

УДК 556.314+550.424.4

**ЕСТЕСТВЕННЫЕ РАДИОНУКЛИДЫ  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  И  $^{222}\text{Rn}$   
В ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОДАХ ЭЛЬКОНСКОГО  
УРАНОВО-РУДНОГО РАЙОНА (ЮЖНАЯ ЯКУТИЯ)**

© 2019 г. А. П. Чевычелов<sup>1,\*</sup>, П. И. Собакин<sup>1</sup>, Л. И. Кузнецова<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Институт биологических проблем криолитозоны СО РАН

Якутск, 677980 Россия

\*e-mail: chev.soil@list.ru

Поступила в редакцию 24.08.2016 г.

После доработки 14.10.2016 г.

Принята к публикации 29.06.2017 г.

Изучен химический состав поверхностных вод и содержание в них радионуклидов  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$  в пределах как естественных, так и техногенных ландшафтов Южной Якутии. Показано, что в техногенно-нарушенных ландшафтах Эльконского ураново-рудного района отмечается интенсивная водная миграция данных радионуклидов из отвалов радиоактивных горных пород, образовавшихся в ходе широкомасштабных геологоразведочных работ на радиоактивное сырье, проводимых здесь в последней трети ушедшего XX в. При этом в настоящее время по вектору стока от источников радиоактивного загрязнения ореалы водного рассеяния  $^{238}\text{U}$  и  $^{226}\text{Ra}$  фиксируются на расстоянии до 2 км, иногда и более.

*Ключевые слова:* радиоактивные отвалы, естественные радионуклиды, содержание, миграция.

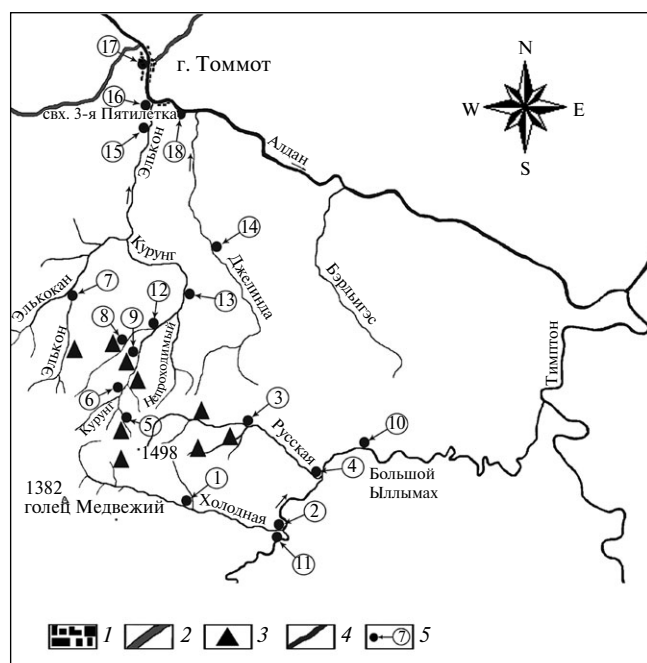
DOI: 10.31857/S0321-0596466613-620

## ВВЕДЕНИЕ

Техногенез — это совокупность геохимических процессов, связанных с деятельностью людей, которая сопровождается извлечением из окружающей среды, концентрацией и перегруппировкой химических элементов. Прогноз влияния техногенеза и обоснование методов защиты природной среды от загрязнения должны базироваться на знании законов миграции химических элементов в различных природных геохимических обстановках поверхности земли [2].

При разведке и разработке месторождений с повышенным содержанием естественных радионуклидов в поверхностные воды ближайших водных артерий (реки, ручьи, временные водотоки) поступают дополнительные количества естественных радиоактивных элементов вместе с жидкими отходами промышленных производств [5, 7, 16]. Характер и масштабы такого поступления зависят от типа месторождений, технологии разведки и разработки недр, ландшафтно-геохимических особенностей региона и других условий.

Поверхностные воды криолитозоны — малоизученные в радиационном отношении компоненты мерзлотных ландшафтов. Настоящие исследования проводились на территории Эльконского ураново-рудного района (ЭУРР). Район расположен в центральной части Алданского нагорья в Южной Якутии в пределах средне-таежной подзоны мерзлотно-таежной области бореального пояса Восточной Сибири. В геоморфологическом отношении ЭУРР приурочен к Эльконскому горсту. Эльконский горст представляет собой выступ кристаллических пород фундамента, с которого полностью удалены осадочные отложения. Рельеф поверхности горста в основном крутосклонный и среднегорный. Это складчато-глыбовое ступенчатое сооружение, максимальная высота которого 1498 м (рис. 1). Кристаллический фундамент этой территории сложен ниже- и верхнеархейскими гнейсами, кристаллическими сланцами, кварцитами и гранитоидами. Здесь выявлено несколько десятков урановых месторождений и рудопоявлений. Браннерит — основной рудный минерал — распределен в руде неравномерно [8].



**Рис. 1.** Картограмма отбора водных проб на территории ЭУРР: 1 — населенные пункты, 2 — трасса АЯМ, 3 — радиоактивные отвалы горных пород, 4 — реки, 5 — точки отбора водных проб.

Климат исследуемой территории в целом может быть охарактеризован как резко континентальный, холодный гумидный и супергумидный. Растительность здесь характеризуется главным образом средне- и верхнетаежной лиственничной тайгой, а также горными тундрами. Все вышеназванные ландшафтно-климатические особенности Эльконского горста позволяют утверждать, что водная миграция элементов в ландшафтах здесь происходит в условиях крутосклонного горного рельефа, провальной фильтрации, промывного и окислительного режима почвогрунтов [18]. Последнее исходно предполагает формирование в данном регионе широкомасштабных и интенсивных радиоактивных загрязнений поверхностных вод в техногенных зонах. На исследование особенностей химического состава данных вод и оценку степени их радиоактивного загрязнения естественными радионуклидами ( $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$ ) направлена настоящая работа.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

Исследование масштабов и степени радиоактивного загрязнения поверхностных вод ЭУРР проведено на территории зоны Южной, а более детально на примере руч. Пропадающего, дренирующего наиболее активные отвалы участ-

ка Курунг-1. Здесь в последней трети ушедшего XX в. были проведены широкомасштабные геолого-поисковые работы на радиоактивное сырье. По данным Госатомнадзора Дальневосточного округа РФ [1], на территории ЭУРР в ходе настоящих почти 25-летних исследований было извлечено из недр и складировано на дневную поверхность в отвалы >1 млн т рудной массы. Общее количество урана, содержащегося в данной рудной массе, составляет ~2000 т. Это исходно предполагает значительные масштабы радионуклидного загрязнения территории. Учитывая то, что данные радиоактивные отвалы горных пород находятся в области гипергенеза уже почти 40 лет, зоны техногенного загрязнения, фиксируемые по аномальным значениям содержания естественных радионуклидов в составе поверхностных вод, скорее всего, занимают здесь значительные площади.

Пробы воды руч. Пропадающего отбирались как выше, так и ниже по течению от радиоактивных отвалов на фиксированных расстояниях (через 500 м) от источников загрязнения. Фиксация точек отбора осуществлялась с помощью мерной ленты вдоль русла данного ручья. Помимо этого, отбирались также пробы вод рек Курунга, Элькона и Алдана естественных ландшафтов, находящихся вне зон техногенного загрязнения (рис. 1). Определение содержания U в воде выполнено лазерно-люминесцентным методом на флуорометре АУФ-101 «Ангара», Ra и Rn — эманационным (радиохимическим) методом. При этом измерение активности  $^{226}\text{Ra}$  проведено на приборе «Альфа-1М», а объемной активности  $^{222}\text{Rn}$  (ОАР) — с помощью радиометра типа РРА-01М-01 по стандартным методикам, принятым в геологии и радиэкологии [6, 12]. Определение pH, минерализации и ионного состава вод выполнено по общепринятым в гидрохимии методикам, при этом точность методов определения большей части компонентов, как правило, не превышала 10–15% [13]. Полученные данные обработаны математическими методами с помощью стандартного программного обеспечения Microsoft Office Excel 2007.

## РЕЗУЛЬТАТЫ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В процессе проведенных работ изучалось содержание естественных радионуклидов  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$  как в поверхностных водах ЭУРР (ручей Элькон, реки Курунг, Холодная, Русская), так и в прилегающих к Эльконско-

му горсту массивах (реки Большой Ыллымах, Желинда, Элькон и Алдан) (рис. 1). При этом количество  $^{238}\text{U}$  в исследуемых водах изменялось в пределах  $1.8 \times 10^{-7} - 55 \times 10^{-7}$  г/л,  $^{226}\text{Ra}$  —  $0.5 \times 10^{-7} - 10.4 \times 10^{-12}$  г/л,  $^{222}\text{Rn}$  —  $1.4 \times 10^{-7} - 208$  Бк/л (табл. 1). Причем, большая часть точек опробования данных вод отражает фоновые концентрации радионуклидов, которые составляют для  $^{238}\text{U}$   $1.8 \times 10^{-7} - 4.8 \times 10^{-7}$  г/л, для  $^{226}\text{Ra}$  —  $0.5 \times 10^{-7} - 2.2 \times 10^{-12}$  г/л, для  $^{222}\text{Rn}$  —  $1.4 \times 10^{-7} - 11.5$  Бк/л. Вариабельность фоновых концентраций данных радионуклидов в исследуемых водах, по мнению авторов настоящей статьи, обусловлена тем, что они пересекают или прорезают горные породы различного химического состава, а также дренируют трещины и разломы, к которым в пределах ЭУРР приурочены основные месторождения и рудопроявления данных радиоактивных элементов [15]. Только с этих позиций можно объяснить повышенные содержания  $^{222}\text{Rn}$  (10.5–11.5 Бк/л), обнаруженные в среднем течении рек Акины и Курунги (точки (т.) 1, 12).

В то же время значительные количества  $^{238}\text{U}$  ( $6.1 \times 10^{-7} - 55.0 \times 10^{-7}$  г/л),  $^{226}\text{Ra}$  ( $4.7 \times 10^{-7} - 10.4 \times 10^{-12}$  г/л), а также  $^{222}\text{Rn}$  (9.4–208.0 Бк/л), которые были определены в водах ручьев Дрожжевой, Акин и Пропадающий (т. 5, 8, 9) по вектору стока ниже

радиоактивных отвалов, однозначно указывают на техногенный характер миграции данных радионуклидов, когда увеличение их содержания в исследуемых водах происходит по причине выщелачивания из состава горных пород и руд, слагающих радиоактивные отвалы.

Более детальные исследования изменения химического состава поверхностных вод, а также содержания в них  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$  в зависимости от расстояния до радиоактивных отвалов проведены на примере руч. Пропадающего, дренирующего наиболее активные отвалы участка Курунг 1 (табл. 2, 3).

Исследования общей минерализации воды, согласно [11], — ультрапресные, а по составу ионов воды естественных ландшафтов — гидрокарбонатно-кальциевые, тогда как таковые техногенных ландшафтов — сульфатно-кальциевые (табл. 2). Увеличение содержания сульфатов в воде руч. Пропадающего в зоне влияния радиоактивных отвалов обусловлено окислением сульфидных минералов — спутников урана в условиях окислительной обстановки. По сути, здесь в водных растворах происходит образование слабokonцентрированной серной кислоты, вследствие чего значения рН данных вод

**Таблица 1.** Содержание  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  и  $^{222}\text{Rn}$  в поверхностных водах Южной Якутии

№ точек отбора проб	Местонахождение, пункт отбора	Содержание, г/л		$^{222}\text{Rn}$ , Бк/л
		$^{238}\text{U}$ , $n \times 10^{-7}$	$^{226}\text{Ra}$ , $n \times 10^{-12}$	
1	р. Холодная, среднее течение	2.7	2.2	3.4
2	р. Холодная, устье	2.6	1.5	3.1
3	руч. Минеевский, устье	3.5	0.5	4.1
4	р. Русская, устье	3.7	0.5	3.6
5	руч. Дрожжевой, ниже участка Д	6.1	1.2	9.4
6	руч. Пропадающий, выше участка К1	1.8	2.0	8.3
7	руч. Элькокан, среднее течение	3.9	0.6	2.3
8	р. Акин, ниже участка А	19.0	10.4	21.4
9	руч. Пропадающий, ниже участка К1	55.0	4.7	208
10	р. Большой Ыллымах, у моста	2.9	1.6	1.8
11	р. Большой Ыллымах, выше устья р. Холодной	2.5	2.1	2.1
12	р. Акин, среднее течение	3.4	0.5	10.5
13	р. Курунг, среднее течение	3.3	0.7	11.5
14	р. Желинда, 3 км от устья	3.0	0.8	1.2
15	р. Элькон, у моста	2.3	0.6	1.4
16	р. Элькон, устье	2.2	0.6	1.2
17	р. Алдан, г. Томмот	4.6	0.6	1.5
18	р. Алдан, пос. Пятилетка	4.8	0.8	1.6

**Таблица 2.** Ионный состав поверхностных вод техногенных и естественных ландшафтов Южной Якутии (сл. — следовое содержание веществ)

№	Место отбора проб	рН	Ионы, мг/л/ % экв.							Сумма ионов, мг/л
			Ca <sup>+2</sup>	Mg <sup>+2</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup>	Cl <sup>-</sup>	
<b>Техногенные ландшафты</b>										
1	руч. Пропадающий, начало отвалов	7.7	5.8 22.3	1.9 12.3	4.0 13.4	1.0 2.0	12.8 16.2	20.7 33.1	0.3 0.7	46.5
2	500 м ниже отвалов	6.9	9.4 23.7	3.9 16.2	4.0 8.8	1.0 1.3	15.3 12.6	35.1 36.9	0.3 0.5	69.0
3	1000 м ниже отвалов	6.7	8.2 24.2	3.4 16.6	3.0 7.7	1.0 1.5	14.6 14.2	28.7 35.3	0.3 0.5	59.2
4	1500 м ниже отвалов	6.7	7.6 22.7	3.7 17.9	3.0 7.8	1.0 1.6	14.0 13.7	28.7 35.7	0.3 0.6	58.3
5	р. Курунг, выше устья руч. Пропадающего	6.6	9.6 25.7	3.4 15.0	4.0 9.3	сл.	21.9 19.3	26.7 29.7	0.7 1.0	66.3
<b>Естественные ландшафты</b>										
6	р. Курунг, среднее течение	7.4	7.8 27.5	2.8 16.2	2.0 6.3	сл.	20.7 23.9	13.4 20.1	3.0 6.0	49.7
7	р. Элькон, нижнее течение	7.8	16.2 26.8	6.6 17.9	3.0 4.3	1.0 1.0	51.9 28.2	27.6 19.0	3.0 2.8	109.3
8	р. Алдан, г. Томмот	7.4	20.4 25.8	8.1 16.9	6.0 6.6	1.0 0.7	86.6 35.8	23.7 12.5	2.3 1.7	148.1

**Таблица 3.** Содержание радионуклидов в поверхностных водах техногенных и естественных ландшафтов Южной Якутии (над чертой приведено содержание радионуклида, под чертой — значение коэффициента концентрации (K<sub>к</sub>); прочерк — значение показателя не определено)

№	Место отбора проб	<sup>238</sup> U, n×10 <sup>-7</sup> г/л	<sup>226</sup> Ra, n×10 <sup>-12</sup> г/л	<sup>222</sup> Rn, Бк/л	Ra : U
<b>Техногенные участки</b>					
1	руч. Пропадающий, начало отвалов	140 78	2.2 3.7	256.8 198	1.6×10 <sup>-7</sup>
2	500 м ниже отвалов	180 100	2.6 4.3	44.8 34	1.4×10 <sup>-7</sup>
3	1000 м ниже отвалов	93 52	4.7 7.8	10.7 8	5.0×10 <sup>-7</sup>
4	1500 м ниже отвалов	20 11	—	2.5 2	—
<b>Естественные ландшафты</b>					
5	руч. Пропадающий, 500 м выше начала отвалов	1.8	2.0	—	110×10 <sup>-7</sup>
6	р. Курунг, среднее течение	3.3	0.7	3.5	21×10 <sup>-7</sup>
7	р. Элькон, нижнее течение	2.3	0.6	1.3	25×10 <sup>-7</sup>
8	р. Алдан, г. Томмот	4.6	0.6	1.5	13×10 <sup>-7</sup>

снижаются (т. 2–5) примерно на единицу по сравнению с фоном (т. 1). Вследствие растворения минералов слабовыветрелых горных пород отвалов, вынесенных в зону гипергенеза, в данных точках происходит также увеличение минерализации вод на 12.7–22.5 мг/л (табл. 2).

Исследуемые радионуклиды в процессе водной миграции по-разному отражают масштабы и степень техногенного загрязнения в зоне влияния радиоактивных отвалов (табл. 3). Так, <sup>238</sup>U в максимальной концентрации здесь обнаружен в 500 м, а <sup>226</sup>Ra — в 1000 м от начала отвалов, в то

время как  $^{222}\text{Rn}$  в максимальном количестве зафиксирован в самом начале отвалов. Техногенная концентрация  $^{238}\text{U}$  в водах руч. Пропадающего ( $K_k$  составляет 11–100) сопоставима с таковой, отмечаемой для  $^{222}\text{Rn}$  ( $K_k$  составляет 2–198). В наименьшей степени в данных водах в зоне загрязнения содержание  $^{226}\text{Ra}$  увеличивается ( $K_k$  составляет 3.7–7.8). При расчете значений  $K_k$  использовано отношение содержания радионуклида в точке обследования вод техногенного ландшафта к минимальной концентрации последнего, отмечаемой в водах естественных ландшафтов. При этом за фоновые концентрации данных радионуклидов приняты следующие их содержания: для  $^{238}\text{U}$  —  $1.8 \times 10^{-7}$  г/л, для  $^{226}\text{Ra}$  —  $0.6 \times 10^{-12}$  г/л, для  $^{222}\text{Rn}$  — 1.3 Бк/л. Как видно из табл. 3, на всем обследованном отрезке в 1.5 км по руч. Пропадающему вплоть до его устья фиксируется влияние техногенного загрязнения и концентрации радионуклидов здесь все еще не выходят на их фоновый уровень. Но аналогичные работы, проведенные авторами на других водотоках территории ЭУРР, показывают, что влияние техногенного по радионуклидам загрязнения в водах фиксируется, как правило, на расстоянии до 2 км от радиоактивных отвалов, а иногда даже и более.

Также рассчитаны радиево-урановые отношения для вод как радиоактивно-загрязненных, так и естественных ландшафтов (табл. 3). При этом отношение Ra:U для фоновых вод меняется в пределах  $13 \times 10^{-7}$ – $110 \times 10^{-7}$ , а для техногенно-загрязненных —  $1.4 \times 10^{-7}$ – $5.0 \times 10^{-7}$ , т.е. в целом в 10–20 раз уменьшается. Это интересное обстоятельство требует детальной оценки. Согласно известной геохимической классификации элементов [11], по особенностям гипергенной миграции Ra более подвижен, чем U, поэтому отношение радиоактивного равновесия ( $\text{Ra:U} = 3.4 \times 10^{-7}$ ), характерное для ненарушенных первичных минералов земной коры [10], сохраняется только для закрытых систем. Вследствие этого в истоках ручьев, питающихся водами выщелачивания, отношение Ra:U обычно превышает равновесное, иногда в несколько раз, за счет более интенсивного выщелачивания Ra по сравнению с U. Последнее положение абсолютно подтверждается данными авторов настоящей статьи, полученными для вод фоновых ландшафтов (табл. 3).

По-иному складывается геохимическая обстановка водной миграции в зоне техногенного загрязнения руч. Пропадающего, где отношение Ra:U в 10–20 раз меньше фонового. По мнению

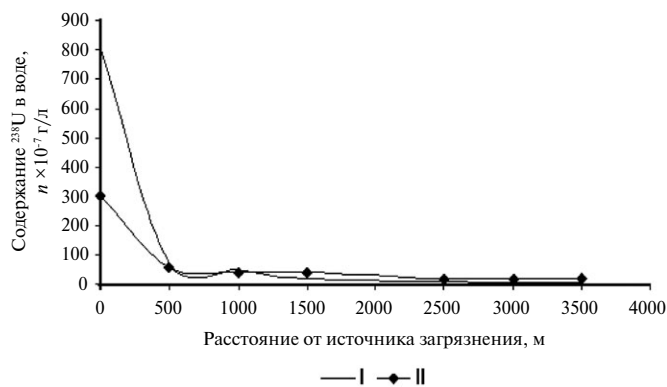


Рис. 2. Содержание  $^{238}\text{U}$  в воде руч. Пропадающего в зависимости от расстояния от источника загрязнения при разных водных режимах водотока: I — межень, II — паводок.

авторов статьи, это объясняется двумя причинами. Во-первых, учитывая ионный состав данных вод (табл. 2) и относительное увеличение в их составе сульфатов, а также геохимические особенности Ra как щелочноземельного элемента, нужно полагать, что в радиоактивно-загрязненных водах он мигрирует главным образом в солевой форме, т.е. в виде соединений  $\text{RaSO}_4$  и  $\text{RaCO}_3$ . Известно [3], что  $\text{RaSO}_4$  практически нерастворим в воде, поэтому там, где создаются условия для образования сульфата радия, Ra выпадает в осадок. Мало растворим также  $\text{RaCO}_3$ . U на первом этапе своей водной миграции будет выщелачиваться из пород отвалов, скорее всего, в виде легкоподвижных соединений: в виде легкорастворимого сульфата уранила и легкорастворимых комплексных карбонатов. Далее, поступая в таежно-мерзлотные ландшафты, U, крайне склонный к комплексообразованию с органическими кислотами, мигрируя в ультрапресных водах кислого класса, образует легкоподвижные гуматы и, в большей степени, фульваты уранила. Последнее утверждение более очевидно, так как, согласно А.И. Перельману [11], в водах горной тайги Якутии растворенное органическое вещество (РОВ) составляет от 10 до 75% общей суммы растворенных веществ, а главный компонент РОВ — фульвокислоты, содержание которых в 5–6 раз превышает таковое гуминовых кислот [9]. Кроме того, Ra обладает крайне низким кларком и относится к ультрамикрорезультатам [10]. Поэтому в данных водах его слабая миграция, осуществляемая в основном в ионной форме, будет дополнительно подавляться присутствием в водных растворах более подвижных щелочных ( $\text{Na}^+$ ) и щелочноземельных ( $\text{Ca}^{+2}$ ) катионов. Поэтому радиоактивные породы отвалов на начальных этапах гипергенного выветривания богаче Ra по сравнению с U, который выщелачивается более активно.

Детальные исследования, проведенные на участке месторождения Курунг 1, показали, что на удалении 1700 м от отвалов по вектору стока в меженный период содержание  $U$  снижается в воде до уровня регионального фона (рис. 2). По сравнению с меженью, во время летне-осеннего паводка имеют место выщелачивание  $^{238}U$  из горных пород, слагающих отвалы, и более интенсивная миграция с водным потоком. Тогда его повышенные концентрации обнаруживаются в воде на удалении  $>3000$  м от источника загрязнения. Ранее авторами также было отмечено, что на данной территории в период паводков фиксируется увеличение концентраций  $POB$  в воде водотоков [14]. Для оценки его роли в водной миграции  $^{238}U$  проведен специальный опыт по выщелачиванию этого элемента из образца руды. Для этого в лиственничном лесу в пределах Алданского нагорья отобраны пробы лесной подстилки, из которых готовили водные вытяжки с разной концентрацией в них  $POB$ . Этими вытяжками с экспозицией в 24 ч выщелачивали подготовленные (растертые до пудры) образцы горных пород. Концентрация  $U$  в них составляла  $948 \times 10^{-4}\%$ . Результаты показали, что переход  $U$  в раствор возрастает с увеличением содержания в нем органического вещества. Проведенные эксперименты доказывают, что во время паводков обогащенные органическим веществом поверхностные воды могут повышать выщелачиваемость и миграционную способность  $U$ .

Чтобы оценить влияние органического вещества на аккумуляцию радионуклидов донными отложениями, в непосредственной близости от отвалов отбирали илистые донные отложения, обогащенные в разной степени органическим веществом, и определяли в них содержание естественных радионуклидов. Результаты исследований показали, что содержание  $U$  в илистых отложениях зависит от концентрации в них органического вещества и возрастает с ее увеличением. Величина коэффициента корреляции между содержаниями  $^{238}U$  и органического вещества составила 0.95 и статистически достоверна при уровне значимости 0.05. Что касается  $^{226}Ra$ , то между концентрациями этого радионуклида и органического вещества в илистых отложениях не выявлено статистически достоверных корреляционных связей. В целом полученные данные хорошо согласуются с данными [10, 17].

С использованием данных табл. 3 получена функция аппроксимации зависимости объемной активности  $^{222}Rn$  ( $y$ ) в воде руч. Пропадающего от расстояния до радиоактивных отвалов

( $x$ ), которая имеет экспоненциальный характер:  $y = 235.53e^{-0.0031x}$ . Расчет проведен с использованием метода наименьших квадратов.

Полученное значение коэффициента корреляции ( $r = 0.99$ ,  $p = 0.95$ ) указывает на высокую достоверность полученного алгоритма. При этом на отрезке русла данного ручья длиной 1000 м концентрация  $^{222}Rn$  резко падает, уменьшаясь почти в 25 раз. Такое резкое уменьшение содержания  $^{222}Rn$ , по мнению авторов статьи, объясняется мелким каменистым крутым руслом руч. Пропадающего, в конечном счете обуславливающим быстрый и турбулентный характер потока воды. Как известно, в естественных водных потоках турбулентность — существенный фактор дегазации.

Фоновое содержание  $^{222}Rn$  в речных природных водах вариабельно и изменяется в широких пределах — от 0.01 до 30 Бк/л, в то время как в радоновых водах сульфатного класса некоторых европейских месторождений с минерализацией 0.3–1.0 г/л оно варьирует в пределах 74–4070 Бк/л [3]. Полученные концентрации  $^{222}Rn$  (табл. 3) в водах как естественных, так и радиоактивно-загрязненных ландшафтов мерзлотной области в большей степени приближаются к нижним пределам вышеприведенных величин. Поэтому предварительно можно констатировать присутствие в пониженных концентрациях  $^{222}Rn$  в речных водах таежно-мерзлотных ландшафтов, несмотря на повышенную радиоактивность коренных магматических пород Алданского щита. Данный факт авторы склонны объяснить наличием в данных ландшафтах многолетнемерзлых горных пород, низкой температурой почвогрунтов и речных вод. Известно, что с повышением температуры наблюдается резкое возрастание эманулирующей способности твердых веществ, а также кинетики массопереноса  $^{222}Rn$  из газовой фазы в жидкую [3]. Естественно, что с понижением температуры скорость данных процессов будет падать.

Отмеченная большая подвижность  $^{238}U$  по сравнению с  $^{226}Ra$  в изучаемых водах в целом может рассматриваться как негативное условие для гидробиоты и водной растительности, так как  $^{238}U$  — высокотоксичный радиоактивный элемент [10]. Исследуемая территория находится на значительном удалении от населенных пунктов и в настоящее время не представляет опасности для проживающего здесь населения. Вместе с тем данный район живописен и посещается туристами, собирателями ягод, грибов, рыбаками и охотниками. Поэтому вблизи водотоков, в ко-

торых отмечается высокое содержание радиоактивных элементов, в обязательном порядке должны быть установлены знаки радиационной опасности. Также необходимо продолжить мониторинг содержания радионуклидов в исследуемых природных водотоках, особенно в периоды чрезвычайных ситуаций, т.е. во время максимально высоких паводков в многоводные годы, а также сильных лесных пожаров, когда отмечается “залповый” сброс радионуклидов. В этом случае возможно интенсивное радиоактивное загрязнение пойменных участков ландшафтов на значительном удалении от его источников.

### ВЫВОДЫ

В техногенно-нарушенных ландшафтах Южной Якутии отмечается более интенсивная водная миграция  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{222}\text{Rn}$  из радиоактивных отвалов горных пород, образовавшихся при разведке Эльконской группы урановых месторождений. При этом наблюдается уменьшение отношения  $\text{Ra}:\text{U}$  в водах техногенных ландшафтов по сравнению с таковыми естественных ландшафтов в 10–20 раз в связи с увеличением в них подвижности  $\text{U}$  по сравнению с радием.

В отличие от речных вод гидрокарбонатно-кальциевого типа естественных ландшафтов, химический состав радиоактивно-загрязненных вод характеризуется главным образом как сульфатно-кальциевый. В них также снижается pH и увеличивается минерализация. Максимальное содержание  $\text{U}$ ,  $\text{Ra}$  и  $\text{Rn}$  в изученных водах соответственно составляют  $180 \times 10^{-7}$  г/л,  $4,7 \times 10^{-12}$  г/л и 256,8 Бк/л, что соответственно в 100, 8 и 198 раз превышает их фоновые концентрации в водах естественных ландшафтов.

Обогащение поверхностных вод органическим веществом во время паводков повышает миграционную способность  $^{238}\text{U}$ . На аккумуляцию  $^{238}\text{U}$  в донных отложениях и его концентрацию в воде большое влияние оказывает содержащееся в них органическое вещество. При этом в меженный период техногенное загрязнение водотоков фиксируется на расстоянии до 2 км от радиоактивных отвалов горных пород.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Бурцев И.С., Степанова С.К., Колодезникова Е.Н., Архипов Н.Д. Опыт работы по обследованию подземных ядерных взрывов и отвалов урансодержащих руд на территории Якутии // Радиационная безопасность Республики Саха (Якутия). Якутск: Изд-во СО РАН, 2004. С. 56–67.
2. Глазовская М.А. Ландшафтно-геохимические системы и их устойчивость к техногенезу // Биогеохимические циклы в биосфере. М.: Наука, 1976. С. 99–119.
3. Гудзенко В.В., Дубинчук В.Т. Изотопы радия и радона в природных водах. М.: Наука, 1987. 156 с.
4. Евсеева Л.С., Перельман А.И., Иванов К.Е. Геохимия урана в зоне гипергенеза. М.: Наука, 1974. 280 с.
5. Корнилов А.Н., Рябчиков С.Г. Отходы уранодобывающей промышленности (радиационно-гигиенические аспекты). М.: Энергоатомиздат, 1992. 162 с.
6. Методика экспрессного измерения объемной активности  $^{222}\text{Rn}$  с помощью радиометра радона типа РРА // Рекомендации. Государственная система обеспечения единства измерений. М., 2006. С. 3–8.
7. Мосинец В.Н. Радиоактивные отходы уранодобывающих предприятий и их воздействие на окружающую среду // Атомная энергия. 1991. Т. 70. Вып. 5. С. 282–288.
8. Наумов С.С., Шумилин М.В. Урановые месторождения Алдана // Отечественная геология. 1994. № 11/12. С. 20–23.
9. Никитина И.Б. Геохимия ультрапресных вод мерзлотных ландшафтов. М.: Наука, 1977. 148 с.
10. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая шк., 1989. 528 с.
11. Перельман А.И. Геохимия природных вод. М.: Наука, 1982. 152 с.
12. Радиогеохимические исследования. Методические рекомендации / Под ред. Смыслова А.А. М.: Министерство геологии СССР, 1974. 139 с.
13. Семенов А.Д. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши. Л.: Гидрометеоздат, 1977. 542 с.
14. Собакин П.И., Молчанова И.В. Миграция и распределение тяжелых естественных радионуклидов в почвенно-растительном покрове в условиях техногенного загрязнения // Экология. 1998. № 2. С. 98–101.
15. Тектоника, геодинамика и металлогения территории Республики Саха (Якутия). М.: МАИК “Наука / Интерпериодика”, 2001. 571 с.
16. Титаева Н.А., Маслов В.И., Таскаев А.И., Алексин Р.М. Радиоактивные элементы в техногенных загрязнениях окружающей среды // Проблемы радиогеологии. М.: Наука, 1983. С. 224–237.
17. Титаева Н.А., Таскаев А.И. Миграция естественных радионуклидов в условиях гумидной зоны. Л.: Наука, 1984. 232 с.
18. Чевычелов А.П., Собакин П.И., Ушницкий В.Е. Ландшафтно-климатические и почвенно-геохимические условия миграции естественных радионуклидов в ландшафтах зоны урановых месторождений Центрального Алдана (Южная Якутия) // Вестн. ТГУ. 2003. № 3 (IV). С. 312–314.

# NATURAL RADIONUCLIDES $^{238}\text{U}$ , $^{226}\text{Ra}$ , AND $^{222}\text{Rn}$ IN THE SURFACE WATER OF THE ELKONSKY URANIUM-ORE DISTRICT (SOUTH YAKUTIYA)

© 2019 A. P. Chevychelov<sup>1,\*</sup>, P. I. Sobakin<sup>1</sup>, L. I. Kuznetsova<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*The Yakut Scientific Centre of the Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences*

*Yakutsk, 677980 Russia*

*\*e-mail: chev.soil@list.ru*

Received: 24.08.2016

Revised version received: 14.10.2016

Accepted: 29.06.2017

Chemical composition of the surface water and the contents of the radionuclides  $^{238}\text{U}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ , and  $^{222}\text{Rn}$  in water was examined within the natural and man-made landscapes of South Yakutiya. It was demonstrated that intense water migration of these radionuclides from radioactive dump pits of the man-made landscapes of the Elkonsky uranium-ore district, which were created during the process of wide-scale exploration surveys for radioactive raw materials conducted during the last third of the 20th century, had occurred. Currently, the areas of water dissipation of  $^{238}\text{U}$  and  $^{226}\text{Ra}$  are detected at a distances of 2 km and greater from the source of the radioactive contamination along the outflow vector.

**Keywords:** radioactive dump pits, natural radionuclides, content, migration.

**DOI:** 10.31857/S0321-0596466613-620