Zh.	83, 377
Lavrinovich E.A.	151	Murtazaev Kh.	380
Lazareva E.V.	361	Murzadilov T.D.	166
Lazarev F.D.	321	Naumov G.B.	22, 34
Leonova G.A.	98	Naumov V.A.	382
Le Thi Phuong Dung	269	Nazarov A.B.	139
Levina S.G.	411	Nazarov O.B.	230
Lipikhina A.V.	324, 377	Nazina T.N.	474
Logvinov O.V.	166	Nesterova Yu.V.	144
Lyashenko N.G.	331	Nguyen Dik Chui	265
Lyubashevskiy N.M.	327	Nguyen Duc Chuy	269
Madykova J.A.	529	Nguyen Thi Kim Thuong	265, 269
Makarova I.V.	305, 501, 576	Nguyen Thi Thu	265, 269
Malikova I.N.	448, 496	Nguyen Trung Kien	265, 269
Malikov Yu.I.	305	Nguyen Trung Minh	265, 269
Malov A.I.	337	Nguyen Van Pho	265, 269
Maltsev A.E.	98	Nikonov V.N.	387
Mamatkanov D.	535	Norov N.	40, 603, 609
Mamatzhan kyzy A.	526	Novgorod A.A.	180
Manukovsky N.S.	177	Novgorodtsev A.A.	48
Marciulioniene E.D.	341	Novikov A.P.	151
Martynenko V.G.	48	Nozhkin A.D.	390
Masalimov E.T.	324	Ocheretenko A.V.	184
Mashenkin V.S.	56, 349, 451	Odintsova I.N.	408
Maslov S.G.	126	Olenev G.V.	162
Matveeva I.V.	318, 346, 535	Osipova N.A.	565
Maymanova T.M.	249	Ostrovsky Yu.V.	398
Maystrenko T.A.	87, 254	Oydup Ch.K.	291
Mazeika J.	334, 341	Oyunbat S.	451
Medvedeva M.Yu.	106, 207, 211, 355	Oyunbolor G.	603
Melgunov M.S.	98, 305, 361, 496, 501, 576	Ozerskiy A.Yu.	394
Melnikov V.S.	238, 242, 245	Padalko N.L.	217
Menshenin A.N.	227	Pahomov V.G.	461
Meshkov N.A.	365	Paizylдаev T.R.	526
Mezhibor A.M.	358	Paramonova T.I.	135
Mikhailov A.I.	272	Parfilova N.S.	227
Mikhailovskaya L.N.	371	Parhomenko A.A.	119
Mironov A.G.	195	Pavlenko A.	600
Mironova-Ulmane N.	600	Pavlova T.A.	265
Mironov Yu.B.	367	Pekov I.V.	191

Peng Aimin	596	Sheinkman V.C.	404
Perevalov A.V.	402	Shemelina O.V.	574
Perk A.A.	477, 478	Sherbov B.L.	361
Perminova T.A.	441	Shevchenko O.G.	570
Petelin G.I.	139	Shevchenko O.G.	309
Petrosius R.	334	Shishkina L.N.	570
Pham Tich Xuan	265	Shishkov I.A.	506
Pisarev A.D.	404	Shuktomova I.I.	279
Pisareva L.F.	408	Shvartsev S.L.	224
Platayev A.P.	531	Shyroka Z.O.	230
Polakovs M.	600	Sobakin P.I.	477, 478
Polyakov V.I.	415, 419	Sobolev I.S.	423, 480
Polyanchikova G.V.	238, 242, 245	Soktoev B.R.	80, 441, 485
Polyudin A.L.	411	Sorokina N.V.	42
Pomortseva N.A.	230	Starichenko V.I.	327, 488
Popova I.Ya.	238, 242, 245	Stolbova N.F.	221, 493
Popov M.V.	423	Stolbov U.M.	493
Potseluev A.A.	48	Stolbov Y.M.	221
Pozolotina V.N.	371	Stovbun S.V.	272
Prishlyak S.P.	119	Strakhovenko V.D.	448, 496
Puchkov A.V.	432	Sudyko A.F.	518
Pulikov A.S.	428	Sukhorukov F.V.	448, 501
Puzanov A.V.	426	Sushko S.M.	506
Qin Chunyan	596	Sutyagin A.A.	227
Rakhmatuloev B.	380	Suzdaltseva Ya.M.	42
Raputa V.F.	408, 436	Tagai S.A.	511
Raskocha O.V.	309	Taisaev T.T.	80, 441
Rikhvanov L.P.	22, 256, 441, 444, 448, 451	Talovskaya A.V.	514, 518
Robertus Y.V.	456	Tarasov O.V.	162
Rodyna V.V.	318	Taskaeva A.A.	284
Roldugin V.V.	262	Telekova A.D.	188
Romanov S.L.	295	Tikhova Yu.P.	238, 242, 245
Romashko V.V.	321	Timofeeva Y.O.	371
Roslyakov N.A.	461	Timofeev S.F.	173
Rossinskaya G.B.	238, 242, 245	Toichueva G.R.	526, 529
Ruputa V.F.	514	Toropov A.S.	606
Rybalka V.B.	139	Tran Minh Duc	269
Rybalko V.I.	56, 465	Trapeznikov A.V.	531
Rychkova K.M.	291	Trapeznikova V.N.	531
Rykova V.V.	469	Tregubova V.E.	472, 474, 475
Safonov A.V.	472, 474, 475	Tretyakov A.N.	565
Saltykov A.V.	426	Trofimova E.V.	207, 211
Satybaldiev B.S.	535, 566	Trofimuk A.V.	158
Shaimardanova B.H.	298	Tsydenov A.B.	402
Shatravin V.I.	566	Tukhvatshin R.	545
Shatskaya S.S.	224	Tuzova T.V.	535, 566
Shcherbov B.L.	448, 576	Uralbekov B.M.	535, 566

Ustinova V.N.	538	Zakharova E.V.	474
Vakhrusheva O.M.	87	Zamyatina Yu.L.	199
Velegzhaninov O.I.	254	Zanin A.M.	272
Verbova L.F.	135	Zhakupona Sh.B.	324
Vladimirov A.G.	224	Zhakupova Sh.B.	377
Vlasova I.E.	265	Zheng Lihui	596
Volkova E.H.	119	Zhilina E.N.	538
Volostnov A.V.	56, 126, 465	Zhitkov V.G.	48
Vorobyov V.A.	408	Zhmodik S.M.	91, 195, 361, 461
Vosel Y.S.	496	Zholbolduev B.T.	251
Wang Nanping	596	Zhornyak L.V.	199
Xiao Lei	596	Zhuravlev Y.N.	371
Yazikov E.G.	514, 518	Zingatinova Z.S.	324, 377
YE Rong	588	Zotina T.A.	207, 211
Ying Ying	596	Zukau V.V.	144
Yunusov M.	380	Zvagule T.	600
Yurchuk L.P.	230	Zykova E.N.	214
Zabortsev G.M.	398	Zykov S.B.	214, 275
Zainullin V.G.	87		

Научное издание

РАДИОАКТИВНОСТЬ И РАДИОАКТИВНЫЕ ЭЛЕМЕНТЫ В СРЕДЕ ОБИТАНИЯ ЧЕЛОВЕКА

Материалы
IV Международной конференции
г. Томск, 4–8 июня 2013 г.

Редактор *Н.Я. Горбунова*
Компьютерная верстка *В.В. Жуков*
Дизайн обложки *Е.В. Хоружая*

**Отпечатано в Издательстве ТПУ в полном соответствии
с качеством предоставленного оригинал-макета**

Подписано к печати 25.04.2013. Формат 60×84/8. Бумага «Снегурочка».
Печать XEROX. Усл. печ. л. 72,12. Уч.-изд. л. 65,22.
Заказ 485-13. Тираж 200 экз.



Национальный исследовательский Томский политехнический университет
Система менеджмента качества
Издательства Томского политехнического университета сертифицирована
NATIONAL QUALITY ASSURANCE по стандарту BS EN ISO 9001:2008



ИЗДАТЕЛЬСТВО



ТПУ

. 634050, г. Томск, пр. Ленина, 30
Тел/факс: +7 (3822) 56-35-35, www.tpu.ru