

СОРБЦИОННОЕ ИЗВЛЕЧЕНИЕ ЦЕЗИЯ ИЗ ЩЕЛОЧНЫХ ВЫСОКОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ ФГУП «ПО «МАЯК»

© 2024 г. К. А. Феоктистов^а, Д. В. Маркова^а, П. В. Козлов^а, С. М. Шайдуллин^а, В. В. Милютин^{б,*}, Н. А. Некрасова^б, М. В. Тутов^в, А. М. Егорин^в

^аФГУП «ПО «Маяк», 456780, г. Озерск Челябинской области, пр. Ленина, д. 31

^бФГБУН Институт физической химии и электрохимии имени А. Н. Фрумкина РАН, 119071, г. Москва, Ленинский проспект, д. 31, корп. 4

^вФГБУН Институт химии Дальневосточного отделения Российской академии наук, 690022, г. Владивосток, просп. 100-летия Владивостока, 159

*e-mail: vmilyutin@mail.ru

Получена 15.02.2024, после доработки 02.04.2024, принята к публикации 08.04.2024

Исследовано сорбционное выделение ¹³⁷Cs из осветленной фазы накопленных высокоактивных щелочных отходов ПО «Маяк» с использованием сорбентов на основе модифицированного ферроцианида никеля марки Ферсал и резорцинформальдегидного сорбента марки РФС-И в статических и динамических условиях. При сорбции в статических условиях коэффициенты распределения ¹³⁷Cs на сорбентах Ферсал и РФС-И составляют 2300 и 730 см³/г соответственно. В динамических условиях ресурс сорбентов Ферсал и РФС-И до достижения 1%-го проскока по цезию составляет 140 и 85 колоночных объемов, а максимальный коэффициент очистки – 10⁴ и 10³ соответственно. Для десорбции цезия с сорбента Ферсал использовали раствор 8 моль/дм³ HNO₃, с сорбента РФС-И – 1 моль/дм³ HNO₃. Обнаружено резкое снижение сорбционных характеристик сорбента РФС-И при сорбции цезия из высокоактивных растворов. Сделан вывод о возможности использования сорбента Ферсал для извлечения ¹³⁷Cs из высокоактивных щелочных отходов «ПО «Маяк».

Ключевые слова: высокоактивные отходы, сорбция, цезий, неорганический сорбент, резорцинформальдегидная смола

DOI: 10.31857/S0033831124030076

ВВЕДЕНИЕ

В процессе производственной деятельности предприятий по переработке отработавшего ядерного топлива (ОЯТ) происходит образование радиоактивных отходов (РАО) различного химического и радионуклидного состава. К такого рода РАО относятся, в частности, накопленные на ПО «Маяк» в емкостях-хранилищах высокоактивные пульпы, образовавшиеся после осадительных операций переработки ОЯТ [1]. Общий объем накопленных отходов составляет более 14,5 тыс. м³ [1].

Для стабилизации теплофизического состояния емкостей-хранилищ высокоактивных пульп в 1987–1992 гг. была проведена их обработка концентрированными растворами гидроксида натрия. В результате обработки значительная часть осадков растворилась, а температура отходов стабилизировалась на уровне ниже 90°C [3].

Осветленная часть высокоактивных отходов (ВАО) представляет собой высокоминерализованные растворы с концентрацией щелочи до 120 г/дм³. Солевой состав отходов определяет наличие нитрата, нитрита,

сульфата, хромата и алюмината натрия. Активность жидкой фазы более чем на 99 % определяется присутствием радионуклида ¹³⁷Cs [4].

Для переработки данного вида ВАО специалистами ПО «Маяк» и ряда других организаций предлагались различные технологические схемы, предусматривающие раздельную переработку осветленной фазы и осадков [5]. Важной составляющей предлагаемых схем являлась разработка методов выделения основного дозобразующего компонента – ¹³⁷Cs из осветленной части емкостей-хранилищ. Проведение этой операции позволит резко снизить радиационную нагрузку на персонал на всех дальнейших стадиях переработки, а очищенные растворы перевести в категорию среднеактивных отходов и осуществить их иммобилизацию методом цементирования [6].

Для извлечения цезия из высокосолевых щелочных растворов широко применяются сорбционные методы с использованием резорцинформальдегидных смол [7–10], кристаллических титаносиликатов [11–13] и других неорганических сорбентов [14]. Обзор сорбционных методов выделения цезия из щелочных сред приведен в работе [15].

В статье [16] была изучена сорбция цезия на различных сорбентах из модельных растворов, имитирующих осветленную фазу емкостей-хранилищ ВАО ПО «Маяк». В работе было показано, что наилучшими сорбционно-селективными характеристиками по отношению к цезию в щелочных средах обладают сорбенты на основе модифицированного ферроцианида никеля марки Ферсал и резорцинформальдегидный сорбент (РФС) российского производства марки РФС-И. Сорбент Ферсал используется однократно, сорбент РФС-И может быть использован в режиме повторяющихся циклов сорбции–десорбции.

Исследование радиационной стойкости сорбентов марок РФС-И и Ферсал показало, что данные сорбенты обладают высокой радиационно-химической устойчивостью, что делает их перспективными для извлечения цезия из высокоактивных растворов [17].

В данной работе приведены результаты извлечения цезия-137 из осветленной фазы накопленных щелочных высокоактивных отходов ПО «Маяк» с использованием сорбентов РФС-И и Ферсал.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Характеристики использованных сорбентов

Ферсал – гранулированный композиционный сорбент на основе ферроцианида никеля и золя кремниевой кислоты. Содержание ферроцианидной составляющей в сорбенте 40–45 мас%. По внешнему виду сорбент представляет собой гранулы неправильной формы серо-зеленого цвета, размер гранул 0.25–0.5 мм, насыпной вес – 0.52 г/см³. Опытная партия сорбента синтезирована в ИФХЭ РАН, Москва. Сорбент Ферсал использовали без предварительной обработки;

РФС-И – гранулированный органический ионит на основе непористой резорцинформальдегидной смолы. По внешнему виду сорбент представляет собой гранулы неправильной формы черного цвета, размер гранул 0.25–1.0 мм, насыпной вес 0.68 г/см³. Опытная партия сорбента синтезирована в ИХ ДВО РАН, Владивосток. Перед использованием сорбент РФС-И переводили в рабочую натриевую форму путем последовательной обработки в статических условиях раствором HNO₃ с концентрацией 1 моль/дм³ и раствором NaOH с концентрацией 1.0 моль/дм³. Затем сорбент промывали дистиллированной водой и сушили на воздухе при температуре 60°C до постоянного веса.

Состав исходного раствора

Испытания по сорбции ¹³⁷Cs проводили с использованием осветленной части щелочных ВАО из емкости-хранилища № 6 радиохимического завода ПО «Маяк». Суммарный объем отобранной пробы 800 см³. Перед проведением испытаний раствор фильтровали через бумажный фильтр «синяя лента» для удаления взвесей. Радиохимический и химический состав ВАО приведен в табл. 1 и 2 соответственно.

Таблица 1. Радиохимический состав осветленной части щелочных ВАО

Объемная активность, Бк/дм ³		
Альфа-излучающие радионуклиды	Бета-излучающие радионуклиды	Гамма-излучающие радионуклиды
$\Sigma\alpha - 2.6 \times 10^7$ ²⁴¹ Am – 1.7×10^7 ²³⁹ Pu – 3.0×10^6 ²⁴⁴ Cm – 6.1×10^6	$\Sigma\beta - 1.7 \times 10^{10}$	¹³⁷ Cs – 2.55×10^{10} ¹³⁴ Cs – 3.85×10^7 ¹⁵⁴ Eu – 2.5×10^7

Представленные в табл. 1 данные подтверждают, что основной вклад (более 99%) в гамма-активность растворной части вносит радионуклид ¹³⁷Cs. Активность альфа-излучающих нуклидов на 65% определяется ²⁴¹Am.

Таблица 2. Химический состав осветленной части щелочных ВАО

Концентрация компонента в растворе, г/дм ³							
NaOH	Na*	Al	Cs	Cr	Ni	Ca	Si
90	94	10	0.05	3.0	<0.1	0.3	0.8
K	Mg	Pu	U	F ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻
0.6	<0.1	2.4×10^{-4}	0.15	<0.1	0.28	0.73	118

Примечание: * без учета NaOH.

Методика статических экспериментов

Навески воздушно-сухих сорбентов массой $0,1000 \pm 0,0005$ г помещали в конические колбы с герметичной крышкой объемом 50 см³ и заливали в них 20 см³ раствора. Соотношение массы твердой фазы сорбента к объему раствора составляло 1 : 200 г/см³. Затем смесь непрерывно перемешивали на перемешивающем устройстве ЛАБ-ПУ-01 (АО «Лабораторное Оборудование и Приборы», Россия) в течение 24 часов.

По окончании контакта фазы разделяли фильтрованием на бумажном фильтре «белая лента». В пробах полученных фильтратов определяли объемную гамма-активность ¹³⁷Cs. По результатам анализа растворов рассчитывали коэффициент распределения (K_d) ¹³⁷Cs, см³/г; статическую обменную емкость сорбента, COE, мг/г и коэффициент очистки $K_{оч}$, по формулам (1)–(3), соответственно:

$$K_d = \frac{A_o - A_\phi}{A_\phi} \times \frac{V_p}{m_c}, \quad (1)$$

$$COE = (C_o - C_\phi) \times \frac{V_p}{m_c}, \quad (2)$$

$$K_{оч} = \frac{A_o}{A_\phi}, \quad (3)$$

где A_0 – объёмная активность ^{137}Cs в исходном растворе, Бк/дм³; $A_{\text{ф}}$ – объёмная активность ^{137}Cs в фильтрате, Бк/дм³; C_0 – концентрация Cs в исходном растворе, мг/дм³; $C_{\text{ф}}$ – концентрация Cs в фильтрате, мг/дм³; V_p – объём раствора, дм³; m_c – масса сорбента, г.

Для каждого сорбента проводили 3 параллельных опыта, за результат принимали среднее арифметическое параллельных определений. Относительное расхождение значений K_d , СОЕ и $K_{\text{оч}}$ в параллельных опытах не превышало 15, 5 и 10% соответственно.

Методика динамических экспериментов

В связи с высокой активностью раствора динамические сорбционные испытания проводили в защитном боксе с использованием ручных манипуляторов.

Сорбент Ферсал перед использованием выдерживали под слоем дистиллированной воды с периодическим перемешиванием в течение не менее 12 ч. Сорбент РФС-И перед использованием выдерживали под слоем раствора NaOH с концентрацией 1 моль/дм³ с периодическим перемешиванием в течение не менее 12 ч. Затем сорбент промывали дистиллированной водой методом декантаций.

Эксперименты в динамике проводили при температуре окружающей среды (20–25°C) по следующей методике: подготовленные сорбенты в объёме 1 см³ в виде водной суспензии количественно переносили в сорбционную колонку с внутренним диаметром (d) 5 мм, высота слоя сорбента (h) – 50 мм, соотношение $h : d = 10 : 1$.

При сорбции ^{137}Cs через сорбент пропускали раствор со скоростью 3 см³/ч (3 колоночных объёмов (к.о.) /ч) в направлении сверху вниз при помощи перистальтического насоса марки Lead Fluid BT100S (Lead Fluid Technology Co., Ltd, Китай). Для РФС-И на втором цикле сразу после окончания сорбции эксперимент был остановлен по техническим причинам. Десорбцию ^{137}Cs проводили через 48 ч.

Раствор, прошедший через колонку, собирали по фракциям объёмом примерно 10 см³ (10 к.о.) и определяли в них объёмную активность радионуклида ^{137}Cs . По результатам анализа фильтратов строили выходные кривые сорбции в координатах: коэффициент очистки от ^{137}Cs ($K_{\text{оч}}$) – объём пропущенного раствора (V_p), выраженный в колоночных объёмах (к.о.).

По результатам анализа фильтратов рассчитывали значения объёмной динамической ёмкости (ДОЕ), мг/см³, до достижения определенного проскока по ^{137}Cs в фильтрат по формуле:

$$\text{ДОЕ} = \frac{m_{\text{Cs}}}{V_c}, \quad (4)$$

где m_{Cs} – масса сорбированного ^{137}Cs до проскока, мг; V_c – объём сорбента в колонке, см³.

После завершения сорбции проводили промывку сорбента и оборудования дистиллированной водой в количестве 10 к.о. Промывной раствор собирали в отдельную ёмкость и определяли объёмную активность радионуклида ^{137}Cs .

После завершения промывки проводили десорбцию ^{137}Cs с сорбента десорбирующим раствором в количестве 10 к.о. Для десорбции с сорбента Ферсал использовали раствор HNO₃ с концентрацией 8 моль/дм³ HNO₃, а с сорбента РФС-И – 1 моль/дм³ HNO₃. Скорость пропускания растворов при сорбции, промывке и десорбции составляла 3 к.о./ч.

Элюаты после колонки собирали по фракциям объёмом 3 к.о. и определяли в них объёмную активность радионуклида ^{137}Cs . Степень десорбции (D), % рассчитывали по формуле:

$$D = \frac{A_{\text{э}}}{A_c} \times 100 \quad (5)$$

где $A_{\text{э}}$ – активность десорбированного ^{137}Cs в элюате, Бк; A_c – активность ^{137}Cs на сорбенте, Бк.

Для использования сорбента Ферсал во втором цикле после окончания десорбции его промывали дистиллированной водой объёмом 10 к.о. и пропускали 10 к.о. регенерирующего раствора следующего состава, моль/дм³: NaNO₂ 0.3; CH₃COOK 0.6; pH 8.5–9.0. Затем сорбент снова промывали 10 к.о. дистиллированной воды и использовали во втором цикле сорбции.

Для использования сорбента РФС-И в последующих циклах после окончания десорбции его промывали 10 к.о. дистиллированной воды и пропускали 10 к.о. раствора NaOH с концентрацией 1.0 моль/дм³ для перевода в первоначальную натриевую форму. Затем сорбент снова промывали 10 к.о. дистиллированной воды и использовали для сорбции цезия в следующем цикле. Скорость пропускания растворов во втором и последующих циклах при сорбции, промывке, десорбции и регенерации составляла 3 к.о./ч.

Методики проведения анализов

Измерение значений суммарной объёмной активности альфа-излучающих радионуклидов в счетных образцах, приготовленных из анализируемых растворов, выполняли на альфа-спектрометре с магнитным отклонением СЕА-102М (НПП «Доза», Россия).

Значение суммарной объёмной активности бета-излучающих радионуклидов в растворной части НВАО определяли с использованием сцинтилляционного спектрометра энергии бета-излучения Бета-1С (НПЦ «Аспект», Россия).

Объёмную активность радионуклида ^{137}Cs и других гамма-излучающих радионуклидов в растворах определяли гамма-спектрометрическим методом

с использованием гамма-спектрометра СЕГ-01 ППД (ПО «Маяк», Россия).

Относительная погрешность радиометрических измерений не превышала 15%. Определение концентрации химических компонентов в растворах осуществляли следующими методами: гидроксид натрия – титриметрическим методом; нитрат-ион, сульфат-ион и хлорид-ион – методом ионной хроматографии с использованием ионного хроматографа «Стайер» (АО «Аквилон», Россия); плутоний, алюминий и другие катионы – методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой с использованием масс-спектрометра Nexion 350S (Perkin Elmer, США).

Относительная погрешность титриметрических анализов не превышала 5%, хроматографических и масс-спектрометрических – не более 10%.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сорбция цезия в статических условиях

Результаты сорбционного извлечения ^{137}Cs из осветленной части щелочных ВАО на сорбентах Ферсал и РФС-И в статических условиях приведены в

табл. 3. Для сравнения в таблице приведены соответствующие показатели при сорбции на этих же сорбентах из модельного раствора ВАО, приведенные в работе [16].

Из табл. 3 видно, что результаты, полученные при сорбции цезия из модельных растворов и реальных ВАО, в целом хорошо соответствуют друг другу, что говорит об адекватном моделировании химического состава ВАО. Как и на модельных растворах, наилучшими сорбционно-селективными характеристиками по отношению к цезию при сорбции ^{137}Cs из осветленной части щелочных ВАО обладает сорбент Ферсал.

Сорбция цезия в динамических условиях

Первый цикл сорбции. Выходные кривые сорбции цезия из осветленной части щелочных ВАО на сорбентах Ферсал и РФС-И приведены на рис.1. Для сравнения на рисунке приведены соответствующие выходные кривые для этих же сорбентов при сорбции из модельного раствора ВАО, приведенные в работе [16].

Приведенные на рис.1 выходные кривые подтверждают результаты, полученные в статических

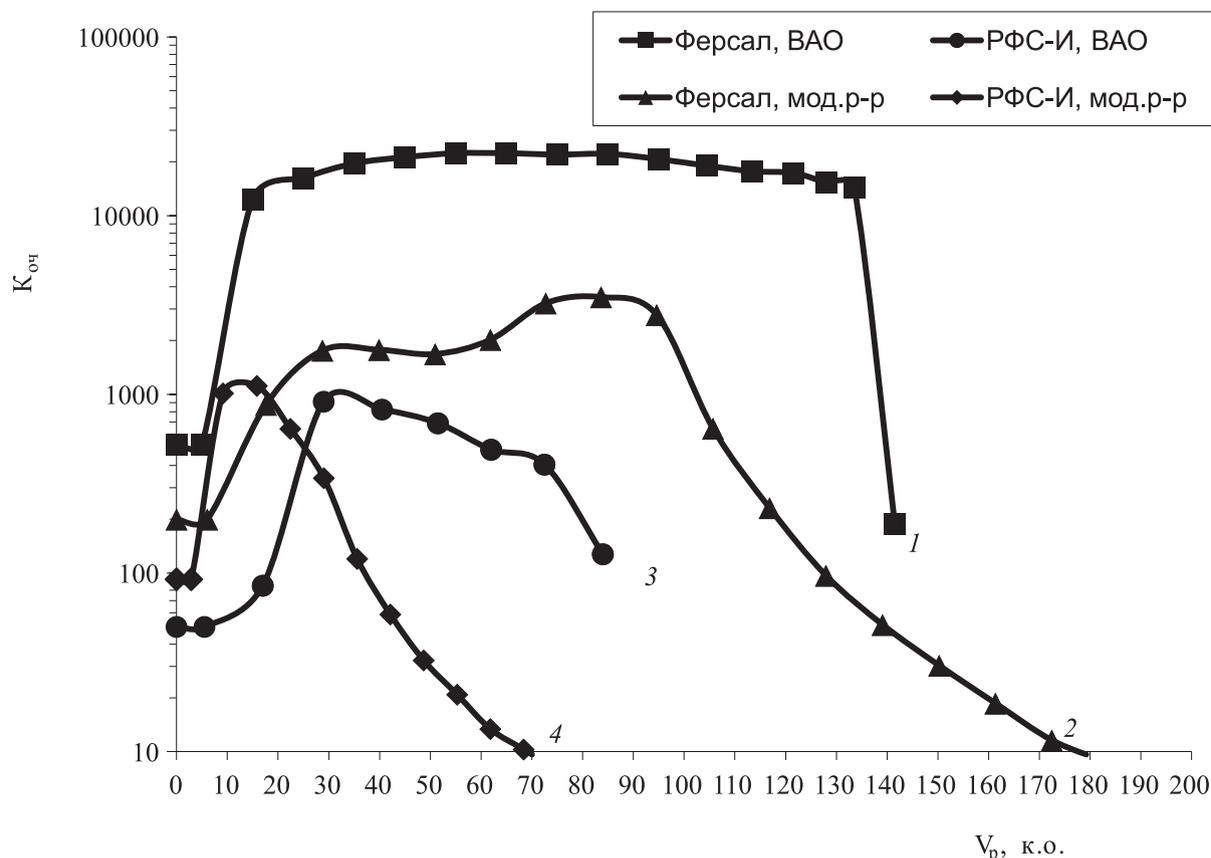


Рис. 1. Выходные кривые сорбции цезия на сорбентах Ферсал (1, 2) и РФС-И (3, 4) из осветленной части щелочных ВАО (1, 3) и модельного раствора (2, 4).

Таблица 3. Значения коэффициента распределения ^{137}Cs (K_d) и статической обменной емкости (СОЕ) по цезию на сорбентах Ферсал и РФС-И при сорбции из реального и модельного раствора ВАО

Тип раствора	Реальный		Модельный	
	Ферсал	РФС-И	Ферсал	РФС-И
Название сорбента				
K_d , см ³ /г	2300±140	730±70	1900±50	370±10
СОЕ, мг/г	9.0±0.3	7.8±0.2	9.1±0.3	6.5±0.2

Приведенные в табл. 3 результаты показывают, что результаты, полученные при сорбции цезия из модельных растворов и реальных ВАО в целом хорошо соответствуют друг другу, что говорит об адекватном моделировании химического состава ВАО. Как и на модельных растворах наилучшими сорбционно-селективными характеристиками по отношению к цезию при сорбции ^{137}Cs из осветленной части щелочных ВАО обладает сорбент Ферсал.

экспериментах. Наиболее высокими сорбционными характеристиками обладает сорбент Ферсал, который обеспечивает очистку щелочных ВАО до достижения 1%-го проскока по цезию ($K_{оч} > 100$) в количестве 140 к.о., при этом максимальный коэффициент очистки достигает 10^4 , что позволяет снизить объемную активность ^{137}Cs в очищенных ВАО до уровня $\sim 2.0 \times 10^6$ Бк/дм³.

Для сорбента РФС-И максимальный коэффициент очистки не превышает 10^3 , а ресурс сорбента до достижения 1%-го проскока по цезию составляет около 85 к.о.

Сравнение выходных кривых сорбции цезия из модельного раствора и реальных ВАО, показывает, что эти результаты достаточно хорошо соответствуют друг другу. Некоторое расхождение сорбционных показателей связано, по-видимому, с небольшими отличиями в условиях проведения экспериментов на модельном растворе и с реальными ВАО.

Ввиду высокой активности колонок с поглощенным ^{137}Cs эксперименты на реальных ВАО были прекращены при наступлении 1% проскока по цезию. В этих условиях емкость сорбента Ферсал составила 7.8 мг/см³ (4.0×10^9 Бк/см³), а сорбента РФС-И – 4.5 мг/см³ (2.3×10^9 Бк/см³), что также хорошо соответствует результатам, полученным на модельном растворе.

Второй и третий циклы сорбции. После завершения сорбции цезия на сорбенте Ферсал его промывали водой и проводили десорбцию ^{137}Cs раствором HNO_3 с концентрацией 8 моль/дм³ HNO_3 . Было установлено, что при пропускании 6 к.о.

десорбирующего раствора степень десорбции составляет 78%, а после пропускания 12 к.о. – 82%. При дальнейшем пропускании раствора степень десорбции увеличивается незначительно. После окончания десорбции и промывки водой было обнаружено возрастание сопротивления колонки ввиду механического разрушения гранул сорбента. В связи с этим сорбент Ферсал после проведения первого цикла был выгружен из колонки и далее не использовался. Это подтверждает полученные ранее данные о возможности применения сорбента Ферсал только в однократном режиме [16].

При использовании сорбента РФС-И после первого цикла сорбции его промывали водой и проводили десорбцию ^{137}Cs раствором HNO_3 с концентрацией 1 моль/дм³. При проведении десорбции и промывки водой механического разрушения гранул сорбента РФС-И не происходило, что позволило использовать во втором цикле сорбции. В табл. 4 приведены расчетные значения накопленного и десорбированного ^{137}Cs в трех последовательных циклах.

Эффективность десорбции ^{137}Cs при пропускании 21.5 к.о. раствора HNO_3 составила 74%. Накопленная активность ^{137}Cs смолой в первом и втором цикле имеет сопоставимое значение, что свидетельствует о химической и радиационной стабильности сорбента РФС-И.

По техническим причинам после окончания второго цикла сорбции на сорбенте РФС-И эксперимент был приостановлен и десорбцию ^{137}Cs провели через 48 часов. При этом было отмечено, что эффективность десорбции ^{137}Cs снижается в два раза,

Таблица 4. Накопление и десорбция ^{137}Cs на сорбенте РФС-И в трех последовательных циклах

№ цикла	Накопленная активность ^{137}Cs , Бк $\times 10^{-8}$		Степень десорбции, %	Остаточная активность, Бк $\times 10^{-8}$
	В цикле	Суммарная		
1	23.1	23.1	74	6.02
2	21.5	27.5	36	19.8
3	0	4.94	0	4.92

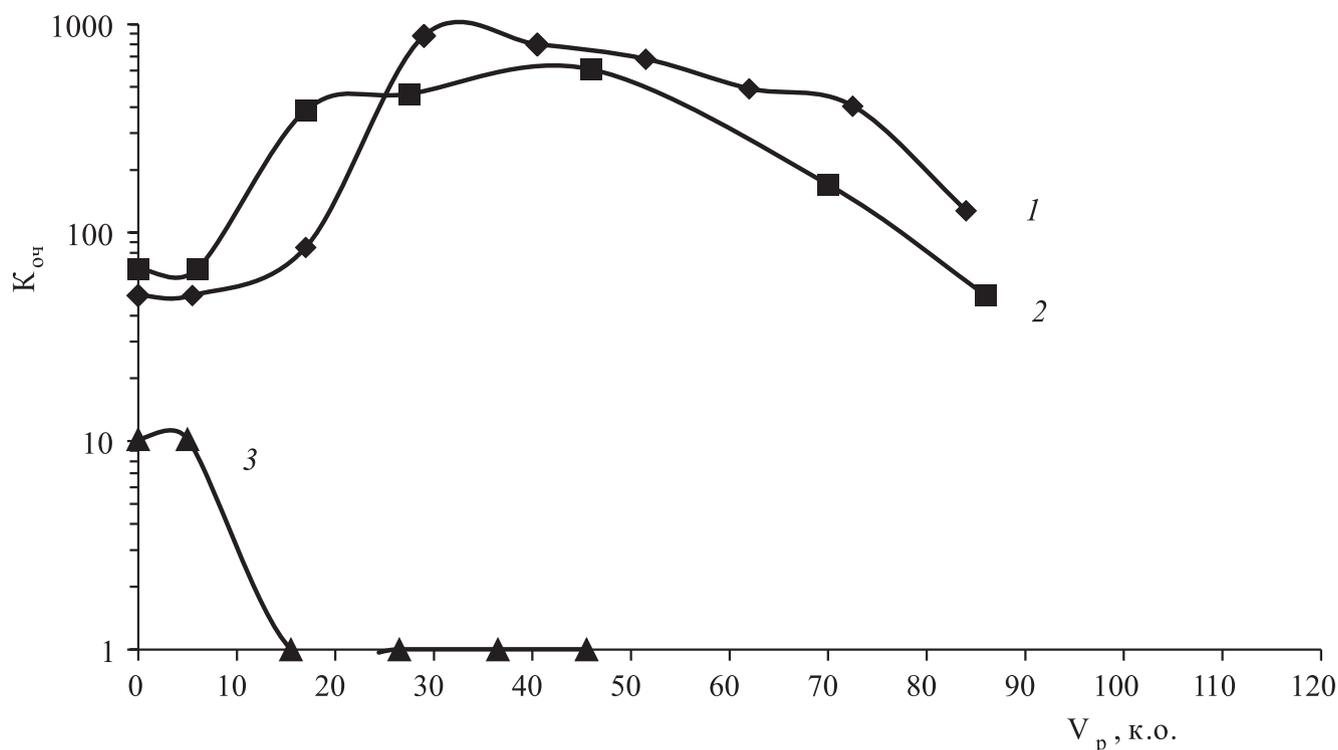


Рис. 2. Выходные кривые сорбции цезия на сорбенте РФС-И в трех последовательных циклах. Номера кривых соответствуют номеру цикла.

что приводит к накоплению остаточной активности более чем в три раза. Низкая эффективность десорбции и, как следствие, постепенное накопление активности, вероятнее всего, лимитируется низкой скоростью массопереноса ^{137}Cs из фазы смолы в десорбирующий раствор. Механического разрушения гранул сорбента РФС-И после второго цикла сорбции также не наблюдали.

После промывки и перевода сорбента в исходную рабочую форму провели третий цикл сорбции. Выходные кривые сорбции цезия на сорбенте РФС-И в трех последовательных циклах приведены на рис.2.

В третьем сорбционном цикле наблюдается резкое снижение эффективности извлечения, 100%-ный пропуск цезия наблюдается при пропускании 15 к.о., при этом значение накопленной активности ^{137}Cs снижается в 11 раз по сравнению со вторым циклом, а максимальный коэффициент очистки не превышает 10. В связи с этим десорбцию цезия после третьего цикла не проводили и сорбент выгрузили из колонки.

Оценка накопленной дозы не позволяет сделать однозначные выводы о влиянии радиационного разрушения как главного фактора. Наиболее вероятной причиной разрушения РФС-и является длительный перерыв (более 48 часов) между окончанием стадии сорбции и началом десорбции. Данный процесс усугубляется накоплением ^{137}Cs смолой вследствие

низкой эффективности десорбции, что приводит к заполнению сорбционной емкости.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные результаты позволяют сделать вывод о том, что для извлечения ^{137}Cs из осветленной фазы накопленных щелочных высокоактивных отходов (ВАО) ПО «Маяк» наиболее целесообразно использовать сорбент на основе модифицированного ферроцианида никеля марки Ферсал. Использование данного сорбента позволяет провести очистку 140 колоночных объемов (к.о) ВАО с коэффициентом очистки до 10^4 . Сорбент Ферсал используется однократно ввиду снижения механической прочности гранул сорбента после проведения операций сорбции и десорбции цезия.

Резорцинформальдегидный сорбент марки РФС-И обладает более низкими сорбционными характеристиками: ресурс сорбента РФС-И до достижения 1%-го пропуска по цезию составляет 85 к.о., а максимальный коэффициент очистки – 10^3 . Хотя механического разрушения гранул сорбента РФС-И при проведении повторяющихся операций сорбции и десорбции не происходит, для снижения разрушения РФС-И необходима минимизация времени выдержки смолы между окончанием этапа пропускания ВАО и началом десорбции. Для повышения эффективности десорбции требуется снижать скорость пропускания десорбирующего раствора.

ФОНДОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Работа выполнена при частичном финансировании Министерства науки и высшего образования Российской Федерации. Исследования проведены в рамках договора от 04.04.2022 № Н .4д. 241.20.22.1057 на выполнение государственного контракта «Разработка и обоснование вариантов переработки высокоактивных отходов сложного химического состава, включая опытно-конструкторские работы и опытно-промышленные испытания оборудования».

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Козлов П.В., Логунов М.В., Ремизов М.Б., Шайдуллин С.М., Лукин С.А., Зубриловский Е.Н. // Радиоактивные отходы. 2023. № 3 (24). С. 14–33.
2. Логунов М.В., Карпов В.И., Дружинина Н.Е., Тананаев И.Г. // Вопр. радиац. безопасности. 2011. № 1. С. 15–28.
3. Логунов М.В., Карпов В.А., Тананаев И.Г. // Вопр. радиац. безопасности. 2011. № 4. С. 18–27.
4. Козлов П.В., Казадаев А.А., Макаровский Р.А., Ремизов М.Б., Вербицкий К.В., Логунов М.В. // Радиохимия. 2016. Т. 58. № 3. С. 255–260.
5. Козлов П.В., Ремизов М.Б., Макаровский Р.А., Дементьева И.И., Лупеха Н.А., Зубриловский Е.Н., Кустов С.В., Мирошниченко А.А. // Радиоактивные отходы. 2018. № 4 (5). С. 55–66.
6. Слюнчев О.М., Ремизова В.А., Бобров П.А., Козлов П.В. // Цемент и его применение. 2022. № 2. С. 52–57.
7. Duignan M.R., Nash C.A. // Sep. Sci. Technol. 2010. Vol. 45. № 12–13. P. 1828–1840.
8. Tokar E., Tutov M., Bratskaya S., Egorin A. // Molecules. 2022. Vol. 27. P. 8937.
9. Козлов П.В., Ремизов М.Б., Логунов М.В., Милютин В.В., Егорин А.М., Авраменко В.А. // Вопр. радиац. безопасности. 2017. № 1. С. 34–41.
10. Hassan N.M., Adu-Wusu K. // Solvent Extr. Ion Exch. 2005. Vol. 23. N3. P. 375–389.
11. Wilmarth W.R., Lumetta G.J., Johnson M.E., Poirier M.R., Thompson M.C., Suggs P.C., Machara N.P. // Solvent Extr. Ion Exch. 2011. Vol. 29. N1. P. 1.
12. Rapco B.M., Sinkov S.L., Levitskaia T.G. // Sep. Sci. Technol. 2005. Vol. 40. P. 40.
13. Zheng Z., Philip C.V., Anthony R.G., Krumhansl J.L., Trudell D.E., Miller J.E. // Ind. Eng. Chem. Res. 1996. Vol. 35. P. 4246–4256.
14. Слюнчев О.М., Истомина Н.М., Старовойтов Н.П., Мальцев А.А., Дудкин В.А., Бобров П.А., Ремизова В.А. // Вопр. радиац. безопасности. 2020. № 3. С. 7–15.
15. Fiskum S.K., Pease L.F., Peterson R.A. // Solvent Extr. Ion Exch. 2020. Vol. 38. P. 573–611.
16. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Козлов П.В., Маркова Д.В. // Радиохимия. 2023. Т. 65. № 4. С. 329–336.
17. Маркова Д.В., Феоктистов К.А., Козлов П.В., Панкратова О.М., Коренев С.В., Милютин В.В., Егорин А.М., Токарь Э.А. // Вопр. радиац. безопасности. 2023. № 2. С. 7–13.

Sorption Recovery of Cesium from High Level Alkaline Waste from Mayak Production Association

K. A. Feoktistov^a, D. V. Markova^a, P. V. Kozlov^a, S. M. Shaydullin^a, V. V. Milyutin^{b*},
N. A. Nekrasova^b, M. V. Tutov^c, A. M. Yegorin^c

^a *Mayak Production Association, pr. Lenina 31, Ozyorsk, Chelyabinsk oblast, 456784 Russia*

^b *Frumkin Institute of Physical Chemistry and Electrochemistry, Russian Academy of Sciences,
Leninskii pr. 31, korp. 4, Moscow, 119071 Russia*

^c *Institute of Chemistry, Far East Branch, Russian Academy of Sciences, pr. Stoletiya Vladivostoka 159,
Vladivostok, 690092 Russia*

*e-mail: vmilyutin@mail.ru

Received February 15, 2024; revised April 2, 2024; accepted April 8, 2024

The results of the sorption of ¹³⁷Cs from the clarified phase of accumulated high-level alkaline radioactive waste from the Mayak Production Association using sorbents based on modified nickel ferrocyanide (Fersal) and resorcinol–formaldehyde resin (RFS-I) in batch and flow conditions are presented. In batch conditions, the distribution coefficient of ¹³⁷Cs on Fersal and RFS-I sorbents is 2300 and 730 cm³/g, respectively. In flow conditions, the volume of the passed solution before the ¹³⁷Cs breakthrough for Fersal and RFS-I sorbents is 140 and 85 column volumes, and the maximum purification factor is 10⁴ and 10³, respectively. To desorb cesium from the Fersal and the RFS-I, 8 mol/dm³ HNO₃ and 1 mol/dm³ HNO₃ solutions, respectively, were used. A decrease in the sorption characteristics of the RFS-I sorbent during the sorption of cesium from high-level alkaline radioactive waste was discovered. A conclusion about the possibility of using the Fersal sorbent for the recovery of ¹³⁷Cs from high-level alkaline radioactive waste from the Mayak Production Association has been made.

Keywords: high-level radioactive waste, sorption, cesium, inorganic sorbent, resorcinol–formaldehyde resin