

## ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПРИРОДНОЙ СРЕДЫ

УДК 502.55:504.055

### ЗАГРЯЗНЕНИЕ ГЕОСИСТЕМ РАДИОАКТИВНЫМ СТРОНЦИЕМ В РАЙОНЕ РАЗМЕЩЕНИЯ РЕГИОНАЛЬНОГО ХРАНИЛИЩА РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ

© 2015 г. Г. В. Лаврентьева\*\*\*\*, И. И. Силин\*\*, Б. И. Сынзыныс\*

\*Обнинский институт атомной энергетики – филиал национального исследовательского ядерного университета “МИФИ”,

Студгородок 1, г. Обнинск, Калужская обл., 249040 Россия. E-mail: Lavrentyeva\_G@list.ru

\*\*Институт минералогии, геохимии и кристаллохимии редких элементов,  
ул. Вересаева, д.15, Москва, 121357 Россия. E-mail: igorivsil@gmail.com

\*\*\*Калужский филиал МГТУ им. Н.Э. Баумана, ул. Баженова, д. 2, Калуга, 248000 Россия.

Поступила в редакцию 05.02.2014 г.

Проведены радиоэкологические исследования на территории, загрязненной  $^{90}\text{Sr}$  при поступлении с грунтовыми водами в результате разгерметизации емкости приповерхностного хранилища радиоактивных отходов. Представлен анализ послойного вертикального распределения  $^{90}\text{Sr}$  в почвах до глубины 3 м. Площади радиоактивного загрязнения по величине, превышающей минимально значимый уровень активности (1 кБк/кг по НРБ-99/2009), для изученных слоев почвы уменьшаются с глубиной и соответственно составляют: для 0–5 см – 1808 м<sup>2</sup>, 5–10 см – 302 м<sup>2</sup>, 10–15 см слоя – 181 м<sup>2</sup>. Аккумуляция  $^{90}\text{Sr}$  происходит на естественном сорбционном геохимическом барьере – заболоченном участке притеррасного понижения. Рассчитаны дозы облучения для сухопутных моллюсков вида *Bradybaena fruticum*, аккумулирующих стронций в своих раковинах; дозы превышают скрининговую величину 2.4 мкГр/сут на 41% территории. Это свидетельствует о превышении приемлемого уровня риска (5%) для данной популяции моллюсков. Превышение показателя уровня вмешательства для  $^{90}\text{Sr}$  отмечается как в грунтовых, так и поверхностных водах данной геосистемы в периоды зимней, летней межени и осенних ливней.

**Ключевые слова:** хранилище радиоактивных отходов,  $^{90}\text{Sr}$ , миграция в почве, геохимический барьер, природные воды.

#### ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время на предприятиях атомной отрасли поступление техногенных радионуклидов в окружающую среду строго контролируется, но остается нерешенной проблема обеспечения экологической безопасности временных хранилищ радиоактивных отходов (РАО), созданных во второй половине прошлого века. Необходимо учитывать, что хранилища находятся в эксплуатации 35–55 лет и уже не удовлетворяют действующим нормативным требованиям к долговременному хранению радиоактивных отходов [16, 27]. Исходя из прогнозов их состояния, можно ожидать нарушения герметичности и выход в окружающую среду радионуклидов, и как следствие – формирование дополнительного источника облучения населения и экосистемы в целом. В случае возникновения таких аварийных ситуаций должны быть выполнены все практически осуществимые мероприятия, направленные на обеспечение без-

опасности, в том числе меры по снижению миграции радионуклидов в природных средах, реализация которых возможна только при регулярном мониторинге загрязненных техногенными радионуклидами территорий [23].

Цель данной работы – определение радиоэкологической обстановки в районе размещения хранилища РАО с учетом биогеохимических особенностей миграции техногенного  $^{90}\text{Sr}$ .

Несмотря на большой массив данных о закономерностях миграции техногенных радионуклидов в природных средах в результате аварийных утечек из хранилищ РАО [6, 7, 25, 26, 28–30], необходимо учитывать, что в значительной степени поведение радионуклида будет зависеть от совокупности конкретных геоморфологических, ландшафтных, природно-климатических и других особенностей экосистемы. Изучение закономерностей миграции радионуклидов в зависимости от местных условий позволит расширить мето-

дическую основу проведения радиоэкологического мониторинга территорий на региональном уровне.

В статье представлены результаты радиоэкологических исследований на территории в районе размещения регионального хранилища РАО. Объект введен в эксплуатацию в 1950–1970-е годы. В настоящее время хранилище находится на консервации. На территории объекта размещено 4 емкости траншейного типа (№ 1–4) (рис. 1), предназначенные для хранения твердых радиоактивных отходов (РАО). Также имеется железобетонная емкость (№ 5) для сбора и хранения жидких РАО [1]. Изучаемая территория расположена в средней части бассейна р. Протва на надпойменной террасе в пределах абс. отм. 131–145 м. Расстояние до реки составляет 1000–1200 м. Емкости хранилища заложены в хорошо дренируемых преимущественно песчаных отложениях. В 100 м от границы хранилища РАО начинается пойма реки. Почвенный покров образован в основном дерново-подзолистыми почвами, формирующимися на покровных, делювиальных и моренных суглинках. Преобладающий механический состав почв – глинистый и тяжелосуглинистый.

В период с 1998 по 1999 г. обнаружено увеличение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в наблюдательных скважинах, что было объяснено проникновением поверхностных вод в одну из емкостей (№ 4). В связи с этим емкость № 4 вскрыли и обнаружили наличие щелей между плитами перекрытия и отсутствие гидроизоляции. Частично отсеки секции были заполнены водой, опробование которой показало, что объемная активность по  $^{90}\text{Sr}$  составляла 5440 Бк/л, по  $^{137}\text{Cs}$ –450 Бк/л [21]. При переполнении емкости вода, загрязненная радионуклидами  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{137}\text{Cs}$ , поступала за ее пределы.

Таким образом установлено, что в результате разгерметизации емкости сформировался источник радиоактивного загрязнения, вследствие чего регистрируется поступление этих радионуклидов преимущественно с грунтовыми водами в прилегающие геосистемы.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

**Отбор и подготовка к анализу проб почв.** Пробы почв отбирались послойно с шагом 5 см до глубины 50 см и 10 см – до 2–3 м с помощью специализированного пробоотборника с набором ручных почвенных (буров) Эдельмана (фирма Eijkelkamp, Нидерланды) в контролируемых точках, обозначенных на схеме (см. рис. 1). Пробо-

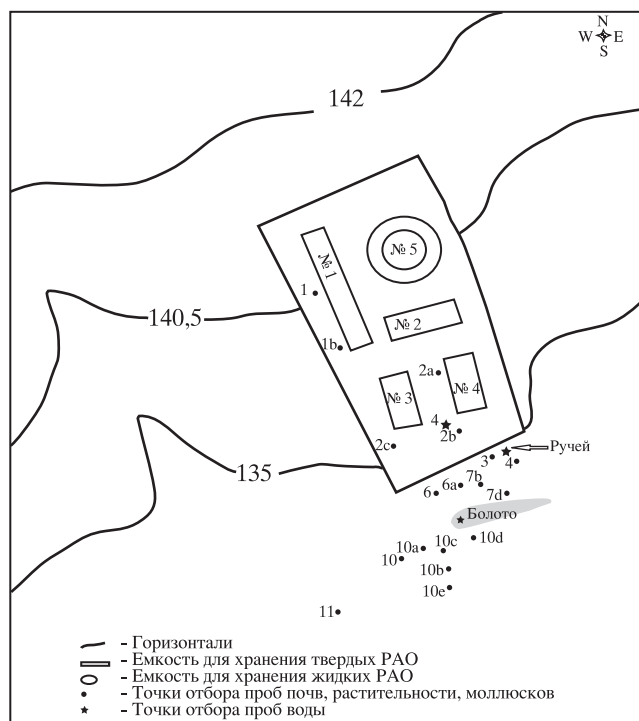


Рис. 1. Схема локальных участков отбора проб почв, растительности, сухопутных моллюсков и воды на территории расположения хранилища РАО и сопредельной территории.

подготовка образцов почвы к определению содержания  $^{90}\text{Sr}$  проводилась в соответствии с [9].

На технических весах брали навеску почвы массой 1 кг и помещали на противень из нержавеющей стали равномерным слоем толщиной 20–30 мм. Для удаления влаги противень с пробой выдерживали в сушильном шкафу при температуре 110 °С в течение 5–7 час. Высушенную пробу измельчали и перемешивали в ступке до размеров зерна 2–3 мм. Затем навеску пробы воздушно-сухой почвы (массой 50–300 г), усредненную методом квадратурования, прокаливали, выдерживая в муфельной печи при температуре 700–750 °С, для перевода основной массы в оксидную форму. В стакан с прокаленной почвой вносили раствор носителя стронция (50 мг по металлу) и 5 М  $\text{HNO}_3$  объемом 200–300 см<sup>3</sup>. Смесь почвы и раствора кипятили на песчаной бане в течение 0.5 час. Раствор от твердой фазы отделяли фильтрацией. Твердую фазу почвы дважды обрабатывали кипячением в 4–5 М  $\text{HNO}_3$  в течение 0.5 час. После фильтрации твердый осадок почвы трижды промывали на фильтре горячей дистиллированной водой. Растворы после фильтрации объединяли и упаривали до 100 см<sup>3</sup>.

Для отделения Sr от других радионуклидов и химических элементов и его концентрирования

использовали вариант оксалатного осаждения. К полученному раствору после выщелачивания и упаривания добавляли раствор щавелевой кислоты (95 г/л  $H_4C_2O_2$ ) в количестве примерно 100 см<sup>3</sup>. Устанавливали в растворе рН4, нейтрализуя кислоту раствором аммиака. Раствор с осадком оксалатов оставляли на 4 час, затем осадок отделяли от раствора фильтрацией, промывали два раза горячей дистиллированной водой на фильтре. Осадок вместе с фильтром высушивали и затем прокаливали при 750 °С в муфельной печи в течение 1 час. Затем осадок переносили в стакан и растворяли в 3–4 М  $HNO_3$ , устанавливали кислотность раствора на уровне 3.0 М/л. После отделения от сопутствующих компонентов проводили очистку <sup>90</sup>Sr экстракцией. Азотнокислый раствор помещали в делительную воронку вместимостью 50–100 см<sup>3</sup>, приливали хлороформ при соотношении водной и органической фаз 2:1, встряхивали и разделяли фазы. После разделения фаз к водному раствору прибавляли 5–10 см<sup>3</sup> дициклогексана-18-краун-6 в 0.2 М раствора хлороформа и проводили экстракцию, встряхивая в течение 30 с. Органическую фазу промывали двумя порциями раствора 2 М  $HNO_3$ , при соотношении фаз 1:1; водную фазу отбрасывали. Экстракт (органическую фазу) или его аликвотную часть наносили на мишень и высушивали под инфракрасной лампой. Проводили измерение β-активности сухого вещества на мишени.

**Отбор и подготовка к анализу проб растительных материалов.** Пробы растительности – крапивы двудомной (*Urtica dioica*), отбирались в тех же точках, что и почвы (см. рис. 1). Перед анализом свежие сырые пробы растений промывали от пыли и почвы водопроводной и дистиллированной водой. Затем растительную массу сушили в сушильных шкафах при температуре 80–85 °С. Высушенный растительный образец измельчали до оптимального размера растительных фрагментов 1–5 мм. Минерализацию растений проводили методом сухого озоления, после чего пробу подвергали кислотной обработке в соответствии с вышеприведенной методикой [9].

Оценка удельной активности <sup>90</sup>Sr в исследуемых почвах проводилась путем сравнения с региональными фоновыми содержаниями радионуклидов в почвах 30-километровой зоны вокруг обнинских реакторов и уровнями глобальных выпадений в результате техногенных выбросов и аварии на Чернобыльской АЭС. Для <sup>90</sup>Sr эта величина составляет 1.2–1.8 Бк/кг [1, 4, 15].

**Отбор и подготовка к анализу проб моллюсков.** Сбор сухопутных моллюсков вида *Brady-*

*baena fruticum* производился с растений (крапива двудомная (*Urtica dioica*)) и почв под растениями в контролируемых точках (см. рис. 1). В каждой пробе моллюсков содержалось как минимум по 10 экземпляров. У моллюсков предварительно отделяли мягкие ткани, а раковину измельчали растиранием в ступке, после чего проводили прямое измерение в ней активности <sup>90</sup>Sr. Затем пробы озоляли в муфельной печи при температуре 450 °С в течение 6 час, и производили радиохимическое выделение и определение содержания <sup>90</sup>Sr по методике, описанной выше.

**Отбор и подготовка к анализу проб воды.** Отбор проб воды из скважин и водоемов и пробоподготовка производилась в соответствии с [2, 10–13]. Места отбора проб воды обозначены на рис. 1: наблюдательная скважина С4, располагающаяся рядом с аварийной емкостью; ручей, протекающий по участку ниже хранилища на заболоченном притеррасном понижении и питаемый преимущественно грунтовыми водами; в районе локального участка 7б – заболоченная территория, временно образующаяся после обильных дождей и снеготаяния.

Пробу воды подкисляли азотной кислотой до рН 1–2, затем в нее добавляли носители в виде азотнокислых растворов: 10–20 мг стронция (в пересчете на металл) и кальция из расчета 20 мг/л. Носитель (щелочно-земельный элемент) осаждали в виде карбонатов для концентрирования радионуклидов стронция.

Измерение активности <sup>40</sup>K, <sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs проводили на сцинтилляционном β-спектрометре “БЕТА-01С” по стандартной методике определения содержания <sup>90</sup>Sr по β-излучению его дочернего радионуклида <sup>90</sup>Y в объектах окружающей среды [9].

**Расчет годовых доз облучения биоты.** Расчет годовых доз внешнего β-облучения тканей моллюсков за счет <sup>90</sup>Sr и его дочернего радионуклида <sup>90</sup>Y, содержащихся в раковинах, производился с использованием интегрального программного пакета ERICA Tool [22].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

### Загрязнение <sup>90</sup>Sr почв на территории хранилища РАО и сопредельной территории

Радиационный мониторинг загрязнения почвенного покрова – один из важнейших компонентов комплекса исследовательских работ по оценке состояния природной среды и прогнозу ее развития. Однако радиоэкологическая оценка

состояния территории проблематична, так как в настоящее время содержание техногенных радионуклидов в почвах действующими санитарно-законодательными документами не нормируется.

Анализ многолетних данных (2004–2007 гг.) по содержанию радионуклидов  $^{90}\text{Sr}$  в почвах исследуемой территории и продолжившихся экспериментальных работ (2010–2013 гг.) позволил установить следующее. В почвах на территории изучаемого объекта наблюдается уменьшение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в 1.5–2 раза за период с 2005 по 2012 гг. (рис. 2), что может быть обусловлено процессами и факторами самоочищения экосистемы от радиоактивного загрязнения, включая радиоактивный распад, вторичное рассеяние радиоизотопов в почвах и растительности, формирование естественных геохимических барьеров, техногенные мероприятия. Не стоит также забывать и об активном латеральном перемещении радионуклидов, происходящем в поймах рек, под влиянием поверхностного стока после сильных дождей или при смыве почвы во время стока талых вод. Отмечается нарастание градиента концентрации  $^{90}\text{Sr}$  в направлении от источника загрязнения (аварийной емкости) к точкам пробоотбора ба, 10е, 11, расположенным за территорией объекта (см. рис. 1), что может быть обусловлено литологическими и геоморфологическими особенностями изучаемой территории.

Изучение литологического строения территории размещения объекта показало, что емкости хранилища заложены в хорошо дренируемых преимущественно песчаных отложениях (табл. 1). Геоморфологическое строение благоприятно для поверхностной и внутрипочвенной миграции радионуклидов. Активная миграция  $^{90}\text{Sr}$  поверхностным стоком обусловлена следующими факторами: уклоны местности около  $10\text{--}15^\circ$  способствуют развитию плоскостной и линейной эрозии; мало-мощный (не более метра в нижней части склона) делювиальный шлейф представляет собой перетолженные покровные суглинки; наличие почти прямолинейных ложбин вдоль линии максимального уклона, что свидетельствует о малой эрозионной устойчивости грунтов [1]. Химический и радиохимический состав водных вытяжек из пород зоны аэрации, а также описание механизмов и путей миграции радионуклидов изложены в монографии [18]. Активной внутрипочвенной латеральной миграции способствует промывной водный режим зоны аэрации, легкий механический состав подпочвенных суглинков, значительные уклоны местности. На глубине 6 м в средней

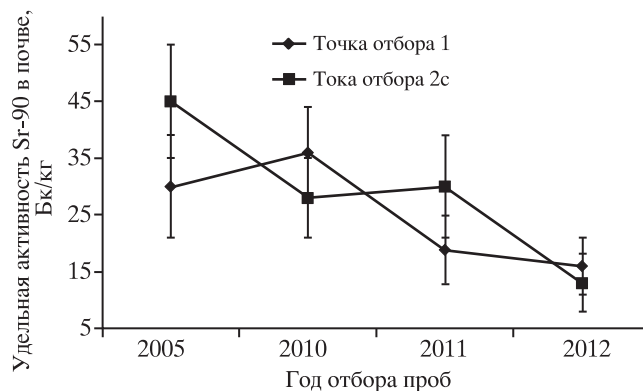


Рис. 2. Изменение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  в почве на территории хранилища РАО.

Таблица 1. Описание литологической основы территории хранилища РАО [1]

Глубина, м	Характеристика породы
0–0.5	Насыпной грунт
0.5–8.8	Песок аллювиальный разномерный
8.8–11.7	Песок аллювиальный мелкозернистый слабоглинистый
11.7–13.5	Суглинок моренный с большим содержанием гравия и гальки
13.5–5.7	Песок флювиогляциальный разномерный с галькой и гравием
15.7–16.8	Гравийно-галечные и песчаные флювиогляциальные отложения

части склона террасы и около 3 м в нижней его части пески подстилаются суглинками, являющимися водоупором для верховодки, в нижней части склона они выходят на поверхность, и здесь происходит разгрузка подземных вод.

Следует отметить, что и агрохимические свойства почв (ил, глина) (табл. 2) сопредельной территории, в сторону которой направлен основной сток с аварийного объекта, способствуют минимизации миграционных процессов  $^{90}\text{Sr}$ . Это позволяет предположить возможность формирования естественного геохимического барьера в точках ба, 10е, 11, где происходит аккумуляция радионуклида. В этих точках отбора удельные активности  $^{90}\text{Sr}$  в течение восьми лет возросли в среднем в 1.7–2 раза. В 2012 г. зафиксирована максимальная удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  в верхнем 5-сантиметровом слое почвы в т. ба ( $1704 \pm 270$  Бк/кг), 10е ( $1134 \pm 173$  Бк/кг) и 11 ( $1639 \pm 248$  Бк/кг).

В связи со значительной неравномерностью загрязнения изучаемой территории  $^{90}\text{Sr}$  были проведены измерения удельной активности радио-

**Таблица 2.** Описание геосистем и мощность доз  $\beta$ -облучения сухопутных моллюсков от почвы, растительности и раковин в контролируемых точках

Точки отбора проб	Описание геосистем	Мощность дозы облучения, мГр/год		
		$^{90}\text{Sr}$	$^{137}\text{Cs}$	$^{40}\text{K}$
1b	Флювиогляциальные и аллювиальные песчаные отложения, нарушенный почвенный покров.	83.8±5.7	14.1±1.8	1.04±0.07
1		75.5±7.8	28.4±2.7	0.94±0.08
2a	Разнотравно-злаковая растительность с участием клевера	345.9±4.7	56.5±4.8	0.99±0.07
2c	Флювиогляциальные и аллювиальные песчаные отложения, нарушенный почвенный покров. Погребенные почвы на делювиальных суглинках (перетолщенные покровные суглинки) перекрыты 40 см толщей песчаных отложений. Разнотравно-злаковая растительность с участием клевера	46.1±6.8	0.01±0.001	0.83±0.09
2b		652.5±12.7	12.1±1.7	1.53±0.81
3	Поверхность не заболочена, покрыта слоем делювиальных суглинков. Намытая дерновая среднесуглинистая почва. Малина, лещина, в травянистом ярусе доминирует крапива	35.3±2.7	0.01±0.001	0.94±0.07
4	Поверхность не заболочена, покрыта слоем делювиальных суглинков. Намытая дерновая с признаками оподзоливания среднесуглинистая почва. Малина, в травянистом ярусе доминирует крапива, хмель	56.3±4.7	0.02±0.001	0.82±0.09
6	Поверхность заболочена, покрыта илистыми отложениями мощностью 2–10 см с включением слаборазложившихся растительных остатков. Ольха, осина, крапива	134.4±23.8	–	–
6a		281.2±30.8	0.05±0.003	0.69±0.08
7b	Поверхность заболочена, покрыта илистыми отложениями мощностью 2–10 см с включением слаборазложившихся растительных остатков и песка. Ольха, осина, крапива, хмель	62.0±12.3	0.02±0.001	1.02±0.09
7d		88.5±17.2	–	–
10	Поверхность заболочена, покрыта илистыми отложениями мощностью 2–5 см с включением слаборазложившихся растительных остатков, песка. Ольха, ива, осина, камыш	537.2±36.8	0.03±0.001	1.13±0.80
10a	Поверхность заболочена, покрыта илистыми отложениями мощностью 2–5 см с включением слаборазложившихся растительных остатков и песка.	182.3±26.8	0.01±0.002	0.85±0.09
10b		74.4±3.9	12.1±2.8	1.21±0.70
10c	Ольха, осина, крапива.	50.0±12.5	17.0±3.7	0.94±0.07
10e	Поверхность заболочена, покрыта илистыми отложениями мощностью 2–5 см с включением слаборазложившихся растительных остатков и песка. Ольха, осина, крапива, хмель	77.2±7.3	27.7±4.7	0.76±0.08
10d		46.5±6.7	0.27±0.02	0.88±0.05

нуклида отдельно для различных подслоев почв в точках пробоотбора.

Анализ данных вертикального распределения радионуклида в почвах за территорией объекта позволил выявить следующее. Относительно схожие зависимости изменения удельной активности радионуклида с глубиной получены для дерново-глеевой почвы притеррасного понижения (т. 6а, 10е, 11) (рис. 3). Максимальная удель-

ная активность  $^{90}\text{Sr}$  зафиксирована в верхнем горизонте мощностью 2 см, достигающая значения 1.7 кБк/кг. Это может быть обусловлено тем, что, во-первых, пробы почвы в верхнем обогащаемом  $^{90}\text{Sr}$  горизонте представляют собой иловатый суглинок, что способствует минимизации процессов миграции радионуклида из-за его активной сорбции; во-вторых, может происходить нанос илстых частиц с загрязненных участков во время паводка, а также со стоком с загрязненной

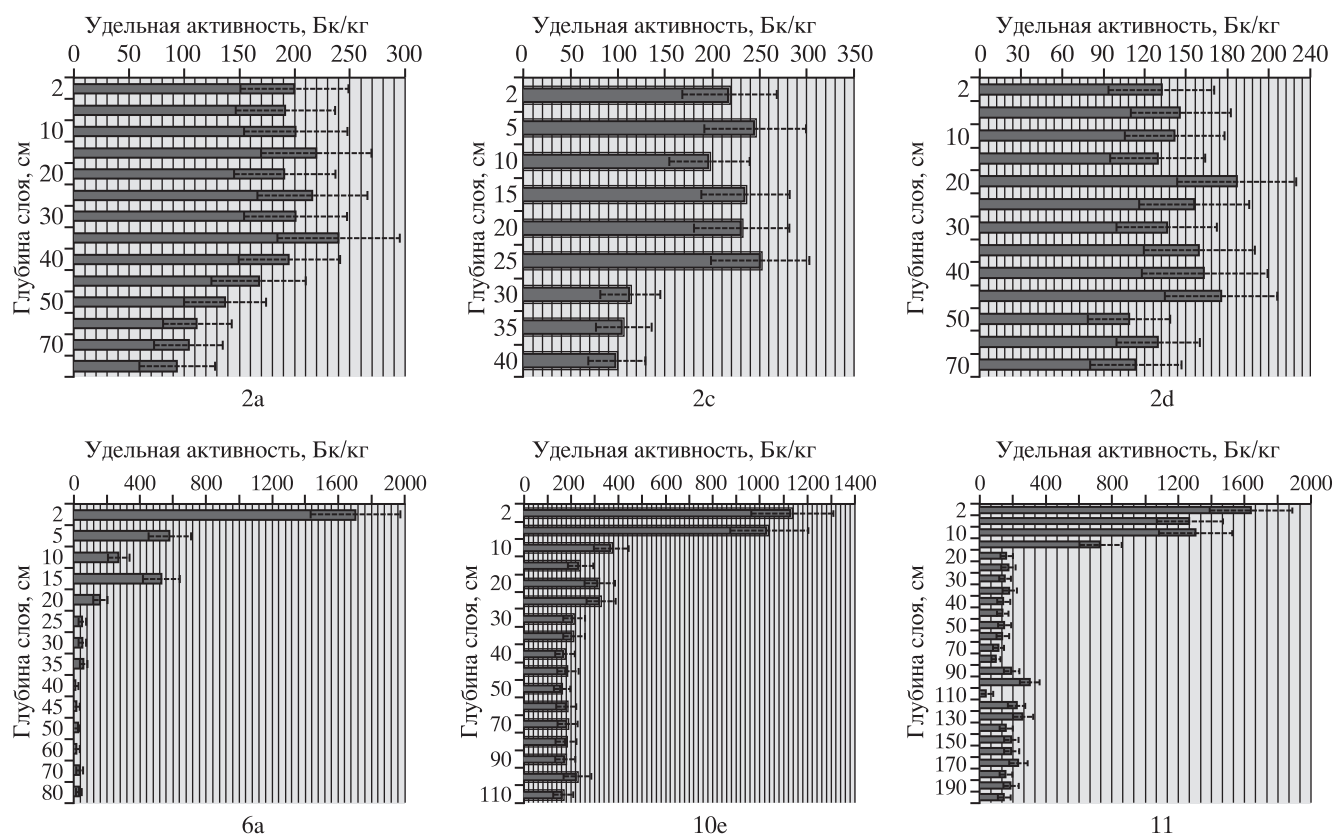


Рис. 3. Вертикальное распределение  $^{90}\text{Sr}$  в почвах на территории (локальные участки 2а, 2с, 2d) и за пределами территории хранилища РАО (локальные участки 6а, 10е, 11).

территории хранилища; в-третьих, может происходить активная фиксация  $^{90}\text{Sr}$  органической фракцией почв.

В нижележащих почвенных слоях наблюдается тенденция резкого снижения величины удельной активности радионуклида (в 3–8 раз по сравнению с верхним 5-сантиметровым слоем), что может быть связано с преобладанием песчаных отложений, но даже на глубине 2 м значение удельной активности  $^{90}\text{Sr}$  достигает величины 1.2–1.8 Бк/кг, превышающей показатель сравнения в 80–100 раз.

Несколько иная картина наблюдается в распределении радионуклида в почвах на территории хранилища РАО (см. рис. 3). Относительно равномерное распределение  $^{90}\text{Sr}$  по профилю слаборазвитой дерновой почвы может быть обусловлено биогеохимическими и техногенными факторами. Во-первых, процессы внутрипочвенного поступления радионуклида и проникновение его в верхние горизонты происходят преимущественно путем восходящей фильтрации и капиллярного подъема загрязненных вод. Во-вторых, отсутствие кустарниковой и древесной растительности на территории объекта вли-

зи точек пробоотбора приводит к минимизации процессов фиксации радионуклида в верхнем почвенном горизонте. Третий фактор техногенный – проведение вскрышных работ после аварии привело к перемешиванию слоев грунта с разной активностью. При этом удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  на различных глубинах превышает фоновое значение в 50–120 раз.

На основании полученных результатов была рассчитана площадь радиоактивного загрязнения со значением, превышающим минимально значимый уровень активности 1 кБк/кг, [16] для изученных слоев почвы: для 0–5-сантиметрового слоя площадь загрязнения составила 1808 м<sup>2</sup>, для 5–10 см – 302 м<sup>2</sup>, для 10–15 см слоя – 181 м<sup>2</sup>. Полученные данные могут быть полезны для разработки программы реабилитации загрязненных  $^{90}\text{Sr}$  почв на стадии вывода из эксплуатации хранилищ РАО.

#### Доза облучения биоты на территории размещения хранилища РАО

В качестве референтного вида, наиболее адекватно отражающего воздействие  $^{90}\text{Sr}$  на экосистему, были выбраны сухопутные моллюски вида

**Таблица 3.** Загрязнение грунтовых и поверхностных вод  $^{90}\text{Sr}$  в районе расположения хранилища РАО

Объект мониторинга	Дата	Объемная активность, Бк/л	Осадки в день замеров, мм	Температура воздуха, град.	Гидрологический сезон
Скважина 4	15.03.10	34	1	-6.8	Зимняя межень
	15.06.10	29	7.3 ± 1.4	13.5	После половодья
	22.07.10	34	0	28.6	Летняя межень
	20.10.10	38	5.2 ± 0.5	3.1	Осенние ливни
Ручей	15.06.10	5	7.3 ± 1.4	13.5	После половодья
	22.07.10	34	0	28.6	Летняя межень
	20.10.10	38	5.2 ± 0.5	3.1	Осенние ливни
Болото	15.06.10	1.5	7.3 ± 1.4	13.5	После половодья
	22.07.10	0.75	0	28.6	Летняя межень
	20.10.10	0.5	5.2 ± 0.5	3.1	Осенние ливни

*Bradybaena fruticum*. В ряде работ [3, 8, 19, 20] показано, что практически весь радиоактивный стронций сосредоточен в раковине моллюска, причем содержание  $^{90}\text{Sr}$  в раковинах определяется в первую очередь уровнем загрязнения местности и мало подвержено сезонным и таксономическим изменениям.

Учитывая рекомендации Международной комиссии по радиационной защите и применению поэтапного подхода к анализу радиоэкологической ситуации, в работе представлены результаты первого этапа, который заключается в проведении скринингового анализа с целью выявления тривиальных ситуаций, не требующих дальнейшего рассмотрения [24]. При этом скрининговая величина, предназначенная для первичной оценки безопасности биоты, принимается за 2.4 мкГр/сут. Следует отметить, что данная величина обозначена как верхний безопасный порог облучения биоты в рамках европейского проекта PROTECT [5].

В связи с вышесказанным дальнейшее изучение радиоэкологической обстановки нецелесообразно на локальных участках вблизи контрольных точек 1, 1b, 2c, 3, 4, 7б, 10b, 10c, 10d, 10e (табл. 2).

Следовательно, второй этап радиоэкологических исследований, предполагающий более детальный анализ с учетом локальных условий загрязнения экосистемы и безопасный порог облучения биоты, необходимо проводить в контролируемых точках 2а, 2b, 6, 6а, 7в, 10, 10а, (см. табл. 2). При этом площадь указанных выше локальных участков составляет 41% площади изучаемой территории, что, в свою очередь, свидетельствует о превышении приемлемого уровня экологического риска (5%) для данной популяции моллюсков [8].

### Содержание $^{90}\text{Sr}$ в поверхностных и подземных водах района размещения хранилища радиоактивных отходов

В 2010 г. проведены измерения объемной активности  $^{90}\text{Sr}$  в пробах воды, отобранных сезонно из наблюдательных скважин и контролируемых водных объектов, в которых ранее была отмечена наибольшая активность радионуклида [8]: в наблюдательной скважине № 4, ручье и болоте (см. рис. 1).

В гидрологическом отношении 2010 г. значительно не отличался от средних многолетних характеристик. Постоянная отрицательная температура зимы 2009–2010 гг. началась с 6.12.2009 г. и продолжалась до 20.03.2010 г. Снег лег на талую землю и больше в зимние месяцы не таял. За это время выпало 120.8 мм снега. Снеготаяние 2010 г. происходило в условиях активной разгрузки снеговых вод через талую почву в подземные горизонты. В таких условиях весеннее половодье характеризуется невысоким паводком и слабым инверсионным перетоком поверхностных вод в подземные водоносные горизонты. Динамика суточного распределения осадков и температуры приземной атмосферы представлена в табл. 3, где отмечены границы гидрологических сезонов.

Переход к устойчивой положительной температуре произошел 20 марта. Эта дата является концом зимней межени и началом весеннего снеготаяния и ливневых дождей. С 20 марта по 18 июня установился период весенних ливневых дождей и активного снеготаяния. В этот период в подземные горизонты и речную долину поступает основной объем склонового стока (288.1 мм), состоящий из талых вод (120.8 мм) и весенних ливней (167 мм). С 18 июня наступила летняя

межень – сухое жаркое лето с редкими непродолжительными дождями. Питание грунтовых вод и поверхностный сток практически прекратились. Объем осадков за 2 летних месяца составил всего 19.7 мм. Летняя межень закончилась 20 августа. Начались ливневые дожди, продолжавшиеся практически непрерывно до 4 сентября, а затем с перерывами до самых заморозков. Количество осадков по сравнению с летними месяцами удвоилось и до последнего в этом году замера активности (20 октября) составило 38.5 мм

Загрязнение грунтовых вод в районе старого хранилища РАО, по результатам мониторинга 2010 г., иллюстрируется календарными данными табл. 3. Объемная активность воды в пробе, отобранной из скв. № 4, с изменением гидрологических сезонов варьирует в малом диапазоне. Значение активности  $^{90}\text{Sr}$  в грунтовой воде, равное 34 Бк/л, отмечается в период окончания зимней межени и начала снеготаяния и весенних дождей. Проба воды, отобранная 15 июня, характеризует период завершения весеннего снеготаяния. Анализ воды в этот период показал тенденцию уменьшения объемной активности радионуклида, очевидно, за счет остаточного разбавления грунтовых вод дождевыми осадками. Величина активности  $^{90}\text{Sr}$  в воде в период сухой погоды летней межени одинакова по содержанию  $^{90}\text{Sr}$  в пробе, отобранной в зимнюю межень. Незначительное повышение изучаемого показателя до 38 Бк/л в скважине наблюдается в начале периода осенних ливней, вероятно, из-за того, что в ней фиксируется фронт осеннего стока. При этом содержание радионуклида в грунтовой воде превышает допустимый уровень вмешательства в 5.8–7.6 раз в разные гидрологические сезоны [14].

В табл. 3 также представлены данные о загрязнении поверхностных вод вблизи хранилища РАО по результатам мониторинга 2010 г. В воде ручья, протекающего ниже по склону, после половодья объемная активность  $^{90}\text{Sr}$  составила 5 Бк/л. В этот же день в болоте, расположенном в долине того же ручья, активность была 1.5 Бк/л. В сезон летней межени после сухого периода активность  $^{90}\text{Sr}$  в пробе из ручья возросла до 34 Бк/л, а в пробе из болота снизилась до 0.75 Бк/л. Очевидно, что дождевые осадки в июне разбавили исходную концентрацию  $^{90}\text{Sr}$ . 19 октября 2010 г. начались осенние дожди, которые обогатили поверхностный сток  $^{90}\text{Sr}$ , скопившийся в период сухого лета в застойных водах траншей. Концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в воде ручья в 6.8–7.6 раз превышает уровень вмешательства (4.9 Бк/л) в период летней межени и осенних ливней соответственно.

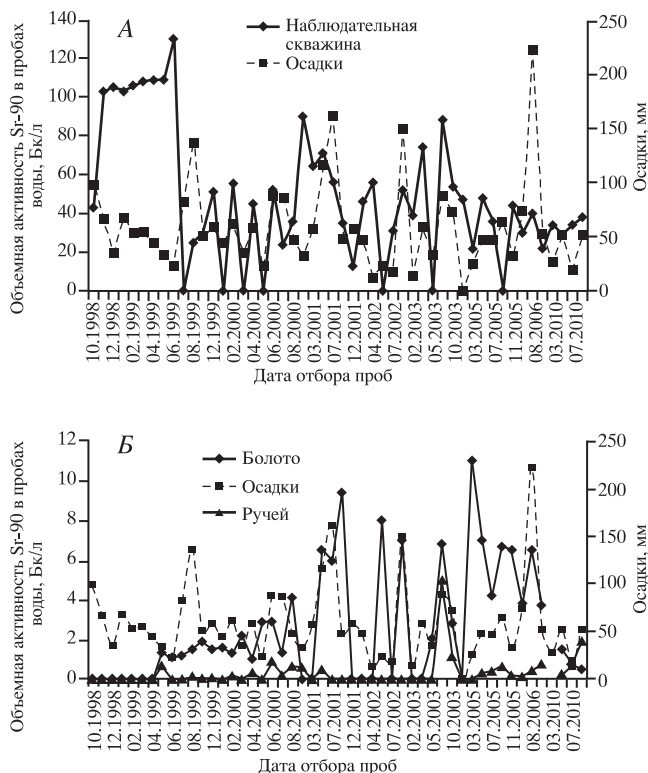


Рис. 4. Результаты мониторинга объемной активности  $^{90}\text{Sr}$  в подземных (А) и поверхностных (Б) водах в районе хранилища РАО.

Более подробно объемы выноса радионуклидов в год обнаружения протечки и загрязнение речного ила радионуклидами изложены в [17].

Анализ результатов многолетнего мониторинга  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных и подземных водах позволяет построить временной тренд, представленный на рис. 4. На диаграмме видно, что за двенадцать лет мониторинга хранилища РАО концентрация  $^{90}\text{Sr}$  в водных объектах неоднократно менялась. Наиболее контрастные изменения активности радиоактивного стронция наблюдаются в пробах воды из наблюдательной скв. 4. В интервале декабрь 1998 г. – август 1999 г. наблюдалось устойчиво высокое содержание радионуклида, практически независимое от количества осадков.

Резкое понижение активности  $^{90}\text{Sr}$  в грунтовых водах скважины произошло летом 1999 г. Начиная с этого периода и до августа 2010 г. графики активности стронция и количества выпавших осадков синхронны. На интервале декабрь 1999 г. – июль 2002 г. наблюдается относительный сдвиг максимумов графиков. Затем до ноября 2005 г. вновь фиксируется синхронность графиков, а в 2006 и 2010 гг. – полное несовпадение графиков. На фоне неравномерного изменения активности



$^{90}\text{Sr}$  отмечено небольшое понижение радиоактивности вод.

Анализ многолетней динамики выхода  $^{90}\text{Sr}$  из хранилища позволяет утверждать, что первый из перечисленных периодов характеризуется транзитным выносом радионуклида в условиях нарушенной изоляции траншей с радиоактивными отходами. Радиоактивные грунтовые воды, заполнявшие траншею, равномерно разгружались в водоносный горизонт, что и зафиксировано опробованием воды из скв. 4. Смена активности водоносного горизонта произошла летом 1999 г., когда был произведен ремонт гидроизоляции траншей [1, 21]. Предполагается, что после ремонта выход стронция из траншеи временно прекратился, и основным источником  $^{90}\text{Sr}$  стал грунт обваловки траншей, в котором скопилось изрядное количество радионуклида.

Повторный всплеск активности грунтовых вод зафиксирован на границе тысячелетий. При этом рост радиоактивности воды в наблюдательной скважине запаздывал от даты выпадения осадков на период, необходимый для миграции радионуклида от траншеи до скважины. Уровень активности воды в этот период несколько понижался независимо от количества выпавших осадков, что может быть объяснено частичной сорбцией  $^{90}\text{Sr}$  экраном трепела. При насыщении барьера из трепела уровень активности грунтовых вод стал постепенно нарастать, а активность стала вновь синхронной дождевым осадкам. В период 2005–2010 гг. радиоактивность грунтовых вод понизилась, а ее связь с метеоусловиями стала неопределенной.

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Обзор состояния изученности проблемы миграции радионуклидов в природной среде показывает, что к настоящему времени эти вопросы в целом хорошо изучены, но практически все исследования посвящены поведению радионуклидов в почвенно-растительном покрове и водных экосистемах при аэральном загрязнении. При этом радиоактивные вещества поступают на поверхность почвенно-растительного покрова, причем нередко в составе труднорастворимых частиц и годами задерживаются в верхней части почвенного профиля. Поведение радионуклидов, особенности их вертикальной и латеральной миграции, влияние на биоту при поступлении с грунтовыми водами пока изучены недостаточно. В наших исследованиях рассматривается именно такой путь радиоактивного загрязнения, что

важно при оценке воздействия хранилищ радиоактивных отходов на прилегающие геосистемы в случае нарушения многобарьерной защиты.

Выявлено, что аккумуляция  $^{90}\text{Sr}$  происходит на естественном сорбционном геохимическом барьере заболоченного притеррасного понижения. Анализ данных вертикального распределения радионуклида в почвах на территории объекта и сопредельной территории позволил выявить следующее. Максимальная удельная активность  $^{90}\text{Sr}$  зафиксирована в верхнем горизонте мощностью 2 см, достигающая значения 1.7 кБк/кг за территорией объекта. На территории хранилища РАО наблюдается относительно равномерное распределение радионуклида по профилю почвы, и удельная активность не превышает 250 Бк/кг. Проведение скринингового анализа состояния биоты в рамках радиоэкологического исследования показало, что загрязнение носит локальный характер. Дальнейшие исследования на территории следует проводить с учетом локальных условий загрязнения на отдельных участках.

Результаты мониторинга природных вод в районе размещения хранилища РАО позволили установить наиболее динамичные периоды изменения объемной активности  $^{90}\text{Sr}$ , которым должно уделяться повышенное внимание. А именно превышение показателя уровня вмешательства  $^{90}\text{Sr}$  в водах отмечается как в грунтовых, так и поверхностных водах в периоды зимней и летней межени и осенних ливней.

На основании изложенного выше можно заключить, что острых радиоэкологических проблем на территории размещения хранилища РАО пока не отмечено. При этом благодаря природным геохимическим барьерам, в настоящее время угрозы попадания радионуклидов в организм человека по пищевым цепям через сельскохозяйственную продукцию нет. Однако следует отметить, что места аккумуляции  $^{90}\text{Sr}$  могут выступать в качестве вторичного источника радиоактивного загрязнения, что требует продолжения радиоэкологических исследований на изучаемой территории.

*Работа выполнена при финансовой поддержке Государственной корпорации по атомной энергии "Росатом" (Государственный контракт № Н.46.43.9Б.14.1054)*

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Васильева А.Н., Козьмин Г.В., Латынова Н.Е., Старков О.В., Вайзер В.И. Общие закономерности загрязнения геосистем в районе размещения регионального хранилища радиоактивных отходов //

- Изв. Вузов. Ядерная энергетика. 2007. № 2. С. 64–74.
2. ГОСТ Р 51592-2000. Вода. Общие требования к отбору проб. М.: Стандартинформ, 2005. 31с.
  3. Гудков Д.И., Назаров А.Б., Дзюбенко Е.В., Каглян А.Е., Кленус В.Г. Радиоэкологические исследования пресноводных моллюсков в Чернобыльской зоне отчуждения//Радиационная экология. 2009. № 6. С. 703–713.
  4. Иванов В.К., Цыб А.Ф., Иванов С.И. Ликвидаторы чернобыльской катастрофы: радиационно-эпидемиологический анализ медицинских последствий. М.: Галанис, 1999. 312 с.
  5. Крышев И.И., Сазыкина Т.Г. Радиационная безопасность окружающей среды: необходимость гармонизации российских и международных нормативно-методических документов с учетом требований федерального законодательства и новых международных основ безопасности ОНБ-2011 // Радиация и риск. Бюл. Национального радиационно-эпидемиологического регистра. 2013. Т. 22. № 1. С. 47–61.
  6. Лаврентьева Г.В. Радиоэкологическая диагностика территории размещения регионального хранилища радиоактивных отходов // Безопасность в техно-сфере. 2013. Т. 2. № 6 (45). С. 14–19.
  7. Лаврентьева Г.В., Силин И.И., Козьмин Г.В. и др. Динамика сезонного поведения  $^{90}\text{Sr}$  в поверхностных и подземных водах района размещения хранилища радиоактивных отходов // Вода: химия и экология. 2012. № 12. С. 26–31.
  8. Лаврентьева Г.В., Бахвалов А.В., Сынзыныс Б.И., Муллаярова Р.Р. Технология оценки экологического риска для сухопутной экосистемы в условиях хронического радиоактивного загрязнения // Проблемы анализа риска. 2012. Т. 9. № 5. С. 30–43.
  9. Методика радиохимического определения стронция-90 в пробах почвы и растительных материалов. М.: Федеральная служба лесного хозяйства России, 1994. 16 с.
  10. МВК 7.3.7-08 “Методика радиационного контроля грунтовых вод из наблюдательных скважин в районах расположения атомных станций концерна “Росэнергоатом”. М., 2008.
  11. МВК 7.4.1-07. “Методика радиационного контроля поверхностных вод окружающей среды в районах расположения атомных станций концерна “Росэнергоатом”. М., 2007.
  12. МП-7.4.2-07 “Методика пробоотбора поверхностных вод окружающей среды в районах расположения атомных станций концерна “Росэнергоатом”. М., 2007.
  13. МП-7.3.8-08 “Методика пробоотбора грунтовых вод из наблюдательных скважин в районах расположения атомных станций концерна “Росэнергоатом”. М., 2008.
  14. Нормы радиационной безопасности (НРБ – 99/2009): Санитарные правила и нормативы (Сан-ПиН 2.6.1.2523 – 09). М.: Минздрав России, 2009.
  15. Радиационная обстановка на территории России и сопредельных государств: Ежегодник / Под ред. С.М. Вакуловского. М.: Метеоагентство Росгидромета, 2005. 288 с.
  16. Санитарные правила СП 2.6.1. 1168-02 “Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-2002). М.: Минздрав России, 2002.
  17. Силин И.И. Экология и экономика природных ресурсов бассейна р. Протвы. Калуга: ВИЭМС, 2003. 324 с.
  18. Силин И.И. Пресные воды севера Калужской области. Калуга: ВИЭМС, 2005. 308 с.
  19. Францевич Л.И., Паньков И.В., Ермаков А.А. и др. Моллюски – индикаторы загрязнения среды радионуклидами // Экология. 1995. № 1. С. 57–62.
  20. Хмелева Н.Н., Голубев А.П., Пленин А.Е. Радиорезистентность популяций моллюсков из водоемов с разным уровнем радиоактивного загрязнения // Докл. РАН. 1993. Т. 329. № 5. С. 677–679.
  21. Ястребков А.Ю., Захарова Е.В., Каменский К.А. Оценка воздействия приповерхностного хранилища радиоактивных отходов ФГУП “ГНЦ РФ-ФЭИ” на геологическую среду // Разведка и охрана недр. 2014. № 3. С. 56–62.
  22. D-ERICA: An integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionizing radiation // Project number FI6R-CT-2004-508847. Swedish Radiation Protection Authority. 2007.
  23. Environmental and source monitoring for purposes of radiation protection: safety guide. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2005. 119 p.
  24. ICRP – International Commission on Radiological Protection. Publication 114, Environmental Protection: Transfer Parameters for Reference Animals and Plants. Annals of the ICRP. 2009. 111 p.
  25. Lavrentyeva G.V. Characteristic of pollution with groundwater inflow  $^{90}\text{Sr}$  natural waters and terrestrial ecosystems near a radioactive waste storage // J. of Environmental Radioactivity. 2014. 135C. P. 128–134.
  26. Monastyrskaya S.G., Kochetkov O.A., Barchukov V.G., Kuznetsova L.I. Problems of regulation safety of radioactive waste management in Russia // Occupational medicine and industrial ecology. 2012. № 10. P. 44–48.
  27. Radiation protection and safety of radiation sources: international basic safety standards. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2011. 282 p.
  28. Roudak S.F., Sneve M.K., Kiselev M.F., Shandala N.K. Progress report on the regulatory cooperation program between the Norwegian Radiation Protection Authority and the Federal Medical Biological Agency of Russia //

- Strålevern Rapport 2011:8. Østerås: Norwegian Radiation Protection Authority. 2011. 52 p.
29. *Shandala N.K., Sneve M.K., Smith G.M., Kiselev M.F., et al.* Regulatory supervision of sites for spent fuel and radioactive waste storage in the Russian northwest // *J. of Radiological Protection*. 2008. V. 28. P. 453–465.
30. *Simakov A.V., Sneve M.K., Abramov Y.V., Kochetkov O.A., et al.* Radiological protection regulation during spent nuclear fuel and radioactive waste management in the western branch of the Federal State Unitary Enterprise 'SevRAO' // *J. of Radiological Protection*. 2008. V. 28. P. 467–477.

## CONTAMINATION OF GEOSYSTEMS WITH RADIOACTIVE STRONTIUM IN THE AREA OF REGIONAL RADIOACTIVE WASTE REPOSITORY

**G. V. Lavrentyeva<sup>\*,\*\*\*</sup>, I. I. Silin<sup>\*\*</sup>, B. I. Synzynys<sup>\*</sup>**

*\*Obninsk Institute for Nuclear Power Engineering, branch of the National Research Nuclear University MEPhI, Studgorodok, 1, Obninsk, Kaluga region, 249040 Russia.*

*E-mail: Lavrentyeva\_G@list.ru*

*\*\*Institute of Mineralogy, Geochemistry and Crystal Chemistry of Rare Elements (IMGRE), ul. Veresaeva 15, Moscow, 121357 Russia. E-mail: igorivsil@gmail.com*

*\*\*\*Kalyga branch, Bauman Moscow State Technical University, ul. Bazhenova, 2, Kaluga, 248000 Russia.*

The studies were conducted in the territory contaminated by  $^{90}\text{Sr}$  coming with groundwater inflow as a result of leakage from the near-surface trench-type radioactive waste storage. The vertical distribution of  $^{90}\text{Sr}$  by the soil profile to a depth of 2–3 m is analyzed. The areas of radioactive contamination exceeding in magnitude the minimum significant activity level (by 1kBq/kg in accordance with RSS-99/2009) contract with the depth for the tested soil layers, being equal to 1808, 302, and 181 m<sup>2</sup> for the layers of 0–5, 5–10, and 10–15 cm, respectively. It is found that  $^{90}\text{Sr}$  is accumulated at a natural sorption geochemical barrier of the marshy floodplain terrace. The radiation dose is calculated to the ground shellfish species *Bradybaena fruticum*, accumulating  $^{90}\text{Sr}$  in their shells. The screening doses exceed magnitude 2.4  $\mu\text{mGr/day}$  to 41% of the territory. This points to the excess of the acceptable risk level (5%) for a given population of shellfish. The excess  $^{90}\text{Sr}$  interference level was registered both in the ground and surface water during winter and summer low-water periods and autumn heavy rains.

**Keywords:** *storage of radioactive waste;  $^{90}\text{Sr}$ ; migration in soil; water; terrestrial mollusks.*