

ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

Научная статья

УДК 546.798.21:546.798.22:546.798.23:546.791.6-381:621.039.7

doi: 10.17308/sorpchrom.2025.25/13286

Влияние продуктов выщелачивания натрий-алюмофосфатного стекла на сорбционные свойства кристаллических горных пород по отношению к радионуклидам

Юлия Витальевна Коневник[✉], Константин Валентинович Мартынов,
Сергей Алексеевич Кулюхин, Елена Васильевна Захарова,
Наталья Ивановна Родыгина

Институт физической химии и электрохимии им. А.Н. Фрумкина Российской академии наук (ИФХЭ РАН), Москва, Россия, leonenko@gmail.com[✉]

Аннотация. Радиоактивные отходы 1го и 2го класса, в том числе отвержденные в натрий-алюмофосфатную стеклоподобную матрицу, планируется захоранивать в пункте глубинного захоронения радиоактивных отходов (ПГЗРО) на участке Енисейский, Красноярский край. При этом породы вмещающего массива горных пород рассматриваются как естественный барьер на пути миграции радионуклидов в окружающую среду. Поступление радионуклидов в окружающую среду возможно только при их выщелачивании из матрицы, в которую они включены. При этом в состав подземной воды переходят макрокомпоненты матрицы, а полученный выщелат будет значительно отличаться по свойствам от подземной воды, характерной для рассматриваемого горизонта. Такое изменение состава жидкой фазы может оказывать влияние на поведение радионуклидов и их взаимодействие с горными породами вмещающего массива. В работе представлены результаты исследования сорбции радионуклидов ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am из модельной подземной воды и модельного выщелата алюмофосфатного стекла на измельченных образцах горных пород участка «Енисейский». Было показано, что присутствие в составе жидкой фазы продуктов выщелачивания натрий-алюмофосфатного стекла уменьшает сорбционную активность пород по отношению к цезию и в некоторых случаях к америцию. В тоже время, для стронция и плутония наблюдается увеличение коэффициентов распределения радионуклида между породой и модельной жидкой фазой в разы, а для нептуния и урана увеличение соответствующих коэффициентов составляет порядки. Перераспределение форм нахождения сорбированных радионуклидов наблюдается для всех изученных радионуклидов и зависит от химических свойств радионуклидов и состава жидкой фазы.

Ключевые слова: цезий, стронций, уран, нептуний, плутоний, америций, сорбция, радиоактивные отходы, фосфат, матрица, горные породы.

Благодарности: работа выполнена при финансовой поддержке Министерства науки и высшего образования Российской Федерации.

Для цитирования: Коневник Ю.В., Мартынов К.В., Кулюхин С.А., Захарова Е.В., Родыгина Н.И. Влияние продуктов выщелачивания натрий-алюмофосфатного стекла на сорбционные свойства кристаллических горных пород по отношению к радионуклидам // *Сорбционные и хроматографические процессы*. 2025. Т. 25, № 4. С. 586-594. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13286>

Original article

The role of Na-Al-P glass leachates in speciation and sorption of radionuclides on crystalline rocks

Yulia V. Konevnik[✉], Konstantin V. Martynov, Sergey A. Kulyukhin,
Elena V. Zakharova, Nataliya I. Rodygina

Frumkin Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry Russian Academy of Sciences (IPCE RAS), Moscow, Russian Federation, leonenko@gmail.com[✉]

© Коневник Ю. В., Мартынов К. В., Кулюхин С. А., Захарова Е. В., Родыгина Н. И., 2025

Abstract. Radioactive waste of the 1st and 2nd class, including radioactive wastes vitrified in a sodium-alumophosphate glass matrix, are planned to be buried in a deep underground disposal site (PGZRO) at the Yeniseisky site, Krasnoyarsk Region. The host rock massive is considered as a natural barrier to the radionuclides migration in the environment. The radionuclides release into the environment is possible if when they are leached from the matrix. At the same time, the macro components of the matrix are leached and released to the groundwater, and the resulting leachate will significantly differ in properties from the groundwater of the horizon under consideration. Such a change in the composition of the liquid phase can affect the behavior of radionuclides and their interaction with the rocks of the host massif. The paper presents the results of a study of the sorption of radionuclides ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ²³³U, ²³⁷Np, ²³⁹Pu, ²⁴¹Am from simulated groundwater and simulated alumophosphate glass leachate on crushed rock samples collected at the Yeniseisky site. It has been shown that the presence of sodium-alumophosphate glass leaching products in the liquid phase reduces the sorption of cesium and, in some cases, to americium on rock samples. At the same time, for strontium and plutonium, the radionuclide distribution coefficients between the rock and the simulated liquid phase increase significantly, while for neptunium and uranium, the corresponding coefficients increase by orders of magnitude. The redistribution of the forms of sorbed radionuclides is observed for all studied radionuclides and depends on the chemical properties of radionuclides and the composition of the liquid phase.

Keywords: cesium, strontium, uranium, neptunium, plutonium, americium, sorption, radioactive wastes, phosphate, matrix, rock.

Acknowledgments: the work was carried out with the financial support of the Ministry of Science and Higher Education of the Russian Federation.

For citation: Konevnik Yu.V., Martynov K.V., Kulyukhin S.A., Zakharova E.V., Rodygina N.I. The role of Na-Al-P glass leachates in speciation and sorption of radionuclides on crystalline rocks. *Sorbtsionnye i khromatograficheskie protsessy. 2025. 25(4): 586-594. (In Russ.).* <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13286>

Введение

Проблема обращения с отходами переработки отработанного ядерного топлива (ОЯТ) является в настоящее время одной из актуальных для атомной промышленности. В соответствии с принятой концепцией высокоактивные радиоактивные отходы (ВАО) подлежат захоронению в глубокие геологические формации с сооружением системы инженерных барьеров безопасности (ИББ) для снижения миграции радионуклидов в окружающую среду. Подобная система проектируется в соответствии с концепцией многобарьерной защиты и включает в себя матрицу с включенными в нее радионуклидами, контейнеры и засыпку на основе глинистых материалов. Вмещающие горные породы рассматриваются как естественный барьер на пути распространения радионуклидов. В России реализуется проект по созданию пункта глубинного захоронения радиоактивных отходов 1-го и 2-го класса (ПГЗРО) в горном массиве на участке «Енисейский» [1]. В связи с этим проводится большой комплекс исследований, в том числе процессов с участием радионуклидов.

Миграция радионуклидов возможна при контакте подземной воды с матрицей, содержащей радионуклиды, их последующем выщелачивании и распространении с подземной водой за пределы хранилища [2]. В процессе выщелачивания радионуклидов в жидкую фазу также переходят и макрокомпоненты матрицы, что может в значительной мере влиять на состав подземной воды и поведение радионуклидов при их контакте с горными породами [3].

В настоящее время на ПО «Маяк» накоплено значительное количество ВАО, отвержденных в натрий-алюмофосфатную стеклоподобную матрицу (АФС). Радионуклидный состав таких отходов достаточно сложен и менялся во времени в зависимости от использованных технологий переработки топлива, типов перерабатываемого ОЯТ и технологий последующего кондиционирования радиоактивных отходов [4]. При этом наибольшую опасность представляют собой уран, трансурановые элементы и продукты деления урана, такие как стронций и цезий. Согласно проведенным ранее исследованиям основными продуктами выщелачивания АФС подземной водой также, как и

Таблица 1. Характеристика использованных образцов горных пород участка «Енисейский»
 Table 1. Characteristics of the used rock samples of the Yeniseisky site.

Тип породы, обозначение	Номер скважины	Интервал, м	Минеральный состав
Гнейс, Г	P-12	455.7	Главные породообразующие минералы: плагиоклаз, биотит, кварц, калиевый полевой шпат. Второстепенные, рудные и акцессорные минералы: магнетит, мусковит, рутил, сфен, Zn-содержащая шпинель. Вторичные низкотемпературные изменения проявлены в виде хлоритизации биотита.
Долерит, Д	P-12	439.8-442.2	Главные породообразующие минералы: плагиоклаз и переплетенные игольчатые и листоватые кристаллы темноцветных минералов -амфибола, пироксена, биотита и хлорита. Акцессорные и рудные минералы: микрозернистый монацит, хлор-апатит, мелкозернистый хромит, иногда в сростках с магнетитом, крупнозернистый пирит.
Материал заполнитель трещин, З	P-11-1	454.6	Главные породообразующие минералы: гейландит-клиноптилолит, хлорит, серицит, кальцит, кварц, рутил, апатит. Возможно присутствие небольшого количества глинистых минералов – каолинита и монтмориллонита.

ее последующего контакта с глинистыми материалами, входящими в состав ИББ, являются ионы натрия и фосфата [3].

Целью настоящей работы является изучение сорбционного поведения образцов кристаллических пород, составляющих массив горных пород на участке «Енисейский», по отношению к радионуклидам в присутствии продуктов выщелачивания АФС.

Экспериментальная часть

В качестве кристаллических горных пород были использованы образцы гнейса и долерита, отобранные на участке «Енисейский» Нижне-Канского массива с глубины размещения проектируемого ПГЗРО, а также образец, отобранный из зоны дробления. Минеральный состав образцов, а также номера скважин и глубина отбора приведены в табл. 1. Эксперименты выполнялись с размолотыми образцами пород с размером частиц 0.1-0.5 мм.

Сорбцию радионуклидов проводили из модельной подземной воды (ПВ), модельного выщелата (МВ) алюмофосфатного стекла, далее по тексту подземная вода и выщелат. Обозначения проведенных экспериментов приведены в табл. 2.

Состав ПВ (мг/дм³): HCO₃⁻ – 197.5; Cl⁻ – 47.9; SO₄²⁻ – 27.3; Na⁺ – 74.5; Ca²⁺ – 26.9; Mg²⁺ – 6.8 был выбран из [5]. МВ готовили путем добавления NaH₂PO₄·2H₂O и солей имитаторов радиоактивных отходов к ПВ [6]. Содержание основных компонентов в МВ составляло (мг/дм³): Na – 271; Mg – 189; K – 13.8; Ca – 5.72; P – 45.1; S – 38.2, Si – 0.9. Состав модельного выщелата определялся методами масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП МС) на масс-спектрометре Elan-6100 (Perkin Elmer, США) и атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП АЭС) на эмиссионном спектрометре Optima-4300 DV (Perkin-Elmer, США).

Таблица 2. Перечень использованных горных пород и серий проведенных сорбционных экспериментов с радионуклидами.

Table 2. List of used rocks and series of conducted sorption experiments with radionuclides.

Порода, материал	Модельный раствор	Обозначение серий экспериментов
Гнейс	ПВ	Г1
	МВ	Г2
Долерит	ПВ	Д1
	МВ	Д2
Материал заполнитель трещин	ПВ	З1
	МВ	З2

Непосредственно перед проведением экспериментов в растворы ПВ и МВ вводили аликвоты азотнокислых растворов радионуклидов, после чего рН полученных растворов доводили до значения 7.8 ± 0.1 растворами NaOH и HNO₃ различных концентраций. Начальные концентрации радионуклидов в растворах, из которых проводили сорбцию, составляли (М): $^{90}\text{Sr} - 1.8 \cdot 10^{-10}$; $^{137}\text{Cs} - 5.1 \cdot 10^{-10}$; $^{233}\text{U} - 1.2 \cdot 10^{-6}$; $^{237}\text{Np} - 7.3 \cdot 10^{-6}$; $^{239}\text{Pu} - 1.5 \cdot 10^{-7}$; $^{241}\text{Am} - 1.4 \cdot 10^{-8}$.

Концентрацию радионуклидов ^{90}Sr , ^{233}U , ^{237}Np , ^{239}Pu , ^{241}Am в жидкой фазе определяли методом жидкостно-сцинтилляционного счета на автоматическом жидко-сцинтилляционном низкофоновом альфа-бета-спектрометре Tri-Carb 3180TR/SL для измерения сверхмалых количеств альфа- и бета-излучателей (Perkin Elmer, США) с использованием сцинтиллятора OptiphaseHisafe3 (Perkin Elmer, США) в соотношении сцинтиллятор:аликвота = 10:1. Аликвоты, содержащие ^{90}Sr , предварительно выдерживали в течение 14 дней для установления равновесия между ^{90}Sr и ^{90}Y . Концентрация ^{137}Cs определялась методом гамма-спектрометрии на цифровом γ -спектрометрическом комплексе с коаксиальным детектором GEM30 фирмы АМТЕК (ORTEC).

Сорбционные свойства пород исследовали в статических условиях при соотношении массы твердой фазы к объему раствора, равном 1 г : 20 см³, температуре 25°C и периодическом перемешивании.

Достижение равновесия определяли по прекращению изменения концентрации радионуклидов в жидкой фазе, после чего определяли коэффициенты распределения K_d и распределение форм сорбированного радионуклида методом последовательного выщелачивания. Для всех исследованных систем равновесие достигалось в течение 4 недель или ранее.

Распределение форм нахождения радионуклида, сорбированного на образцах пород, определяли методом последовательного выщелачивания по модифицированной схеме Тессьера [7]. Схема выщелачивания приведена в табл. 3. Радионуклиды, выщелачиваемые на IV и V стадиях, относят к прочнофиксированным формам, а выщелачиваемые на I и II стадиях – к подвижным мобильным формам радионуклидов. Выщелачиваемый на III стадии радионуклид относится к условно подвижным формам. Учитывая составы ПВ и МВ, нет оснований утверждать, что в ПГЗРО с матрицей будет контактировать раствор, соответствующий по составу третьей стадии (табл. 3). Поэтому при анализе результатов селективной десорбции к прочнофиксированным формам отнесено суммарное извлечение радионуклида на III, IV и V стадиях.

Обсуждение результатов

Для оценки влияния продуктов выщелачивания алюмофосфатной матрицы на поведение радионуклидов проведены

Таблица 3. Схема последовательного выщелачивания [7]

Table 3. Sequential leaching scheme [7]

Стадия	Геохимическая форма нахождения радионуклидов	Реагенты	Время контакта фаз, час/°C
I	Водорастворимая	Модельная подземная вода	1/20
II	Обменная	1M NH ₄ Ac; pH= 5.0	1/20
III	Поверхностное комплексобразование, Fe/Mn оксиды и пленки	0.4M NH ₂ OH.HCl в 25% CH ₃ COOH	6/80
IV	Кислоторастворимая	6M HCl	1/20
V	Нерастворимая в кислотах *	Без обработки	-

Таблица 4. Коэффициенты распределения радионуклидов (см³/г) на измельченных горных породах и материале заполнителя трещин из модельной подземной воды (ПВ) и модельного выщелата (МВ).

Table 4. Radionuclide distribution coefficients (cm³/g) on crushed rocks and crack filler material from model groundwater (PV) and model leachate (MV).

	Cs		Sr		U	
Порода	ПВ	МВ	ПВ	МВ	ПВ	МВ
Д	2.3·10 ³	2.4·10 ²	2.4·10 ¹	4.5·10 ¹	7.3·10 ⁰	1.89·10 ²
Г	2.5·10 ³	5.5·10 ²	2.7·10 ¹	5.6·10 ¹	7.3·10 ⁰	1.9·10 ³
З	2.1·10 ³	1.3·10 ³	1.2·10 ²	7.4·10 ²	7.0·10 ¹	3.52·10 ³
	Np		Pu		Am	
Порода	ПВ	МВ	ПВ	МВ	ПВ	МВ
Д	7.0·10 ⁰	5.8·10 ²	5.7·10 ²	1.1·10 ³	1.4·10 ³	1.6·10 ³
Г	6.0·10 ¹	1.6·10 ³	1.3·10 ³	2.2·10 ³	6.0·10 ²	3.2·10 ²
З	6.6·10 ²	9.6·10 ³	4.1·10 ²	6.0·10 ²	1.1·10 ³	7.5·10 ²

сорбционные эксперименты на измельченных образцах пород, слагающих массив на участке «Енисейский», с использованием ПВ и МВ. Полученные значения коэффициентов распределения радионуклидов приведены в табл. 4.

На всех исследованных образцах пород ¹³⁷Cs хорошо сорбируется из подземной воды. Однако в присутствии продуктов выщелачивания АФС сорбция в значительной мере снижается. Так, на образцах кристаллических горных пород – гнейсе и долерите – коэффициенты распределения (K_d) снижаются более чем на порядок, тогда как для материала заполнителя трещин K_d снижается в 1.5 раза (табл. 4). При сорбции на горных породах цезий извлекается из жидкой фазы преимущественно биотитом [5] по механизму ионного обмена в межслоевом пространстве и на поверхностных сорбционных центрах. При этом в указанных

процессах цезий конкурирует с натрием, что снижает степень его извлечения горными породами из растворов выщелатов, относительно аналогичных показателей для подземной воды [8]. Подобное уменьшение доли сорбированного цезия, объясняемое влиянием ионной силы, определяемой главным образом ионами натрия и фосфата, отмечалось и на других природных образцах [9-11].

Изучение форм нахождения цезия, сорбированного на образцах кристаллических горных пород и материале заполнителя трещин, показало, что для всех исследованных образцов в присутствии продуктов выщелачивания АФС увеличивается доля радионуклида, находящегося в обменной форме (II стадия) (рис. 1а). Несмотря на такое перераспределение ¹³⁷Cs при сорбции из МВ, доля прочнофиксируемых форм цезия (сумма III, IV и V стадий) составляет около 80%

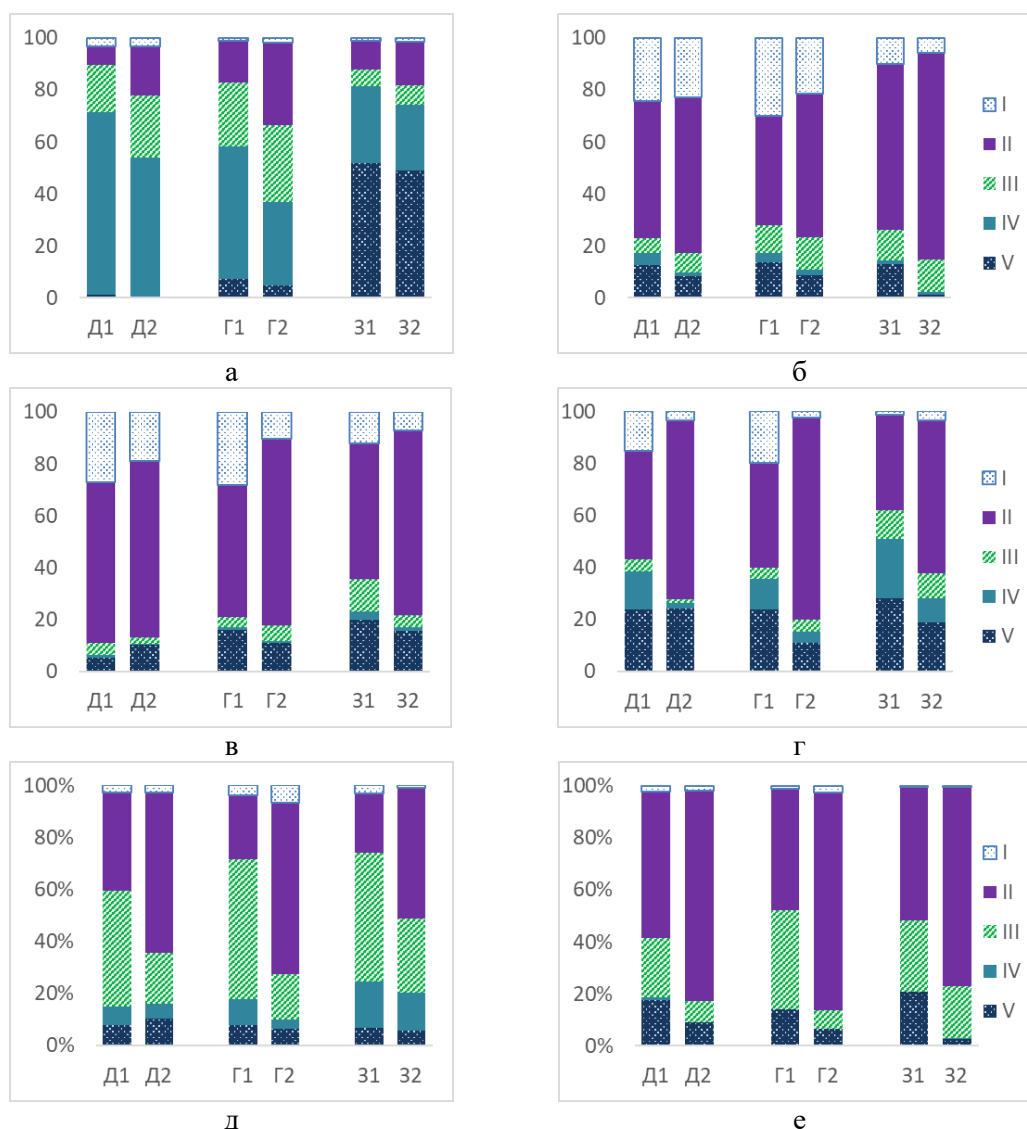


Рис. 1. Распределение форм нахождения радионуклидов цезия (а), стронция (б), урана (в), непутия (г), плутония (д) и америция (е) сорбированных на измельченных образцах гнейса, долерита и материала заполнителя трещин из модельной подземной воды и модельного выщелата АФС.

Fig. 1. Distribution of radionuclides of caesium (a), strontium (b), uranium (c), neptunium (d), plutonium (e), and americium (e) sorbed on crushed samples of gneiss, dolerite, and crack filler material from model groundwater and model API leach.

для долерита и материала заполнителя трещин, а для гнейса превышает 60%.

Сорбционное поведение ^{90}Sr в присутствии продуктов выщелачивания АФС отличается от его поведения в ПВ (табл. 4). Химические свойства стронция в значительной мере отличаются от цезия, что обуславливает принципиальные различия в их поведении. Так, коэффициенты распределения стронция в МВ по-

вышаются, что важно, учитывая его высокую миграционную способность и низкую относительно других изученных радионуклидов сорбцию как на породах, так и на глинах [5].

В присутствии продуктов выщелачивания АФС не происходит значительного изменения в распределении форм нахождения стронция (рис.1б). Основное количество сорбированного радионуклида из ПВ и МВ на долерите, гнейсе и материале

заполнители трещин находится в мобильной форме (I и II стадии). Доля радионуклида, сорбированного по обменному механизму, преобладает, что характерно для ^{90}Sr [7]. При сорбции из ПВ и МВ невысокое содержание прочнофиксированных форм радионуклида в определенной степени в случае МВ компенсируется более высокими значениями коэффициентами распределения.

Присутствие в растворе продуктов выщелачивания АФС значительно сдвигает равновесие в сторону сорбированных форм ^{233}U и ^{237}Np . Эффект наблюдается для всех исследованных образцов пород. Соответственно, повышаются коэффициенты распределения этих радионуклидов более чем на порядок. Подобное увеличение сорбции урана в присутствии ионов фосфата наблюдалось на осадочных породах [12], гетите [13] и кварце [14]. При этом возможны различные механизмы иммобилизации урана, например, образование тройных комплексов, в которых уранил-ион связан с фосфатом и поверхностью минералов, и осаждение фосфат-содержащих фаз урана на поверхности [14].

Изменение состава раствора влияет на формы нахождения сорбированного урана (рис. 1в). В присутствии продуктов выщелачивания АФС практически не изменяется содержание мобильных форм урана (I и II стадии), но при этом происходит увеличение доли радионуклида, находящегося в обменной форме (стадия II рис. 1б). Содержание прочнофиксированных форм урана, сорбированного на гнейсе и долерите, не превышает 10-15% и несколько возрастает на материале заполнители трещин.

В присутствии АФС также наблюдается увеличение содержания мобильных форм сорбированного нептуния (I, II стадии), в основном за счет увеличения обменной формы. При этом доля радионуклида, десорбированного водой, уменьшается. Одновременно снижается содержание прочнофиксированных

форм. Сходство геохимического поведения урана и нептуния позволяет в некоторой степени экстраполировать возможные механизмы поведения урана на поведение радионуклидов нептуния. Невысокое содержание прочнофиксированных форм урана и нептуния при сорбции в ПВ и МВ компенсируется повышенными значениями коэффициентов распределения этих радионуклидов на всех типах исследованных пород (табл. 4).

Помимо увеличения количества сорбированного нептуния из МВ по сравнению с ПВ на всех исследованных образцах наблюдалось увеличение доли радионуклида, выщелачиваемого на второй стадии последовательного выщелачивания. В основном, такое перераспределение происходит за счет уменьшения вклада наиболее мобильной фракции, вымываемой при контакте с модельной подземной водой в ходе последовательной обработки породы с сорбированным радионуклидом при последовательном выщелачивании. Однако доля сорбированного радионуклида, находящегося в прочнофиксированных формах (сумма III, IV, и V стадий), несколько уменьшается.

Продукты выщелачивания алюмофосфатного стекла, присутствующие в подземной воде, не так сильно влияют на сорбцию плутония и америция, как это имеет место в случае урана и нептуния (табл. 4). При этом для плутония, также как и в случае урана и нептуния, наблюдается увеличение коэффициентов распределения. Для америция имеет место снижение коэффициентов распределения на гнейсе и материале заполнители трещин. Подобное снижение доли сорбированного радионуклида — также ранее наблюдалось при его сорбции на глинах из подземной воды, содержащей более высокие концентрации растворенных фосфатов [15]. Состав раствора не влияет на сорбцию америция на долерите.

В присутствии продуктов выщелачивания АФС изменяется распределение форм нахождения ^{239}Pu и ^{241}Am (рис. 1 д,

е). Как и в случае урана и нептуния, доля сорбированного плутония, находящегося в обменной фракции (II стадия) при сорбции из модельного выщелата, увеличивается с 25-40% до 60-70%. Соответственно уменьшается содержание прочнофигированных форм. Наиболее выражена эта тенденция в случае сорбции плутония на гнейсе. Перераспределение форм нахождения америция аналогично плутонию.

Заклучение

Присутствие в составе жидкой фазы продуктов выщелачивания макрокомпонентов натрий-алюмофосфатного стекла (матрица ВАО) в значительной степени влияет на взаимодействие радионуклидов с образцами кристаллических горных пород, слагающих горный массив на участке «Енисейский».

Сорбция цезия в присутствии продуктов выщелачивания матрицы из алюмофосфатного стекла несколько снижается. Наблюдается некоторое снижение доли прочнофигированных форм сорбированного цезия, однако их вклад для гнейса превышает 60%, а для долерита и материала заполнителя трещин составляет более 80%.

Сорбция стронция и плутония в модельном выщелате несколько повышается по сравнению с соответствующими показателями в модельной подземной

воде, в некоторых случаях наблюдается повышение коэффициентов распределения в разы. Для америция в ряде случаев наблюдается некоторое снижение коэффициентов распределения. При этом доля радионуклида, сорбируемого по обменному механизму, увеличивается.

Коэффициенты распределения наиболее мобильных в условиях окружающей среды радионуклидов – урана и нептуния – в выщелатах повышаются на порядок и больше, что значительно увеличивает способность кристаллических горных пород, слагающих горный массив на участке «Енисейский», задерживать указанные радионуклиды и замедлять их миграцию в условиях ПГЗРО. Наблюдаемое снижение прочности иммобилизации урана и нептуния породой незначительно.

Следует отметить, что из хранилища в породы попадают растворы выщелата, после их контакта с материалами бентонитового барьера, в результате которого значительная часть радионуклидов сорбируется на материалах барьера [9].

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что у них нет известных финансовых конфликтов интересов или личных отношений, которые могли бы повлиять на работу, представленную в этой статье.

Список литературы/References

1. Kochkin B.T., Linge I.I., Abramov A.A. Zakhronenie RAO na uchastke Enisejskij v Krasnojarskom krae: istorija vybora ploshhadki i sovremennoe sostojanie issledovanij. M., Nauka Publ., 2024, p.368. <https://doi.org/10.7868/9785020411067> (In Russ)
2. Martynov K.V., Zakharova E.V. *Radiochemistry*. 2021; 1(63): 107-118.
3. Martynov K.V., Zakharova E.V. *Radioact. Waste*. 2023; 23(2): 63-81.
4. Bogatov S.A., Blokhin P.A. *Voprosy radiacionnoj bezopasnosti*. 2021; 3: 3-12. (In Russ)

5. Konevnik Yu.V., Zakharova E.V., Martynov K.V., Andryushchenko N.D., Proshin I.M. *Radiochemistry*. 2017; 59(3): 313-319. <https://doi.org/10.1134/S106636221703016X>
6. Martynov K.V., Konevnik Y.V., Zakharova E. *Radiochemistry*. 2023; 65(4): 457-472.
7. Konevnik Yu.V., Zakharova E.V., Martynov K.V., Shiryayev A.A. *Radiochemistry*. 2017; 59(3): 320-325.
8. Kumar P., Holgersson S., Ekberg C. *J. Contam. Hydrol.*, 2025; 273: 104593.
9. Konevnik, Y.V., Martynov, K.V., Kulyukhin, S.A., Zakharova, E.V. *Sorbtsionnye I Khromatograficheskie Protssy*, 2024: 24(3), 364-372. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2024.24/12238> (In Russ.)

10. Semenkov A.S., Evsiunina M.V., Verma P.K., Mohapatra P.K., Petrov V.G., Seregina I.F., Bolshov M.A., Krupskaya V.V., Romanchuk A.Yu., Kalmykov S.N. *Applied Clay Science*. 2018; 166: 88-93. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2018.09.010>
11. Rodionova, A.A., Fimina, S.A., Vorobey, S.S. *At Energy*, 2024; 136: 72-77. <https://doi.org/10.1007/s10512-024-01133-4>
12. Vázquez-Ortega A. *J. Hazard. Mater.* 2021; 416: 126240.
13. Singh A., Ulrich K.U., Giammar D.E. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 2010; 74(22): 6324-6343.
14. Comarmond M.J. *Environ. Sci. Technol.* 2016; 50(21): 11610-11618.
15. Konevnik Y.V., Martynov K.V., Karaseva Ya.Yu., Rodygina N.I., Zakharova E.V. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*. 2019; 1(321): 83-89. <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06569-8>

Информация об авторах / Information about the authors

Ю.В. Коневник – научный сотрудник лаборатории радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

К.В. Мартынов – к.г.-м.н., ведущий научный сотрудник лаборатории радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

С.А. Кулюхин – д.х.н., главный научный сотрудник лаборатории физико-химических методов локализации радиоактивных элементов ИФХЭ РАН, Москва, Россия

Е.В. Захарова – к.х.н., заведующая лабораторией радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

Н.И. Родыгина – к.х.н., старший научный сотрудник лаборатории радиационного контроля и экологических проблем обращения с радиоактивными и токсичными отходами ИФХЭ РАН, Москва, Россия

Yu.V. Konevnik – scientific associate, Laboratory of radiation control and Radioactive and Toxic Wastes Management Issues, IPCE RAS, Moscow, Russia. leonenko@gmail.com

K.V. Martynov – PhD (geol. Mineral), leading researcher, Laboratory of radiation control and Radioactive and Toxic Wastes Management Issues, IPCE RAS, Moscow, Russia

S.A. Kulyukhin – Sci.D (Chemistry), chief researcher, Laboratory of Physico-Chemical Methods of Localization of Radioactive Elements, IPCE RAS, Moscow, Russia

E.V. Zakharova – PhD (Chemistry) Head of Laboratory of radiation control and Radioactive and Toxic Wastes Management Issues, IPCE RAS, Moscow, Russia

N.I. Rodygina – PhD (Chemistry), senior scientific associate, Laboratory of radiation control and Radioactive and Toxic Wastes Management Issues, IPCE RAS, Moscow, Russia.

Статья поступила в редакцию 27.02.2025; одобрена после рецензирования 04.08.2025; принята к публикации 06.08.2025.

The article was submitted 27.02.2025; approved after reviewing 04.08.2025; accepted for publication 06.08.2025.