

Последствия поступления урана и радия-226 в организмы растений и животных на территории складирования отходов радиевого промысла

© 2020. Н. Г. Рачкова, к. б. н., и. о. зав. лабораторией,
О. В. Раскоша, к. б. н., и. о. зав. лабораторией,
Институт биологии Коми НЦ УрО РАН,
167982, Россия, г. Сыктывкар, ул. Коммунистическая, д. 28,
e-mail: rachkova@ib.komisc.ru

В статье представлены результаты экологической оценки радиоактивных отходов (РАО) бывшего радиевого промысла как источника поступления радия-226 и урана в организмы гидрофитов и мышевидных грызунов. Установлено, что по всем исследованным показателям вода из реки и ручьёв территории хранения РАО соответствует нормативным требованиям, но содержание радионуклидов в нейкратно выше регионального фона. Подвижность радионуклидов в экосистемах увеличена из-за высокой минерализации вод территории техногенной деятельности щелочными и щелочноземельными элементами. Данные о содержании радионуклидов в организмах гидрофитов и полёвок-экономок согласуются с представлениями о более высокой биологической доступности радия. Обусловленная этим мощность внутреннего облучения водных растений достигает 11,7 мкГр/ч, для урана – 0,2 мкГр/ч. Её значения, рассчитанные по данным литературы для наземной растительности, приближены к пороговой дозовой нагрузке. Радиационно-индуцированные нарушения в организме полёвок-экономок, длительно обитающих на территории хранилища РАО, проявляются в форме снижения функциональной активности щитовидной железы и в цитогенетических изменениях тироцитов. Экотоксикологическая оценка вод территории хранилища с использованием *Daphnia magna* Straus не подтвердила острого негативного воздействия на организм рачков.

Ключевые слова: хранилище радиоактивных отходов, уран, радий-226, гидрофиты, мышевидные грызуны, комплексная экологическая оценка.

Consequences of uranium and radium-226 entering into the organisms of plants and animals in territory of radioactive wastes storage

© 2020. N. G. Rachkova ORCID: 0000-0002-7966-7945
O. V. Raskosha ORCID: 0000-0003-4104-1717
Institute of Biology of Komi Scientific Centre of the Ural Branch of the RAS,
28, Kommunisticheskaya St., Syktyvkar, Russia, 167982,
e-mail: rachkova@ib.komisc.ru

The article presents the results of a comprehensive assessment of the radioactive waste (RW) of the former radium mining from groundwater as a source of radium-226 and uranium to hydrophytes and organisms of mouse-like rodents. It is established that for all the indicators studied, the water from the river and streams of the RW storage area meets regulatory requirements, but the radionuclide content in it is multiply higher than the regional background. The mobility of radionuclides in ecosystems is increased due to high mineralization of the waters of the territory of technogenic activity by alkaline and alkaline-earth elements. Uranium migrates in the water-dissolved form, radium – in the solution and slurries, which contributed to the formation of secondary foci of pollution and increased internal irradiation of organisms on the lower terrace of the RW storage facility. Data on the content of radionuclides in hydrophytes and tundra voles are consistent with the idea of higher availability of radium for plant and animal organisms. The internal irradiation power of the hydrophytes of the storage area for this reason was 0.95–11.7 $\mu\text{Gy/h}$, for uranium – up to 0.2 $\mu\text{Gy/h}$. For terrestrial vegetation, its values calculated according to literature data corresponded to a gradient of 0.1–150 $\mu\text{Gy/h}$, which is close to the threshold dose load. Radiation-induced disorders in the organism of the tundra voles that inhabit the territory of the RW storage facility for a long time, appear in the form of a decrease in the functional activity of the thyroid gland and in cytogenetic changes in thyrocytes. Ecotoxicological assessment of the waters of the storage area using *Daphnia magna* Straus did not confirm their acute adverse effects on organisms of crustacea.

Keywords: radioactive wastes storage facility, uranium, radium-226, hydrophytes, mouse-like rodents, comprehensive ecological assessment.

Живые организмы, населяющие радиоактивно загрязнённые территории, испытывают значительную техногенную нагрузку. Главными её факторами являются повышенный уровень внешнего и внутреннего облучения, токсичность компонентов загрязнения, их геохимическая подвижность и биологическая доступность. Природные изотопы радия и урана являются химическими аналогами щелочноземельных элементов или подобны им по интенсивности миграции в водных средах. Это сходство обуславливает включение радионуклидов в процессы распределения макроэлементов в абиотических компонентах техногенно нарушенных экосистем и в метаболизм живых организмов. В качестве референтных животных специалисты рекомендуют использовать мышевидных грызунов [1], популяции которых характеризуются высокой численностью, быстрой сменой поколений, тесным контактом с почвой, а также наличием трофических связей, способствующих перераспределению радионуклидов. Целью работы была экологическая оценка радиоактивных отходов (РАО) бывшего радиевого промысла как источника поступления радия-226 и урана в живые организмы (на примере гидрофитов и мышевидных грызунов).

Объекты и методы исследований

Хранилище РАО радиевого промысла, завершившего промышленную деятельность в 1956 г., расположено на участке пойменно-террасового типа (5 га) с перепадом высот между речными террасами до 7 м. Верхний элемент ландшафта и его склон сформированы за счёт отсыпки поверхности радиоактивными материалами. На них с целью снижения радиационного фона и ограничения прямого контакта с живыми организмами в 1962 г. была наложена песчано-гравийная смесь слоем около 50 см. Нижний элемент ландшафта, занимающий около 1/2 площади комплекса, заболочен. Расстояние от р. Ухты до границы производственного объекта составляет не более 10 м.

Для химического анализа природные воды отбирали из поверхностной толщи водотока, отделяли от крупной взвеси (фильтр «белая лента») и взвешенных веществ (фильтры «Владипор» ФМАЦ 0.45, размер частиц 0,45–3,5 мкм) [2]. Удельную активность (УА) радия-226 в живых организмах и в воде из водоёмов территории хранилища и зоны его влияния определяли эманационным,

урана (в расчёте на ^{238}U) – люминесцентным методами [3, 4].

Негативное воздействие инкорпорированных в растениях радионуклидов оценивали путем расчёта мощности внутреннего облучения по методике, представленной в публикациях [5, 6]. Оценку токсичности воды из дренажной системы объекта исследования проводили с использованием ветвистоусых рачков *Daphnia magna* Straus. Тестирование осуществляли в трёх повторностях с соблюдением требований относительно температуры и продолжительности фотопериода [7], оценочным показателем служила смертность рачков за 96 часов. В ответ на повышенные содержания урана и радия-226 в среде обитания были изучены биологические эффекты у 195 полёвок-экономок (*Alexandromys oeconomus* Pall.), преобладавших по численности среди мышевидных грызунов на территории складирования РАО и на контрольном участке с γ -фоном 10–15 мкР/ч. Полёвок отлавливали в июле–августе стандартными живоловками, расставленными в линии с учётом сезона размножения и фазы популяционного цикла. До декапитации отловленных полёвок содержали в течение двух недель в виварии Института биологии Коми НЦ УрО РАН (<http://www.ckrp-rf.ru/usu/471933/>). Морфофункциональное состояние щитовидной железы животных оценивали с помощью методов, подробно описанных в работе [8]. Цитогенетические изменения тироцитов анализировали с применением метода «ДНК-комет» в щелочной версии (рН 13) [9], с предварительной ферментативной обработкой клеток коллагеназой (Collagenase type IA, Sigma, США). Уровень повреждений оценивали по проценту ДНК в хвосте комет (%TDNA) с применением программы «Comet Score Pro» (TriTek Corp., США) и видеосистемы «AxioCam» (Carl Zeiss, Германия).

Результаты и обсуждение

Уровень γ -фона на дневной поверхности хранилища отходов радиевого промысла (Республика Коми) на момент исследования достигал 3000, в глубине грунта – 7500 мкР/ч [10]. Максимальная УА радия-226 в отходах составляла около 300 Бк/г, урана – до 1400 Бк/кг, что позволяло классифицировать их как низкоактивные РАО [11]. В 2002 г. только в 1-метровом слое загрязнённых грунтов запасы радия составляли 320, урана – 6,6 ГБк [10]. Исследователями [10, 12] было

выявлено перераспределение активности поллютантов по глубине грунтов и между элементами ландшафта, связанное с мобилизацией радионуклидов в циклах биогенной миграции, с денудационными процессами и вторичной сорбцией радиоактивных элементов грунтами нижней террасы.

Согласно полученным данным, твёрдые отходы добычи радия из урансодержащих рудных материалов содержали значительные количества металлов нерадиоактивной природы. Часть из них относилась к эссенциальным микроэлементам, некоторые – к токсичным. Даже после 50 лет складирования РАО в условиях промываемого атмосферными осадками приповерхностного хранилища в каждом килограмме рудных остатков содержалось не менее 1 г соединений меди и 0,7 г никеля, около 3,5 г свинца и 2,5 г марганца, 80 г железа, 20 г алюминия, примерно 1,5 г цинка, от 0,7 до 0,9 г ртути, 0,2–0,4 г кобальта, кадмия, ванадия и стронция. Применение технологии соосаждения радия с соединениями химических аналогов обусловило высокую концентрацию бария и других щелочноземельных элементов в радиоактивных материалах. Содержание бария в них достигало 16 г/кг при соответствующем усреднённом значении для почв мира 0,5 г/кг [13].

Несмотря на вышеперечисленные факты, по результатам исследований периода 2009–2014 гг., водные образцы из импактного участка р. Ухты и ручьёв территории хранения РАО по содержанию радия-226, урана и нерадиоактивных компонентов отвечали нормативным требованиям. Загрязнения речной сети и поверхностных вод антропогенно нарушенной территории соединениями цинка, ртути, мышьяка, меди, свинца и ванадия не прослеживалось, несмотря на их значительные концентрации в РАО. Тем не менее, выборки, характеризующие импактную и техногенную зоны наблюдения, по показателям гидрохимического состава существенно контрастировали между собой (табл. 1). Так, удельная электропроводность поверхностных вод территории хранилища в летние пробоотборы увеличивалась до 3400 мкСм/см, что многократно больше соответствующих характеристик для р. Ухты в зоне влияния объекта и выше неё по течению реки (350–530 мкСм/см). Это сопровождалось обогащением поверхностных вод территории складирования РАО щелочными и щелочноземельными элементами с кратностью превышения фоновых показателей от 2,5 до 110 раз. Динамика водной миграции радия-226

из зоны техногенеза была обозначена трендом к возрастанию в сравнении с состоянием на 1962 г. В годовом цикле УА радионуклида в воде мелких водотоков территории хранилища РАО вплотную приближалась к нормативным границам показателя (0,49 Бк/л) и превосходила в 10 раз фоновые значения [2]. Заметная доля радия-226 мигрировала из очага радиоактивного загрязнения в реку со взвесями крупнее 0,45 мкм, что является следствием включения радиоактивного элемента в процессы биогенной миграции и его последующего поступления в гидрографическую сеть с остатками растительной биомассы, диспергированной водными потоками. В июне 2013 г. в воде ручьёв территории складирования РАО доля УА радия во взвешенном веществе составляла $(65 \pm 1)\%$, на импактной части русла р. Ухты она увеличивалась до $(86 \pm 17)\%$. Это означает, что на участках акватории, где изменяются условия гидрогенной миграции, вероятно «разгрузка» речных вод от взвешенных форм поллютанта.

В отличие от радия, долгопериодная динамика поступления в реку урана характеризовалась тенденцией к убыванию. Максимумы его содержания, зарегистрированные для водотоков территории хранилища РАО в 2009–2014 гг., были в 2 раза меньше предельных количеств, упоминавшихся в архивных источниках [2]. В то же время они в 20 раз превышали пороговые значения, при которых вероятность биотоксических эффектов увеличивается [14]. В годичном и многолетнем циклах УА урана в водах мелких водотоков территории хранилища изменялась от 9 до 1316 мБк/л, что в максимуме много больше средних мировых и региональных показателей [15].

По данным линейной регрессии ($p \leq 0,05$), растворению соединений радионуклидов способствовала высокая минерализация поверхностных и почвенно-грунтовых вод территории. В отличие от радия с выраженным гетерогенным распределением, практически всё количество урана мигрировало в составе водорастворимой компоненты природных вод территории хранения РАО и её импактной речной акватории. Крупной взвесью переносилось дополнительно не более 20% валового содержания элемента. В этих условиях его негативное воздействие на макрофитов территории хранилища сохранялось даже в случае «разгрузки» вод от взвешенной фракции.

При попадании внутрь живого организма радионуклиды наиболее опасны. Полученные нами данные об аккумуляции радионуклидов

Таблица 1 / Table 1

Химический состав воды на импактном участке р. Ухты и в ручьях территории хранения РАО (летние пробоотборы 2012–2014 гг.) / Water chemical composition in impact zone of Uchta river and in streams of the radioactive waste (RW) storage (summer sampling in 2012–2014)

Компоненты Components	ПДК ГН MPC GN	Диапазон варьирования концентрации Variation of concentration	
		ручьи территории хранилища РАО streams of the storage of RW	импактный участок р. Ухты impact zone of Uchta river
Нерadioактивные компоненты, мг/л / Inradioactive components, mg/L			
Ca	–	94–210	20–111
Mg	50	22–125	1,4–12,3
Ba	0,7	0,08–0,6	0,01–0,016
Na	200	22–290	1,2–4,9
K	–	7,8–17,4	0,2–0,9
Fe	0,3	0,007–0,095	0,01–0,32
Zn	1,0	0,003	0,002–0,004
Pb	0,01	н/о / n/det	0,0001
Mo	0,07	0,0001–0,002	0,0004–0,0006
V	0,1	н/о / n/det	0,00007
Hg	0,0005	0,007–0,04	0,00003
HCO ₃ ⁻	–	169–400	47–218
SO ₄ ²⁻	500	20–411	3,9–169
PO ₄ ³⁻	3,5	0,03–0,9	0,02–0,12
Cl ⁻	350	103–161	1,1–1,2
C _{opr} / C _{org}	–	7,8–36	1,8–23
Радиоактивные компоненты, Бк/л / Radioactive components, Bq/L			
Ra-226	0,49	0,10–0,33	0,01–0,04
U	3	0,009–1,3	0,002–0,029

Примечание / Note: «н/о» – обозначает «не обнаружено» / “n/det” – means “not detected”.

в растениях согласуются с представлениями о более высокой биодоступности радия (табл. 2). Сравнение дозы внутреннего облучения гидрофитов фоновой акватории и территории хранилища РАО от радия-226 свидетельствовало о значительном техногенном прессе на природный комплекс. На нижней речной террасе ситуация усугублялась заболоченностью территории и её плотной заселённостью водными мхами. Обладая высокой удельной поверхностью, они служили сорбционным барьером на пути миграции взвешенного радия в реку и способствовали локализации радиоактивного загрязнения [12]. При средней мощности внутреннего облучения рдестов фонового участка р. Ухты 0,04 мкГр/ч, вклад радия-226 в её значение для водных растений территории хранилища РАО оценивался величинами от 0,95 до 11,7 мкГр/ч в зависимости от времени отбора, вида гидробионтов, специфики места их произрастания. По нашим данным, вклад изотопов урана в дозу внутреннего облучения

был существенно ниже (до 0,2 мкГр/ч). Все эти цифры многократно меньше значения (400 мкГр/ч), рассматриваемого в качестве экологически безопасного для популяций растений [1]. В то же время оценка мощности дозы в отношении наземных растений, с учётом внешнего облучения и состава радионуклидного загрязнения, позволяла предполагать долговременное нарушение этого уровня. При УА радия-226 в золе зелёной массы от 0,03 до 50 Бк/г [10], его вклад в дозу внутреннего облучения оценивается нами от 0,1 до 150 мкГр/ч, что в существенной мере приближено к скрининговой нагрузке.

Поступая через органы дыхания, желудочно-кишечный тракт и кожу в организм животных, радий-226 в основном аккумулируется в минеральной части костей. Соединения урана высокотоксичны и характеризуются политропным действием. При длительном поступлении радионуклидов в организм животных биологические эффекты обусловлены

не только химическими свойствами элементов, но также, радиационным действием за счёт α -излучения [1]. При анализе радиационных последствий важно иметь в виду, что вынос радионуклидов на поверхность почвы в результате роющей деятельности полёвки зависит от их численности. Результаты радиохимического анализа показали повышенное в 3,5–5,8 раз содержание радия-226 в золе тушек полёвок, отловленных на территории хранилища РАО, по сравнению с контрольными показателями, с максимальными значениями в год пика численности животных (табл. 3). Концентрация урана в тушках зверьков с загрязнённой территории в год пика численности была более чем в два ра-

за выше контрольных значений и составляла 0,127 мкг/г золы ($p \leq 0,05$).

При изменении условий среды обитания животных важная регуляторная роль принадлежит органам эндокринной системы, секреторная активность которых изменятся в соответствии с потребностями организма. Обитание полёвок в течение нескольких поколений на территории хранилища РАО приводило, в целом, к снижению функциональной активности щитовидной железы по сравнению с данными контрольных особей (во все рассматриваемые фазы численности). Это выразилось в достоверном уменьшении объёмной плотности и высоты фолликулярного эпите-

Таблица 2 / Table 2

Содержание (УА) и коэффициенты накопления (Кн) радионуклидов гидрофитами
Activity concentration (AC) and concentrating coefficients (C_c) of radionuclides by hydrophytes

Растение, дата отбора Plant, selection date	Радий-226 / Radium-226		Уран / Uranium	
	УА, мБк/г* AC, mBq/g*	Кн** C _c **	УА, мБк/г* AC, mBq/g*	Кн** C _c **
Импактная зона, р. Ухта, / Impact zone of Uchta river				
<i>Potamogeton filiformis</i> , 07.2012	38	325	13,1	803
<i>Potamogeton filiformis</i> , 07.2012	132	5204	11	66
<i>Potamogeton filiformis</i> , 07.2012	61	360	6,2	469
<i>Potamogeton gramineus</i> , 07.2012	68	380	7,8	560
<i>Drepanocladus aduncus</i> , 07.2013	314	4070	8,8	–
<i>Potamogeton gramineus</i> , 06.2013	97	5930	8	–
<i>Drepanocladus aduncus</i> , 06.2013	757	15400	64,6	–
<i>Spirogyra</i> sp., 06.2013	120	1790	7,1	2400
<i>Potamogeton filiformis</i> , 06.2013	77	630	3,9	2400
<i>Potamogeton gramineus</i> , 06.2013	200	2270	7,3	305
Территория хранилища РАО / The storage of RW				
<i>Calliergon giganteum</i> , 06.2012	3657	6380	2780	317
<i>Calliergon giganteum</i> , 06.2012	799	9710	4955	722
<i>Calliergon giganteum</i> , 06.2012	830	3100	289	58
<i>Lemna minor</i> , 06.2013	518	660	13,6	57,6
<i>Drepanocladus aduncus</i> , 06.2012	528	2490	251	483
<i>Drepanocladus aduncus</i> , 06.2012	893	780	1912	676

Примечание: «*» – в расчёте на золу и «**» – на воздушно-сухое вещество; «–» означает «нет данных».
Note: “*” – calculation in ash and “**” – dry matter; “–” means “not data”.

Таблица 3 / Table 3

Содержание радия-226 в тушках полёвок-экономок (10^{-12} г/г золы)
Radium-226 concentration in body of tundra voles (10^{-12} g/g ash)

Участок отлова животных Animal catching area	Фаза численности животных Phase of quantity population	
	пик / maximum population	спад / decline in population
Контрольный участок / Control	4,8±0,5 (8)	4,3±1,0 (7)
Хранилище РАО / Storage of RW	27,8±4,5 (5)	15,2±1,5 (8)

Примечание: «*» – количество проб (в зависимости от массы животных в пробе объединено от 2 до 4 особей).
Note: “*” – number of samples (2 to 4 individuals are united in the sample, depending on the weight of the animals).

Таблица 4 / Table 4

Морфометрический анализ щитовидной железы половозрелых полёвок-экономок с контрольного участка и с территории хранилища РАО
Morphometric analysis of the thyroid gland of tundra voles from the control site and from the storage of RW

Участок отлова животных Animal catching area	Пол Sex	Высота эпителия, мкм Height of epithelium, μm	Объёмные плотности (%) / Volume density (%)			
			коллоид colloid	фолликулярный эпителий follicular epithelium	строма и сосуды stroma and vessels	экстрафолликулярные клетки extraphollicular cells
Контроль Control	♂	8,0±0,1	38,9±1,0	54,6±0,9	3,0±0,4	6,2±0,7
	♀	6,2±0,6	48,8±1,4	45,8±1,1	2,6±0,3	3,8±0,4
Хранилище РАО Storage of RW	♂	8,1±0,4	39,1±3,2	49,5±2,7	3,0±0,7	5,5±0,4
	♀	6,1±0,2	45,8±1,9	47,7±2,5	3,2±1,2	6,2±0,7*
Контроль Control	♂	7,2±0,2	44,5±2,4	46,8±2,7	6,1±0,8	5,1±1,2
	♀	6,2±0,2	42,7±2,5	46,6±2,7	5,9±0,9	2,9±0,7
Хранилище РАО Storage of RW	♂	6,6±0,3	60,4±5,9*	33,8±4,2*	3,0±1,0*	4,7±2,7
	♀	6,7±0,3	57,5±3,0*	34,0±2,8*	4,8±1,1	4,4±2,1

Примечание: «*» – различия статистически значимы между контролем и территорией хранилища РАО при $p \leq 0,05$.
Note: “*” – differences are statistically significant between the control and the storage of radioactive wastes when $p \leq 0,05$.

лия, увеличении количества коллоида, а также в нарушении гормонального статуса – преимущественно уровня T_3 [8]. В некоторых случаях в тиреоидной ткани животных развивалось расстройство кровообращения, связанное с застойным полнокровием крупных сосудов, их расширением, очаговыми кровоизлияниями. В фазу спада численности у зверьков отмечали большее разнообразие структурных нарушений в паренхиме щитовидной железы и отклонений от нормы по концентрации тиреоидных гормонов. Изменения в геноме тироцитов у полёвок с территории хранилища РАО характеризовались увеличением однонитевых разрывов и щелочнолабильных сайтов ДНК (% ТДНК для облучённых животных – 22,9±1,2 усл. ед., в контроле – 17,3±1,4 усл. ед.; $p \leq 0,05$), что обусловлено двухкратным повышением доли клеток с высоко фрагментированной ДНК (в диапазоне 41–100% TDNA).

На завершающем этапе исследования изучали биотоксичность воды, поступающей из дренажной системы территории хранилища отходов радиевого промысла в р. Ухту. Было установлено, что отобранный в 2015 г. в период осеннего подъёма уровня грунтовых вод образец не оказывает острого токсического воздействия на *Daphnia magna* Straus. Гибели рачков в тестируемой воде не была зафиксирована. Это вступает в противоречие с опубликованными результатами, полученными [16] с использованием тест-объекта ряски малой (*Lemna minor* L.). При соответствии нормативным требованиям поверхностные воды территории хранилища РАО вызывали у растения

сокращение удельной скорости роста, высокий уровень хлорозов и некрозов. Токсичность воды, по данным авторов, была обусловлена действием тяжёлых металлов (стронция, цинка, бария) и недостатком калия.

Заключение

По результатам комплексной оценки радиоактивных отходов бывшего радиевого промысла как источника поступления радия-226 и урана в живые организмы установлено, что по всем исследованным показателям вода из ручьёв территории хранения РАО и импактного участка реки соответствует нормативным требованиям, но содержание радионуклидов в нейкратно выше регионального фона. Подвижность радионуклидов в экосистемах увеличена из-за высокой минерализации вод территории техногенной деятельности. Уран мигрирует в водорастворённой форме, радий – в составе раствора и взвесей. Данные о содержании радионуклидов в гидрофитах и тушках полёвок-экономок, обитающих на территории хранилища РАО, согласуются с представлениями о более высокой биодоступности радия. Обусловленная этим мощность внутреннего облучения водных растений составляла 0,95–11,7 мкГр/ч, для урана – до 0,2 мкГр/ч. Её значения, рассчитанные по данным литературы для наземной растительности, соответствовали градиенту 0,1–150 мкГр/ч, что приближено к пороговой дозовой нагрузке. Радиационно-индуцированные нарушения в организме полёвок проявляются снижением

функциональной активности щитовидной железы и в виде цитогенетических изменений тироцитов. Выполненная экотоксикологическая оценка вод территории хранилища с использованием *Daphnia magna* Straus не подтвердила их острого негативного воздействия на живые организмы, описанное ранее в литературе для ряски малой, что указывает на различную чувствительность тест-объектов к токсикантам. Проведение исследований на разных уровнях структурной организации биологических объектов является необходимым условием более точного прогнозирования и оценки экологического состояния антропогенно загрязнённых биогеоценозов.

Исследования выполнены в рамках государственного задания Института биологии Коми НЦ УрО РАН № 0414-2018-0002 с частичной поддержкой гранта РФФИ и Правительства Республики Коми № 16-45-110051 p_a.

Литература

1. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Annals of the ICRP, 2009. 251 p.
2. Рачкова Н.Г., Шуктомова И.И., Карманов А.П. Фазовое распределение радия-226 в поверхностных водах района расположения бывшего радийдобывающего предприятия // Бутлеровские сообщения. 2016. Т. 45. № 3. С. 60–67.
3. Shuktomova I.I., Rachkova N.G. Determination of Ra-226 and Ra-228 in slightly mineralised natural waters // J. of Environ. Radioact. 2011. V. 102. P. 84–87.
4. Добролюбская Т.С. Люминесцентный метод // Аналитическая химия урана / Под ред. А.П. Виноградова. М.: Наука, 1962. С. 143–165.
5. Ulanovsky A., Pröhl G., Gomez-Ros J.M. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota // J. Environ. Radioact. 2008. V. 99. P. 1440–1448.
6. Chambers D.B., Osborne R.V., Garva A.L. Choosing an alpha radiation weighting factor for doses to nonhuman biota // J. Environ. Radioact. 2006. V. 87. P. 1–14.
7. Жмур Н.С. Методика определения токсичности и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. М.: АКВАРОС, 2007. 52 с.
8. Раскоша О.В., Ермакова О.В. Тиреоидный статус полёвок-экономок, обитающих в условиях повышенной естественной радиоактивности // Радиационная биология. Радиоэкология. 2013. № 3. С. 309–315.
9. Olive P.L. DNA damage and repair in individual cells: applications of the comet assay in radiobiology // Int. J. Radiat. Biol. 1999. V. 75. No. 4. P. 395–405.

10. Shaposhnikova L.M., Shuktomova I.I. Consequences of radioactive decontamination by earthfill method in a former radium production site // Russian Journal of Ecology. 2015. V. 46. No. 3. P. 299–302.
11. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности (ОСПОРБ 22/2010): Санитарные правила и нормативы. М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2010. 83 с.
12. Шапошникова Л.М., Рачкова Н.Г. Анализ эффективности реабилитации территории хранилища отходов радиевого производства в Республике Коми // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геоэкология. 2018. № 2. С. 74–85.
13. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. М.: Недра, 1994. Кн. 2. 303 с.
14. Sheppard S.C. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium // J. Environ. Radioact. 2005. V. 79. P. 55–83.
15. Palmer M.R. Uranium in river water // Geochim. Cosmochim. Acta. 1993. V. 57. No. 20. P. 4947–4955.
16. Боднарь И.С., Чебан Е.В., Зайнуллин В.Г. Экотоксикологическая оценка поверхностных вод с территории хранилища радиоактивных отходов (пос. Водный, Республика Коми) с использованием ряски малой (*Lemna minor* L.) // Известия Коми НЦ УрО РАН. 2017. Т. 3 (31). С. 34–39.

References

1. ICRP Publication 108. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. Annals of the ICRP, 2009. 251 p.
2. Rachkova N.G., Shuktomova I.I., Karmanov A.P. Phase distribution of radium-226 in surface waters in the area of former radium production // Butlerovskiye soobshcheniya. 2016. V. 45. No. 3. P. 60–67 (in Russian).
3. Shuktomova I.I., Rachkova N.G. Determination of Ra-226 and Ra-228 in slightly mineralised natural waters // J. of Environ. Radioact. 2011. V. 102. P. 84–87. doi: 10.1016/j.jenvrad.2010.10.003
4. Dobrolyubskaja T.S. Luminescent method // Analytical chemistry of uranium / Ed. A.P. Vinogradova. Moskva: Nauka, 1962. P. 143–165 (in Russian).
5. Ulanovsky A., Pröhl G., Gomez-Ros J.M. Methods for calculating dose conversion coefficients for terrestrial and aquatic biota // J. Environ. Radioact. 2008. V. 99. P. 1440–1448. doi: 10.1016/j.jenvrad.2008.01.010
6. Chambers D.B., Osborne R.V., Garva A.L. Choosing an alpha radiation weighting factor for doses to nonhuman biota // J. Environ. Radioact. 2006. V. 87. P. 1–14. doi: 10.1016/j.jenvrad.2005.10.009
7. Zhmur N.S. Method for determination of toxicity and water extracts from soils, sewage sludge, waste by mortality and change in fertility of daphnia. Moskva: AKVAROS, 2007. 52 p. (in Russian).
8. Raskosha O.V., Ermakova O.V. Thyroid status of the eco-vests, living in conditions of increased natural

- radioactivity // Radiatsionnaya biologiya. Radioekologiya. 2013. No. 3. P. 309–315 (in Russian). doi: 10.7868/S0869803113030089
9. Olive P.L. DNA damage and repair in individual cells: applications of the comet assay in radiobiology // Int. J. Radiat. Biol. 1999. V. 75. No. 4. P. 395–405. doi: 10.1080/095530099140311
10. Shaposhnikova L.M., Shuktomova I.I. Consequences of radioactive decontamination by earthfill method in a former radium production site // Russian Journal of Ecology. 2015. V. 46. No. 3. P. 299–302. doi: 10.1134/S1067413615030108
11. Basic sanitary rules for ensuring radiation safety (BSRERS 22/2010): **Sanitary rules and regulations**. Moskva: Federal'nyy tsentr gigieny i epidemiologii Rospotrebnadzora, 2010. 83 p. (in Russian).
12. Shaposhnikova L.M., Rachkova N.G. Analysis of the effectiveness of the rehabilitation of the waste storage site for radium production in the Komi Republic // Geoecologiya. Ingenernaya geologiya. Hidrogeologiya. Geocriologiya. 2018. No. 2. P. 74–85 (in Russian). doi: 10.7868/S0869780318020072
13. Ivanov V.V. Ecological geochemistry of elements. Moskva: Nedra, 1994. V. 2. 303 p. (in Russian).
14. Sheppard S.C. Derivation of ecotoxicity thresholds for uranium // J. Environ. Radioact. 2005. V. 79. P. 55–83. doi: 10.1016/j.jenvrad.2004.05.015
15. Palmer M.R. Uranium in river water // Geochim. Cosmochim. Acta. 1993. V. 57. No. 20. P. 4947–4955. doi: 10.1016/0016-7037(93)90131-F
16. Bodnar' I.S., Cheban E.V., Zaynullin V.G. Ecotoxicological assessment of surface waters from the territory of the radioactive waste storage facility (Vodny village, Komi Republic) using duckweed *lemna minor* (*Lemna minor* L.) // Izvestiya Komi NC UrO RAN. 2017. V. 3 (31). P. 34–39 (in Russian).