

УДК 504.054:539.16

## АНАЛИЗ ЭФФЕКТИВНОСТИ РЕАБИЛИТАЦИИ ТЕРРИТОРИИ ХРАНИЛИЩА ОТХОДОВ РАДИЕВОГО ПРОИЗВОДСТВА В РЕСПУБЛИКЕ КОМИ

© 2018 г. Л.М. Шапошникова, Н.Г. Рачкова

*Институт биологии Коми научного центра Уральского отделения РАН,  
ул. Коммунистическая, д. 28, г. Сыктывкар, 167982 Россия.  
E-mail: shaposhnikova.l.m@ib.komisc.ru; rachkova@ib.komisc.ru*

Поступила в редакцию 24.07.2017 г.

После исправления 19.10.2017 г.

На основе данных о динамике радиационного фона, содержаний и форм нахождения радия-226 в воде, почвах и грунтах оценена эффективность проведения реабилитации территории хранилища радиоактивных отходов (РАО) бывшего радиевого промысла в Республике Коми. Объект представлен участком пойменно-террасового типа в 20 м от р. Ухта. Его реабилитация проводилась дважды – в 1962 г. путём нанесения на дневную поверхность песчано-гравийной смеси (насыпной метод) и в 2014–2015 гг. – способом консервации РАО с сооружением геохимических и физических барьеров для предотвращения миграции поллютантов в окружающую среду. Насыпной метод дезактивации позволил снизить максимальный радиационный фон на территории от 120–250 до 70 мкЗв/ч, однако не зарекомендовал себя в долгосрочной перспективе. Этот вид реабилитации не препятствовал включению радионуклида в почвообразование и биогенные циклы миграции, а из-за ландшафтно-геохимических особенностей объекта и повышенной растворимости соединений радия в минерализованных приповерхностных растворах не исключал поступление поллютанта в гидрографическую сеть и перераспределение его запаса в ландшафте. Долговременную и многоступенчатую безопасность объекта должна обеспечить консервация РАО 2014–2015 гг. К настоящему времени содержание радия в грунтовых водах прибрежной полосы между рекой и объектом консервации уменьшилось более чем в 10 раз и соответствует гигиеническим нормативам. Вода из колодца лучевого дренажа, изливающаяся в реку, не обладает биотоксичностью. Поквартальный мониторинг содержания радия в импактных речных водах продемонстрировал эффективность консервации РАО.

**Ключевые слова:** радиоактивное загрязнение, радиоактивные отходы, радий-226, динамика, гидрогенная миграция, консервация, реабилитация территории.

DOI: 10.7868/S0869780318020072

### ВВЕДЕНИЕ

В современном мире реабилитация радиоактивно загрязненных территорий – приоритетное научно-техническое направление, которое нацелено на предупреждение негативных последствий воздействия ионизирующей радиации на окружающую среду и на улучшение ее состояния. Выбор технологий восстановления нарушенных территорий и, как следствие, эффективность их реабилитации тесно связаны с результатами мониторинга, предшествующего проведению подобных мероприятий на участках загрязнения. Так, изучение динамики состояния окружающей среды не только обосновывает его прогнозирование на долгосрочную перспективу, но и является неотъемлемым этапом разработки всего комплекса мер по улучшению обстановки в радиоактивно

загрязненных экосистемах. И то, и другое особенно значимы для территорий бывших радиохимических предприятий, поскольку их техногенное воздействие, как правило, комплексное, заключающееся в сочетании повышенных содержаний радиоактивных элементов и нерадиоактивных поллютантов в объектах окружающей среды.

Одним из таких критических в отношении качества окружающей среды районов долгое время была территория расположения промысла по добыче радия в Республике Коми (п. Водный). Уникальное по технологии крупномасштабное радиохимическое производство существовало здесь с 1931 по 1957 г. Добыча велась из высокоминерализованных пластовых вод, содержавших радия около  $7.6 \cdot 10^{-9}$  г/л (281 Бк/л в расчете на  $^{226}\text{Ra}$ ), и отходов урановой промышленности.

В сравнении с современными нормами радиационной и экологической безопасности, она осуществлялась со значительными нарушениями. В частности, за долгое время промышленной деятельности не была создана система обращения с радиоактивными отходами (РАО), и они сбрасывались в окружающую среду без специально-го захоронения. Это стало причиной не только загрязнения территории производственных объектов промысла, но и дополнительного притока загрязнителей в гидрографическую сеть района, что в связи с высокой биологической и геохимической миграционной способностью радия вызвало особую обеспокоенность у радиоэкологов.

Цель наших исследований заключалась в оценке эффективности реабилитационных мероприятий, проведенных в разные годы на территории хранилища РАО вышеуказанного радиевого промысла, на основе данных о долговременной миграции радия-226 в импактных (подверженных влиянию этой промышленной деятельности) наземных и водных экосистемах.

### ХАРАКТЕРИСТИКА ОБЪЕКТА И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследуемый участок, отмеченный на схеме расположения производственных объектов радиевого промысла как “хвостохранилище завода по переработке радиевых концентратов” (рис. 1), являлся местом складирования отходов производства радия из пластовых вод (“черные отвалы”) и отработанной урановой руды (“красные отвалы”) [13]. После закрытия радиевого производства на эту территорию отчасти сбрасывали строительный мусор. Объект занимает площадь в 40 тыс. м<sup>2</sup> в непосредственной близости от р. Ухта.

Мониторинг на данной территории проводился сотрудниками Института биологии Коми НЦ УрО РАН в течение длительного времени. Наиболее крупномасштабные работы проведены в 1981 и 2002 гг., а также в периоды подготовки и осуществления инженерных работ по консервации участка в рамках Федеральной целевой программы “Обеспечение ядерной и радиационной безопасности на 2008 г. и на период до 2015 г.”. Оценивались

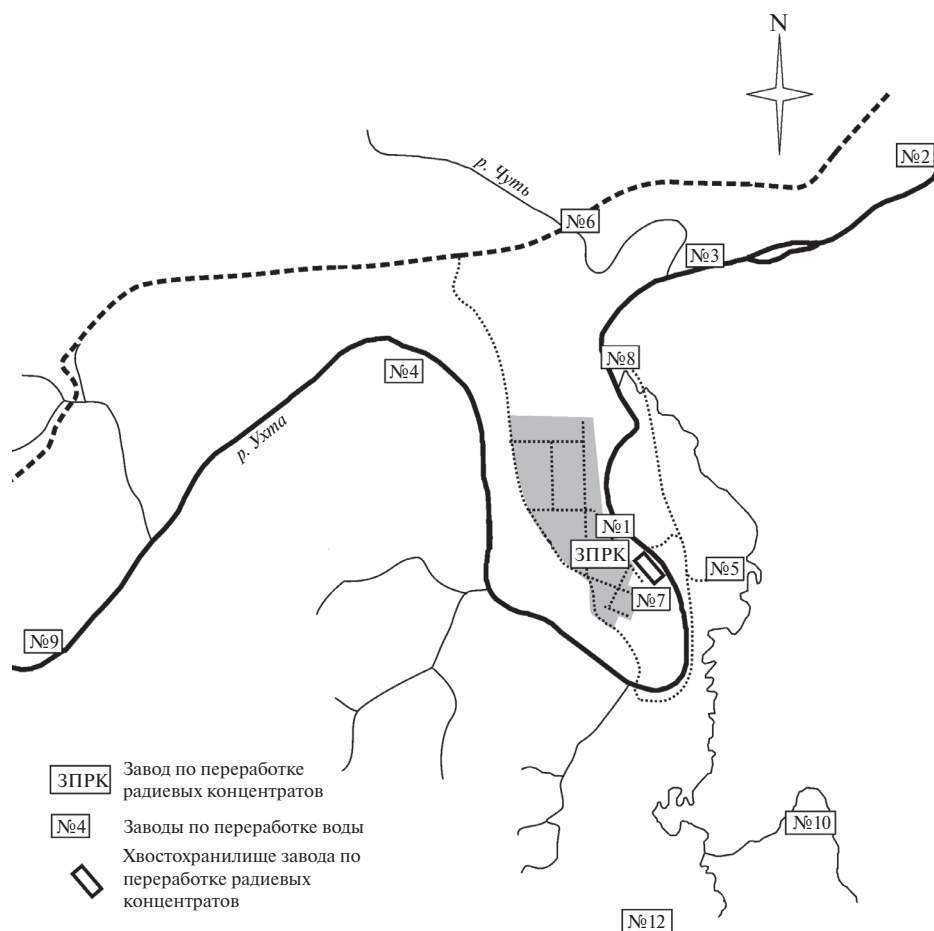


Рис. 1. Схема расположения производственных объектов радиевого промысла.

биологическое поглощение радионуклида растительностью, динамика его содержания и профильного распределения в почве, содержание и формы нахождения в поверхностных водах на участке и прилегающих к нему территориях.

Для оценки валового содержания радия-226 в водах из поверхностной водной толщи ручья или с глубины 20–50 см речного потока отбирали 1 л образца и пропускали его через бумажный фильтр “белая лента”. При исследовании фазового распределения радионуклида водный образец объемом 5 л фильтровали с последовательным отделением грубой взвеси (“белая лента”, частицы крупнее 3.5 мкм) и взвешенного вещества (фильтры ФМАЦ 0.45, фракция 0.45–3.5 мкм). Техника пробоотбора и выделения из вод взвесей с оценкой их вклада в гидрогенный транспорт радионуклидов подробно описана [10]. Образцы почв доводили до воздушно-сухого состояния, растирали вручную, просеивали через сито 1 мм и прокаливали в муфельной печи при 600 °С. Пробы наземных растений высушивали, измельчали и озоляли при 500 °С.

$^{226}\text{Ra}$  в объектах окружающей среды определяли эманационным методом, чувствительность 0.07 Бк/г при ошибке измерений до 15% [11]. Из поверхностных вод путём предварительного их упаривания и добавления хлорида бария радий-226 соосаждали в виде сульфатов в среде 10% серной кислоты [15]. Труднорастворимые сульфаты радия-бария переводили в карбонатную форму посредством сплавления с карбонатами натрия и калия. Сплав растворяли в 5-процентной соляной кислоте, полученный раствор помещали в барботер для накопления радона-222. Через несколько дней радон переводили в эманационную камеру и проводили счет альфа-частиц на радиометре «Альфа-1». Озоленные образцы почвы, растений и взвешенных веществ сплавливали при 800 °С со смесью гидроксида и карбоната натрия с добавлением хлорида бария, сплав выщелачивали водой. Осадок образовавшихся карбонатов бария-радия промывали и растворяли в 10% соляной кислоте. В растворе осаждали сульфаты бария-радия и далее продолжали химический анализ согласно процедуре, описанной выше для поверхностных вод.

Подвижность  $^{226}\text{Ra}$  в почвах оценивали методом последовательных вытяжек. Для десорбции водорастворимой формы использовали дистиллированную воду, обменной — 1М ацетат аммония, кислоторастворимой — 1М соляную кислоту. При этом соотношение твердой и жидкой фаз составляло 1:10, время их взаимодействия при периодическом перемешивании — 24 часа.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По нашим оценкам, датированным 2002–2011 гг., около 50% площади участка складирования РАО были заняты радиоактивными отвалами, из них только 5% приходилось на зону локализации отработанной урановой руды. Остальная часть указанной поверхности покрывалась отходами производства радия из пластовых вод (“черные отвалы”). Перекрытые слоем песка и строительным мусором они формировали II надпойменную террасу высотой до 7 м (рис. 2), при этом местами на глубине 2–5 м удельная активность  $^{226}\text{Ra}$  в 10–13 раз превышала разрешенную нормативами минимально значимую удельную активность (МЗУА) в материалах. Мощность эквивалентной дозы в приземном слое воздуха здесь достигала 35 мкЗв/ч, в почве на глубине 50 см ее максимально зафиксированное значение составило 90 мкЗв/ч. Повышенные концентрации радионуклида наблюдались и в грунте хранилища за пределами локализации отвалов. Согласно приведенной в ОСПОРБ классификации РАО [5] и данным мониторинга 2002 г., по содержанию альфа-излучателей складированные на хранилище радиоактивные материалы относились к низкоактивным отходам.

Изучение форм нахождения радия-226 в отвалах на период 2002–2009 гг. показало, что радионуклид находится в них преимущественно в фиксированном состоянии. В “черных отвалах” на долю прочносвязанных соединений приходилось 62–96% валового содержания радионуклида, в отходах отработанной урановой руды — 72–87%. Несмотря на то, что водорастворимая и обменная фракции соединений радия в обоих типах отвалов составляли суммарно менее 1% валового содержания радионуклида (таблица), результаты исследования форм нахождения поллютанта в радиоактивных отходах демонстрировали возможность его миграции и рассеяния в окружающей среде за счет значительной доли потенциально подвижных кислоторастворимых соединений.

Неслучайно в 1960 г. удельная активность радионуклида в воде ручьев, дренирующих площадку хранения отходов и стекающих в р. Ухта, достигала 111 Бк/л, отчего его содержание в речной воде вблизи от устья мелких водотоков увеличивалось до 2.85 Бк/л [1, 13]. В преддверии дезактивации 1962 г. удельная активность радия-226 в мелких водотоках территории складирования РАО повышалась до 214 Бк/л, что значительно превосходит современные санитарно-гигиенические нормативы (0.49 Бк/л). Вблизи устьев этих





ручьев содержание радия в речной воде составляло 25 Бк/л при фоновых величинах до 0.02 Бк/л [9]. Доза облучения населения близлежащего поселка от внешнего гамма-облучения даже в 1985 г. в максимуме вплотную приближалась к разрешенной нормативами величине [3]. По вышеуказанным причинам участок складирования отходов радиевого промысла до последнего времени считался одним из наиболее опасных источников техногенного радия в районе исследования, хотя реабилитация территории проводилась дважды — насыпным методом в 1962 г. и способом консервации радиоактивных отходов в 2014–2015 гг.

*Дезактивация насыпным методом.* В 1962 г. на радиоактивные отвалы был нанесен слой песчано-гравийной смеси толщиной до 60 см, что позволило снизить начальные уровни гамма-фона на участке с 120–250 до 70 мкЗв/ч в максимуме, сдержать ветровой разнос радиоактивной пыли и ограничить непосредственный контакт живых организмов с опасным материалом. Территория была ограждена, вдоль ограждения для предотвращения прямого стока поверхностных радиеносных вод в реку произвели отсыпку песком. После дезактивации в ручьях на территории хранилища РАО содержание радия снизилось до 0.02–0.25 Бк/л, а радиационный фон, измеренный над поверхностью воды, в максимальном значении демонстрировал спад до 50 мкЗв/ч [9]. В последующие годы вплоть до 2015 г. инженерно-технические мероприятия на участке не проводились, а трансформация его техногенно-нарушенного облика протекала через частичное заболачивание, самопроизвольное зарастание луговыми и болотными растениями, древесной растительностью с преобладанием сосны и березы.

Считается, что постоянство уровней радиации дезактивированных таким способом территорий без нарушения экранирующего слоя может сохраняться в течение 4–5 лет. В дальнейшем, с развитием растительного покрова и постепенным уплотнением насыпного слоя, радионуклиды активно включаются в биологический цикл [2, 12]. Так, сравнительный анализ динамики содержания  $^{226}\text{Ra}$  в травянистой растительности участков, нереабилитированных и подвергнутых дезактивации насыпным методом, показал увеличение концентрации радионуклида в наземной массе трав, произрастающих на дезактивированных участках, в период 1962–2002 гг. Если в 1981 г. удельная активность поллютанта в них уже была сравнима с его концентрациями, характеризующими недеактивированные территории, то соответствующие показатели 2002 г.

достоверно не различались [14]. В целом, содержание  $^{226}\text{Ra}$  в наземных частях растений, по результатам исследований 2002 г., варьировало от 0.03 до 48.4 Бк/г, что в некоторых случаях превышало в десятки раз содержание радионуклида в корнеобитаемом слое почвы. По нашим подсчетам, травянистая растительность могла выносить от 15 до 200 Бк/м<sup>2</sup> радия-226, что в общем составляло 0.001% его запаса.

В этих условиях в насыпном слое грунта протекали начальные стадии почвообразования, в которых ведущую роль играли дерновый и глеевый процессы [6]. На площадке II надпойменной террасы формировались эмбриоземы с органо-генным слабо развитым верхним горизонтом (дерновым или торфянистым) мощностью менее 5 см. Под лесной растительностью мог выделяться маломощный (1–3 см) подзолистый горизонт. Ко времени 2014–2015 гг. почвенный покров хранилища РАО был представлен болотно-подзолистыми и аллювиальными, природными химически загрязненными, а также техногенными почвами, имеющими механическое и химическое загрязнение.

Включение в биологический цикл миграции и формирование новой структуры почвогрунтов активировали перераспределение радия-226 между погребенным радиоактивным материалом и песчано-гравийной смесью, о чем свидетельствуют данные по динамике содержания поллютанта в насыпном слое. Так, к 1981 г. средняя удельная активность радионуклида в нем составила 0.60 Бк/г, что в 30 раз больше исходного значения. За последующий 20-летний период его содержание увеличилось еще в 1.5 раза. К 2002 г. концентрации радионуклида в почве участка складирования РАО изменялись в пределах 0.01–300 Бк/г, что не толькократно превышало ее исходное значение в насыпном слое, но и до 30 раз превосходило регламентированную нормативами минимально значимую удельную активность поллютанта.

По интегральным оценкам, в долговременной динамике запасы  $^{226}\text{Ra}$  в метровом слое грунта снизились, что сопровождалось перераспределением радионуклида как в профиле почв, так и между сопряженными элементами ландшафта территории хранилища. Результаты анализа образцов грунта свидетельствовали, что в зоне расположения “черных отвалов” (II надпойменная терраса) высокие концентрации  $^{226}\text{Ra}$  наблюдались по всей исследуемой глубине в 1981 и 2002 гг. На глубине 50–100 см от дневной поверхности участка были установлены максимальные значения удельной активности радионуклида.

Сравнение данных разных лет позволяет выявить, что с течением времени во всех почвенных слоях они достоверно уменьшились. Так, если в 1981 г. максимальные содержания  $^{226}\text{Ra}$  составляли 450–490 Бк/г, то к 2002 г. — снизились до 250–300 Бк/г.

Вертикальному распределению радионуклида в грунтах I надпойменной террасы было свойственно убывание удельной активности в почвенном профиле. С 1981 по 2002 гг. содержания радия практически во всех слоях повысились, однако, по нашим оценкам, увеличение его запаса составило лишь 2% активности поллютанта в отвалах. В зависимости от глубины отбора в зоне захоронения отходов отработанной урановой руды концентрации  $^{226}\text{Ra}$  со временем снизились от 200–400 до 70–160 Бк/г.

Ослабление радиационной нагрузки в течение периода наблюдений подтверждалось результатами измерения мощности эквивалентной дозы в приземном слое воздуха. В частности, в зоне захоронения отходов отработанной урановой руды их средние показатели в 1981 и 2002 г. соответствовали 6.72 и 3.06 мкЗв/ч (рис. 3). Существенный вклад в снижение гамма-фона на участке мог внести распад короткоживущих радионуклидов радия, в частности изотопа с массовым числом 228, период полураспада которого ( $T_{1/2} = 5.75$  лет) много меньше аналогичной характеристики для атома элемента с массой, равной 226 ( $T_{1/2} = 1600$  лет).

Важным фактором снижения запасов радия в верхнем метровом слое почвогрунта в этих

условиях стал вынос с поверхностными и почвенно-грунтовыми водами легкоподвижных форм радия, наличие которых в погребенных радиоактивных отходах объяснялось особенностями технологии добычи радия [13]. Частично это подтверждается приведенными данными по содержанию  $^{226}\text{Ra}$  в поверхностных водах участка, в которых удельная активность радионуклида перед дезактивацией насыпным методом была намного выше современных уровней. В 2009–2010 гг. в периоды с высоким уровнем почвенно-грунтовых вод содержание радия в них также 10–14 раз превышало нормативную величину (0.49 Бк/л). Повышенные концентрации радионуклида фиксировались в том числе в грунтовых водах за пределами участка, хотя чаще всего они укладывались в регламентированные значения [6].

Таким образом, итоги комплексного мониторинга состояния водных и наземных экосистем в зоне влияния участка складирования РАО в период после осуществления его дезактивации насыпным методом свидетельствовали о низкой и недолговременной эффективности проведенных реабилитационных мероприятий. Динамика радиационной обстановки на объекте и его импактной территории указывала на необходимость принятия мер, которые привели бы к улучшению экологической обстановки за пределами участка загрязнения. С учетом расположения хранилища в зоне избыточного увлажнения в пойме реки, такой результат может достигаться в случае

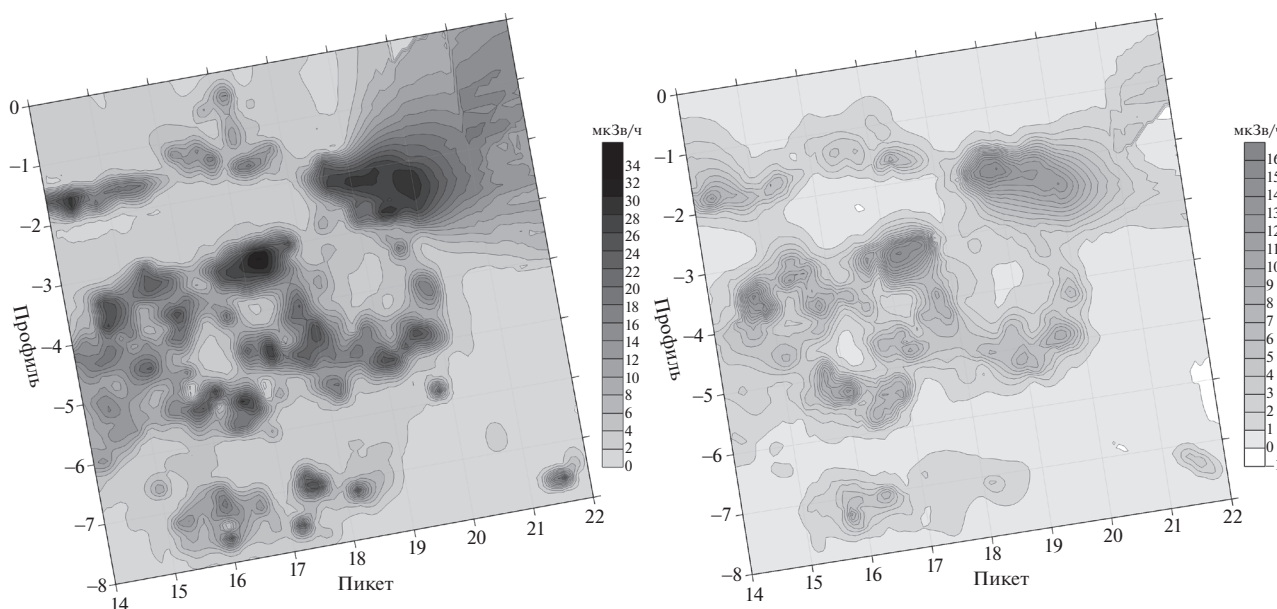


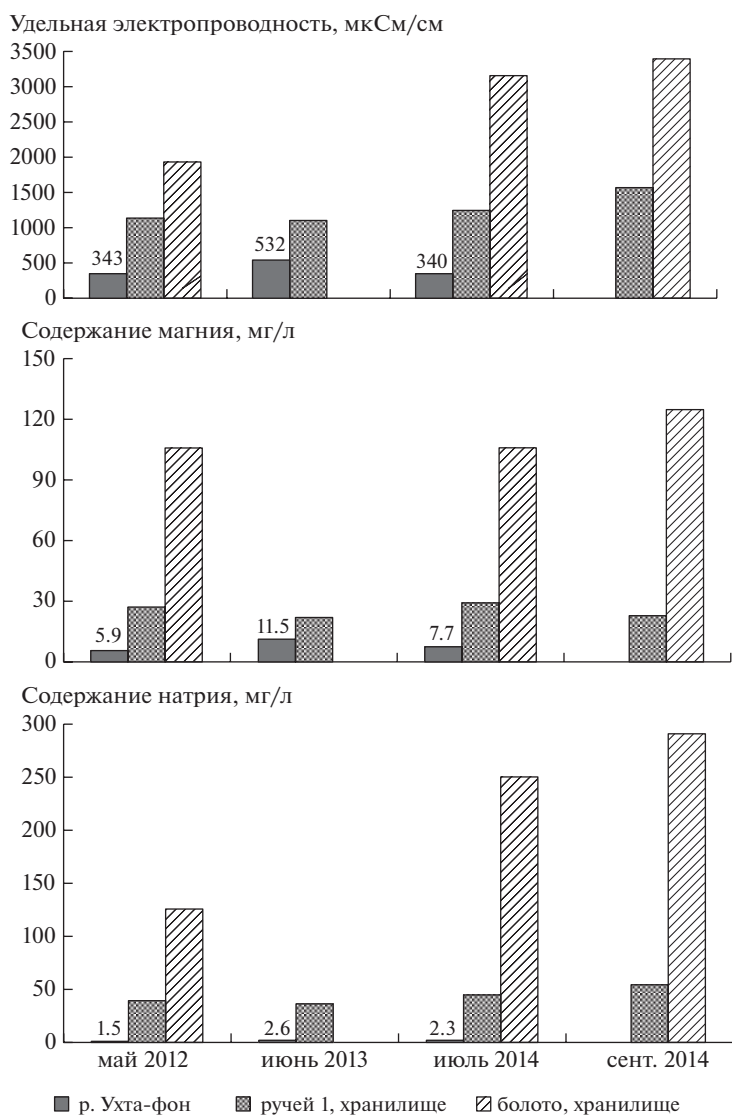
Рис. 3. Распределение мощности эквивалентной дозы в зоне расположения отработанной урановой руды в 1981 г. (слева) и 2002 г. (справа).

консервации радиоактивных отходов, исключая гидрогенный транспорт радия в буферную зону и его рассеяние по гидрографической сети.

**Консервация радиоактивных отходов.** В 2014–2015 гг. реабилитационными мероприятиями, проводимыми ФГУП “РосРАО”, хранилище было переведено в пункт консервации особых радиоактивных отходов. Для этого вокруг зоны захоронения соорудили глинистые геохимические и физические барьеры, представленные выравнивающими, защитными и покровными слоями разного состава и толщины, которые должны препятствовать миграции радионуклидов и обеспечивать многоступенчатую безопасность объекта для окружающей среды. Для отвода и фильтрации поверхностных вод обустроили систему лучевого дренажа, выход

из которой достигает реки за пределами пункта консервации, и верхний водоупорный слой из бентонитовых матов. По стоку грунтовых вод установили противодиффузионную завесу типа “стена в грунте” глубиной до первого водоупорного слоя. Поверхность зоны захоронения была облагорожена вегетационным слоем [4].

В период 2009–2016 гг. для оценки эффективности консервации РАО до и после проведения реабилитационных мероприятий осуществлялся долговременный мониторинг состояния акватории в районе расположения производственных объектов предприятия, который позволил установить градиент показателей гидрохимического состава в импактных водоемах. В преддверии реабилитации наибольшую вариабельность



**Рис. 4.** Сравнительные данные гидрохимического состава вод р. Ухта и водоемов территории хранилища РАО в предшествующий его консервации период (2012–2014 гг.).

проявляли такие характеристики, как концентрации кальция, магния, гидрокарбонатов, сульфатов, органического вещества в водах, а также минерализованность водных сред. Концентрации меди, цинка, мышьяка, свинца, молибдена, ванадия и ртути в поверхностных и почвенно-грунтовых водах территорий промышленной деятельности и их импактных зон отвечали гигиеническим нормативам. Однако из-за техногенно-обусловленной трансформации гидрохимического состава удельная электропроводность водной среды на территории хранилища в летние пробоотборы увеличивалась до 3400 мкСм/см, что было многократно больше соответствующей фоновой характеристики для р. Ухта (рис. 4). Эти изменения сопровождались значительным обогащением близких к дневной поверхности вод щелочными и щелочноземельными элементами. Кратности превышения их концентрации над фоновыми величинами в многолетней динамике варьировали от 2.5 до 110 раз.

В этих условиях при соответствии поверхностных вод нормативным требованиям обеспечивалась неизменно высокая относительно регионального фона интенсивность поступления радия-226 в импактные речные воды. Долгопериодная динамика его гидрогенной миграции (со времени дезактивации 1962 г.) была обозначена трендом к повышению транспорта поллютанта в речную сеть (рис. 5). В годовом цикле удельная активность радионуклида в водоемах территорий промплощадок варьировала от 0.2 до 0.49 Бк/л, вплотную приближаясь к нормативным границам показателя и превышая более чем в 10 раз его фоновые величины. Поступление этих вод

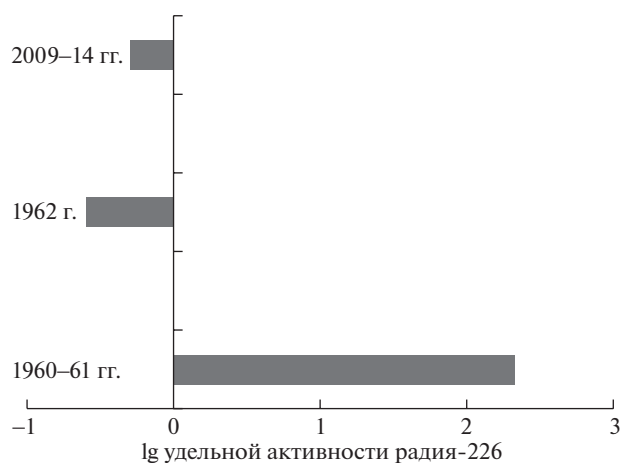


Рис. 5. Долгопериодная динамика максимальной удельной активности радия-226 в поверхностных водах территории хранилища.

в р. Ухта сопровождалось возрастанием содержания радия в ее импактных водах в 1.3–4 раза по сравнению с гидрохимическим фоном. Эти изменения были связаны с термическим и уровнем режимом водоема и характеризовались увеличением интенсивности миграции поллютанта в периоды весеннего (май) и осеннего (октябрь–ноябрь) повышения уровня грунтовых вод и в зимнюю межень (март).

Переносимый водными потоками радионуклид был представлен как в растворе, так и в составе взвесей разной размерности (рис. 6). По данным корреляционного анализа, выщелачивание из технологических отходов и гидрогенная миграция радия в зоне техногенеза в форме растворимых соединений, не связанных взвесями, усиливались при повышении минерализации водной среды. Предикторами интенсивности миграции растворимой компоненты радиоактивного элемента являются удельная электропроводность водной среды ( $n=12$ , 0.76) и ряд показателей, связанных с ней достоверной корреляцией: содержание гидрокарбонатов (0.88), элементов I группы Периодической системы натрия и калия (0.8–0.97), магния (0.77) и техногенного бария (0.87). Это объясняется как общим источником поступления повышенных концентраций щелочноземельных элементов в воды, что доказывает тесная корреляционная связь между содержаниями  $^{226}\text{Ra}$  и бария (0.55–0.62),  $^{226}\text{Ra}$  и кальция (0.59–0.96) в отвалах, так и увеличением растворимости отдельных групп органических соединений в минерализованных растворах.

В северотаежных техногенно-нарушенных экосистемах водные мхи показали себя как биологические объекты, которым свойственна аккумуляция радия [8]. Источником его поступления в биомассу мохообразных на заболоченной нижней террасе хранилища стали транзитные грунтовые и поверхностные воды и взвеси, вымываемые из почвогрунтов, сосредоточенных в основном на верхней террасе этого комплекса. Участки русла реки, плотно заселенные мхами, также способны служить местом “разгрузки” поверхностных вод от поллютантов.

Проведенные в преддверии консервации РАО многолетние наблюдения, несмотря на неограниченный инженерными барьерами сток в речную сеть мелких водотоков территорий бывших объектов промысла, подтверждали соответствие качества воды в р. Ухта нормам радиационной безопасности. Тем не менее, по результатам обследования ее импактного участка протяженностью 15 км (июнь 2013 г., маршрут “1.5 км выше – 13.5 км





**Рис. 6.** Распределение радия-226 в поверхностных водах между фракциями с разной дисперсностью частиц (май 2012 г.).

ниже по течению от хранилища РАО”), для мест пробоотбора ближе 5 км по течению реки к хранилищу обнаруживались повышенные удельные активности радионуклида в водной фазе. Содержания радия в этом случае составляли  $(0.041 \pm 0.003)$  Бк/л, что не только превышало фоновую характеристику  $(0.012 \pm 0.008)$  Бк/л, но было в 2 раза больше величин, установленных для других отрезков импактного речного русла [10]. Тенденция к усилению гидрогенной миграции радионуклида в зоне влияния хранилища подтвердилась результатами последующих исследований. Снижение запасов радия в почвогрунтах верхней террасы хранилища РАО, активированное биогенной миграцией и почвообразовательными процессами, интенсифицировало миграцию поллютанта со стоками зоны радиоактивного загрязнения в речную сеть в составе взвесей и в растворенном состоянии, определило перераспределение радиоактивного элемента в ландшафте за счет его вторичной сорбции болотными грунтами, донными отложениями и биомассой мохообразных.

С началом работ по консервации РАО в июне 2015 г. удельная активность радионуклида в речной воде возросла до 0.12 Бк/л, что было ниже, но уже вполне сопоставимо с регламентируемой величиной. После завершения инженерных работ (ноябрь 2015 г.) содержания радия-226 в воде р. Ухта вновь уменьшились до уровней,

соответствующих июню 2013 г., и в декабре 2015 г. уже варьировали в градиенте величин от 0.02 до 0.04 Бк/л.

Эффективность проведения консервации продемонстрирована результатами поквартального мониторинга экологического состояния реки в 2016 г. Содержания  $^{226}\text{Ra}$  в водах р. Ухта соответствовали в марте диапазону величин 0.01–0.03, в июне и сентябре – 0.01–0.08 Бк/л с максимумами, относящимся к участкам речного русла вблизи стоков мелиоративных каналов нереабилитированных территорий бывших производственных объектов промысла. Удельная активность радионуклида в грунтовых водах прибрежной полосы между р. Ухта и объектом консервации (наблюдательная скважина в 20 м от реки) в годовом цикле не превосходила 0.05 Бк/л, хотя в предшествующий консервации период наблюдений могла достигать 0.7 Бк/л, что превышало санитарно-гигиенические нормативы. После проведения инженерных работ удельная электропроводность вод этой скважины, обусловленная значительным содержанием в них ионов бария, магния, калия и натрия, снизилась от 3 200 до 2 200 мкСм/см, что также свидетельствует о существенном повышении безопасности подвергнутого консервации объекта для окружающей среды.

В грунтовых водах территории консервации РАО (сток в р. Ухта из колодца лучевого дренажа)

концентрация радия (0.08 Бк/л) отвечает гигиеническим нормативам, но в 2 раза превышает максимальные величины для импактной зоны реки. Проба, соответствующая периоду осеннего подъема их уровня, характеризовалась слабощелочным водородным показателем (рН 8.0) и концентрацией растворенного кислорода около 9.8 мг/дм<sup>3</sup>. Оценка токсичности этой воды с использованием в качестве тест-организмов *Daphnia magna Straus* установила [7], что испытуемый образец не оказывает острое токсическое воздействие на инкубированных в нем рачков. В условиях улучшения экологической обстановки, сопровождающегося снижением содержания радия в водах импактного участка реки и уменьшением минерализации грунтовых вод, фазовое распределение радионуклида сохраняет гетерогенный характер.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Реабилитация радиоактивно загрязненных территорий имеет важное практическое значение для улучшения качества и экологического состояния окружающей среды. Основные задачи подобных мероприятий – снижение дозовых нагрузок и предотвращение образования вторичных очагов загрязнения.

Участок складирования отходов радиевого промысла до последнего времени оставался одним из наиболее опасных источников техногенного радия в объектах окружающей среды в густонаселенном промышленном районе Республики Коми. Реабилитация территории хранилища РАО проводилась дважды – в 1962 г. путем нанесения на ее дневную поверхность песчано-гравийной смеси (насыпной метод) и в 2014–2015 гг. способом консервации радиоактивных отходов. Насыпной метод дезактивации позволил снизить максимальный радиационный фон на территории хранилища отходов от 120–250 до 70 мкЗв/ч, однако не зарекомендовал себя в долгосрочной перспективе. Этот вид реабилитации не препятствовал включению радия в процессы почвообразования и биогенные циклы миграции, а из-за ландшафтно-геохимических особенностей объекта, связанных с его принадлежностью к участкам пойменно-террасового типа, и вследствие повышенной растворимости соединений радионуклида в минерализованных приповерхностных природных растворах не исключал поступление поллютанта в гидрографическую сеть района и перераспределение его запаса в подчиненные элементы ландшафта с образованием вторичных очагов загрязнения.

Эти недостатки были учтены в 2014–2015 гг. при проведении консервации РАО, которая должна обеспечить долговременную и многоступенчатую безопасность объекта. Экологическое состояние импактной речной зоны на данном этапе свидетельствует об эффективности реабилитации территории этим способом. После временного кратного повышения содержания радия-226 в воде р. Ухта в начале проведения инженерных работ, уровни поступления поллютанта в речную сеть по их завершению в ноябре 2015 г. снизились до величин, соответствующих периоду до консервации. Удельная активность радионуклида в грунтовых водах прибрежной полосы вблизи от объекта консервации уменьшилась более чем в 10 раз. В годовом цикле она соответствовала санитарно-гигиеническим нормативам, но по-прежнему характеризовалась повышенной относительно фоновых вод минерализованностью барием, магнием, калием и натрием. Вода из колодца лучевого дренажа, изливающаяся в реку, не обладает биотоксичностью. По данным мониторинга за 2016 г., максимумы содержания радия в водах реки относятся к участкам импактного русла вблизи стоков с нереабилитированных территорий бывших производственных объектов промысла. Для подтверждения эффективности консервации в долгосрочной перспективе требуется проведение длительных наблюдений.

*Работа выполнена при частичной финансовой поддержке гранта РФФИ и Правительства Республики Коми № 16-45-110051p\_a.*

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Верховская И.Н., Попова О.И., Власова Т.А., Есова Г.И. Распределение естественно-радиоактивных элементов по основным компонентам природных водных микробиогеоценозов // Радиоэкологические исследования в природных биогеоценозах. М.: Наука, 1972. С. 124–147.
2. Груздев Б.И., Маслов В.И., Маслова К.И., Никифоров В.С., Овченков В.Я., Рубцов Д.М. К вопросу об эффективности дезактивации радиевых загрязнений насыпным методом // Матер. радиоэкологических исследований в природных биогеоценозах. Сыктывкар: [б.и.], 1971. С. 77–90.
3. Евсеева Т.И., Таскаев А.И., Кичигин А.И. Водный промысел. Сыктывкар: Изд-во Коми НЦ УрО РАН, 2000. 39 с.
4. Кичигин А.И. Реабилитация территории Ухтинского радиевого промысла // Управленческие аспекты развития Северных территорий России: материалы Всерос. науч. конф. Сыктывкар: ГОУ ВО КРАГСиУ, 2015. Ч. 3. С. 61–65.

5. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 22/2010): Санитарные правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 83 с.
6. Пастухов А.В., Носкова Л.М., Шуктомова И.И., Кичигин А.И. Экологические аспекты реконструкции хранилища радиоактивных отходов // Известия Коми научного центра УрО РАН. 2013. Вып. 4(16). С. 39–46.
7. Рачкова Н.Г., Дюпина М.В., Раскоша О.В. Биодиагностика состояния территории хранилища радиоактивных отходов бывшего радиевого промысла // Биодиагностика состояния природных и природно-техногенных систем: материалы XIV Всерос. научно-практ. конф. с международным участием. Киров: ВятГУ, 2016. С. 116–120.
8. Рачкова Н.Г., Шапошникова Л.М. Аккумуляция урана и радия-226 водными и наземными мхами в зоне влияния бывших объектов по добыче радия [Электронный документ] // Современные проблемы науки и образования. 2017. № 3. URL: <http://www.science-education.ru/article/view?id=26468> (дата обращения 19.07.2017)
9. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И. Геохимический состав поверхностных вод в районе расположения бывшего предприятия по добыче радия // Морские биологические исследования: достижения и перспективы: материалы Всерос. конф. с международным участием. Севастополь: ЭКОСИ-Гидрофизика, 2016. Т. 3. С. 198–201.
10. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Карманов А.П. Фазовое распределение радия-226 в поверхностных водах района расположения бывшего радиодобывающего предприятия // Бутлеровские сообщения. 2016. Т. 45. № 3. С. 60–67.
11. Старик И.Е. Основы радиохимии. Л.: Наука, 1969. 247 с.
12. Таскаев А.И. Закономерности распределения и миграции изотопов U, Th, Ra и Rn в почвенно-растительном покрове района повышенной естественной радиации // Диссертация на соиск. уч. степени кандидата биологических наук. Сыктывкар, 1979. 164 с.
13. Таскаев А.И., Кичигин А.И. “Водный промысел”: производство радия в Республике Коми // Научные доклады. Коми научный центр УрО РАН, 2002. Вып. 452. 32 с.
14. Шапошникова Л.М., Шуктомова И.И. Последствия применения насыпного метода дезактивации на примере радиевого промысла // Экология. 2015. № 3. С. 237–240.
15. Шуктомова И.И., Рачкова Н.Г. Метод концентрирования  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{228}\text{Ra}$  из больших объемов воды в природных условиях // Радиохимия. 2003. Т. 45. № 6. С. 566–568.
- microbiocenoses]. “Radioekologicheskie issledovaniya v prirodnykh biogeotsenozakh” [“Radioecological research in natural biogeocenoses”]. Moscow, Nauka Publ., 1972. pp. 124–147. (in Russian).
2. Gruzdev, B.I., Maslov, V.I., Maslova, K.I., Nikiforov, V.S., Ovchenkov, V. Ya., Rubtsov, D.M. [To the question of the effectiveness of decontamination of radium pollution by the earthfill method]. *Materialy radioekologicheskikh issledovaniy v prirodnykh biogeotsenozakh* [Materials of radioecological research in natural biogeocenoses]. Syktyvkar, 1971. pp. 77–90. (in Russian).
3. Evseeva, T.I., Taskaev, A.I., Kichigin, A.I. *Vodnyi promysel* [Water trade]. Syktyvkar, Komi Scientific Center Ural Branch RAS Publ., 2000. 39 p. (in Russian).
4. Kichigin, A.I. [Rehabilitation of the territory of the Ukhta radium production]. *Materialy Vserossiiskoi nauchnoi konferentsii “Upravlencheskie aspekty razvitiya Severnykh territorii Rossii.* [Mater. of the All-Russian Scientific Conf. “Management aspects of the development of the Northern Territories of Russia”]. Syktyvkar, GOU VO KRAGSiU, 2015, part 3. pp. 61–65. (in Russian).
5. *Osnovnye sanitarnye pravila obespecheniya radiatsionnoi bezopasnosti (OSPORB22/2010): Sanitarnye pravila i normativy* [Basic sanitary rules for ensuring radiation safety (OSPORB22/2010): Sanitary rules and regulations]. Moscow, *Federal’nyi tsentr gigieny i epidemiologii Rospotrebnadzora*, 2010. 83 p. (in Russian).
6. Pastukhov, A.V., Noskova, L.M., Shuktomova, I.I., Kichigin, A.I. *Ekologicheskie aspekty rekonstruktsii khranilishcha radioaktivnykh otkhodov* [Environmental aspects of radwaste tailing pond reconstruction]. *Izvestiya Komi nauchnogo tsentra UrO RAN*, 2013, issue 4(16), pp. 39–46. (in Russian).
7. Rachkova, N.G., Dyupina, M.V., Raskosha, O.V. [Biodyagnosis of the state of the territory of the storage of radioactive wastes of the former radium production]. *Materialy XIV Vserossiiskoi nauchno-prakticheskoi konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem “Biodiagnostika sostoyaniya prirodnykh i prirodno-tekhnogennykh system”* [Mater. XIV All-Russian scientific-practical conf. with international participation “Biodyagnosis of the state of natural and natural-technogenic systems”]. Kirov, VyatGU, 2016. pp. 116–120. (in Russian).
8. Rachkova, N.G., Shaposhnikova, L.M. [Uranium and radium-226 accumulation by aquatic and terrestrial mosses in impact zone of the former radium production objects]. *Sovremennyye problemy nauki i obrazovaniya*, 2017, no 3. (in Russian). Available at: <http://www.science-education.ru/article/view?id=26468>. (accessed 19.07.2017)
9. Rachkova, N.G., Shuktomova, I.I. [Geochemical composition of surface waters in the area of former radium production]. *Materialy Vserossiiskoi konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem “Morskie biologicheskie issledovaniya: dostizheniya i perspektivy”.* [Proc. All-Russian conf. with international participation “Marine Biological Research: Achievements and Prospects”].

## REFERENCES

1. Verkhovskaya, I.N., Popova, O.I., Vlasova, T.A., Esova, G.I. [The distribution of natural radioactive elements in the main components of natural aquatic

- Sevastopol, EKOSI-Gidrofizika Publ., 2016. vol. 3. pp. 198–201. (in Russian).
10. Rachkova, N.G., Shuktomova, I.I., Karmanov, A.P. *Fazovoe raspredelenie radiya-226 v poverkhnostnykh vodakh raiona raspolozheniya byvshego radiidobyvayushchego predpriyatiya* [Phase distribution of radium in surface waters in the area of former radium production]. *Butlerovskie soobshcheniya – Butlerov communications*, 2016, vol. 45, no 3. pp. 60–67. (in Russian).
  11. Starik, I.E. *Osnovy radiokhimii* [Fundamentals of radiochemistry]. Leningrad, Nauka Publ., 1969. 247 p. (in Russian).
  12. Taskaev, A.I. *Zakonomernosti raspredeleniya i migratsii izotopov U, Th, Ra i Rn v pochvenno-rastitel'nom pokrove raiona povyshennoi estestvennoi radiatsii. Diss. kand. biol. nauk* [Regularities in the distribution and migration of U, Th, Ra and Rn isotopes in the soil-vegetation cover of the region of increased natural radiation. Cand. biol. sci. diss.]. Syktyvkar, 1979. 164 p.
  13. Taskaev, A.I., Kichigin, A.I. «*Vodnyi promysel*»: *proizvodstvo radiya v Respublike Komi* [“Water trade”: production of radium in the Komi Republic]. *Nauchnye doklady* [Scientific reports]. Komi Scientific Center Ural Branch RAS Publ., 2002, issue 452. 32 p. (in Russian).
  14. Shaposhnikova, L.M., Shuktomova, I.I. Consequences of radioactive decontamination by earthfill method in a former radium production site. *Russian Journal of Ecology*, 2015, vol. 46, no. 3. pp. 299–302. doi: 10.1134/S1067413615030108.
  15. Shuktomova, I.I., Rachkova, N.G. Concentrating <sup>226</sup>Ra and <sup>228</sup>Ra from large volumes of natural water under field conditions. *Radiochemistry*, vol. 45, no. 6, pp. 626–628. doi: 10.1023/B:RACH.0000015765.35620.e0

## ANALYSIS OF EFFICIENCY OF REHABILITATION OF THE RADIUM PRODUCTION WASTE STORAGE TERRITORY IN THE KOMI REPUBLIC

**L.M. Shaposhnikova, N.G. Rachkova**

*Institute of Biology, Komi Scientific Center, Ural Branch, Russian Academy of Science,  
Kommunisticheskaya ul. 28, Syktyvkar, 167982 Russia*

*E-mail: shaposhnikova.l.m@ib.komisc.ru, rachkova@ib.komisc.ru*

Based on the data on long-term dynamics of radiation background, contents and forms of radium-226 in water and soils, the effectiveness of rehabilitation of the radioactive waste storage site of radium production in the Komi Republic was estimated. The object with an area of 40 thousand square meters is represented by a site of floodplain-terrace type, located about 20 meters far from the Ukhta River. Rehabilitation of storage area was carried out twice: in 1962 by applying a sand-gravel mixture to its surface (earthfill method) and in 2014–2015 by the method of conservation of radioactive waste with the construction of geochemical and physical barriers to prevent the migration of pollutants into environment. It was found that the earthfill method reduced maximum radiation background on the waste storage area from 120–250 to 70  $\mu\text{Sv/h}$ . However, it did not prevent the inclusion of radium to soil formation processes and biogenic cycles of migration. It also did not exclude the receipt of pollutant into the hydrographic network and the redistribution of radionuclide stock into the subordinate elements of the landscape with the formation of secondary foci of contamination. This was also facilitated by the landscape-geochemical features of the waste storage site and the increased solubility of radium compounds in mineralized near-surface natural solutions.

All these shortcomings were taken into account in 2014–2015 while carrying out the conservation of rad-waste, which should ensure long-term and multi-stage safety of the facility. Presently radium specific activity in the groundwater of the coastal strip near the conservation site has decreased by more than 10 times. Specific electrical conductivity decreased from 3 200 to 2 200  $\mu\text{S/cm}$ . In the annual cycle, water quality corresponded to the sanitary and hygienic standards, but as before it was characterized by a higher mineralization relative to background. Water from a well of radiant drainage, poured into the river, does not possess biotoxicity. In 2016, maximum radium content in the river waters refers to the sections of the riverbed near the drains from unrehabilitated areas of former production facilities, which also indicates the effectiveness of rehabilitation at this stage and reduction of the hazard of the object.

**Key words:** *radioactive contamination, radioactive waste, radium-226, dynamics, aquatic migration, conservation of radioactive waste, rehabilitation.*