

ОЧИСТКА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ОТ ТЕХНОГЕННЫХ РАДИОНУКЛИДОВ МОДИФИЦИРОВАННЫМ ГРАНУЛИРОВАННЫМ ГЛАУКОНИТОМ

А.С. Кутергин

Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н. Ельцина, г. Екатеринбург

Описана методика получения новых сорбентов на природном носителе. Показано, что поверхностное модифицирование гранулированного глауконита соединениями ферроцианида железа-калия и гидроксида железа позволяет синтезировать материалы с более высокой специфичностью и сорбционной емкостью по отношению к радионуклидам цезия и стронция соответственно. Полученные сорбенты пригодны для очистки воды как в статическом, так и в динамическом режимах. Сохранение хороших гидродинамических характеристик после проведения экспериментов в динамических условиях подтверждает возможность использования их в качестве загрузки фильтров в схемах водоочистки и водоподготовки. Насыщенные радионуклидами сорбенты можно рассматривать как надежные матрицы для иммобилизации радионуклидов. Перспективные направления использования модифицированного глауконита — очистка загрязненной радионуклидами питьевой воды и реабилитация природных водоемов на радиоактивно загрязненных территориях.

Ключевые слова: радиоактивное загрязнение, глауконит, модифицирование поверхности, сорбция, очистка природной воды, динамический режим

Treatment of Surface Waters from Technogenic Radionuclides with Modified Granulated Green Earth

A.S. Kutergin

Ural Federal University named after the first President of Russia B.N. Yeltsin, 620002 Yekaterinburg, Russia

The method of obtaining new sorbents on a natural carrier is described. It is shown that surface modification of granulated green earth with iron-potassium ferrocyanide and iron hydroxide compounds allows synthesizing materials with higher specificity and sorption capacity with respect to cesium and strontium radionuclides, respectively. The resulting sorbents are suitable for water treatment in both static and dynamic modes. The maintaining of good hydrodynamic characteristics after conducting experiments under dynamic conditions confirms the possibility of using them as filter loading in water purification and water treatment. Radionuclide-saturated sorbents can be considered as reliable matrices for immobilizing radionuclides. The promising areas for the use of modified green earth are the treatment of radionuclide-contaminated drinking water and the rehabilitation of natural water bodies in radioactively contaminated areas.

Keywords: radioactive contamination, green earth, surface modification, sorption, purification of natural water, dynamic mode

DOI: 10.18412/1816-0395-2019-01-26-31

Уральский регион в настоящее время представляет собой высокоразвитый агропромышленный комплекс. Он испытывает на себе самые разнообразные по генезису радиационные воздействия. Наличие на территории предприятий, эксплуатирующих радиационно-опасные объекты, складов монацитового концентрата, хранилищ радиоактивных отходов приводит к неизбежному загрязнению окружающей среды радионуклидами техногенного происхождения. Радионуклиды,

поступающие в окружающую среду, накапливаются в живых организмах, переносятся с воздушными и водными потоками на большие расстояния от источника поступления, оседая на новых местах, создают зоны радиоактивного загрязнения. Распространение, перенос и перетложение радионуклидов может привести к загрязнению любой территории региона. Экономия на изучении и решении проблем миграции радионуклидов, защиты и очистки водных объектов от загрязнения может обернуть-

ся невосполними потерями ресурсов питьевой воды.

В представленной работе в качестве объектов для исследования рассмотрены потенциально опасные для человека долгоживущие радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr . Попадая внутрь организма, данные радионуклиды накапливаются в мышечной и костной тканях. Величина периода полураспада и полувыведения радионуклидов сопоставима со сроком активной жизнедеятельности человека [1]. Наличие химических аналогов данных ра-

дионуклидов в водах и почвах позволяет им легко мигрировать и накапливаться в объектах окружающей среды. В связи с этим особенно необходимы материалы, пригодные для очистки водных сред именно от этих радионуклидов. В практике для этих целей широко используют природные алюмосиликаты. Наличие во многих странах мира разведанных месторождений этих минералов, уже зарекомендовавших себя в практике водоочистки и водоподготовки [2–10], обуславливают изучение возможностей расширения области их применения.

При решении задач по деактивации водных сред прекрасно зарекомендовал себя сорбционный метод, в основе которого лежит поглощение радиоактивных элементов различными сорбентами. Преимуществами данного метода являются высокая степень очистки, экспрессность, возможность реализации в различных условиях (статические и динамические режимы, большие и маленькие колонны, различные объемы).

На Урале имеется Каринское месторождение глауконитового песка, что делает перспективным изучение глауконита для оценки возможности очистки поверхностных вод, в том числе и питьевой воды. Данный материал дешев, доступен и проявляет неплохие ионообменные характеристики. При исследовании сорбционных свойств минерала по отношению к радионуклидам ^{137}Cs и ^{90}Sr установлена высокая специфичность его к ^{137}Cs (коэффициент распределения $K_d = (1,6 \pm 0,6) \cdot 10^3$ мл/г) и несколько ниже к ^{90}Sr ($K_d = (4,7 \pm 2,1) \cdot 10^2$ мл/г) [6, 11]. Однако низкая механическая устойчивость, склонность к слеживанию и пептизации в жидких средах не позволяет использовать данный минерал в технологических схемах очистки с динамическим режимом и требует дополнительной технологической обработки. Необходима стадия, позволяющая придать глаукониту нужные эксплуата-

ционные характеристики и значительно расширить область его применения — гранулирование, в результате которого получают продукт, сохраняющий сорбционные характеристики и удовлетворяющий требованиям ГОСТа Р 51641-2000 на фильтрующие зернистые материалы [6, 12, 13], что позволяет использовать его в стандартных схемах очистки воды и расширить область применения в народном хозяйстве.

Эффективность применения гранулированного глауконита при очистке водных сред от радионуклидов можно увеличить путем его поверхностного модифицирования: обработкой растворами минеральных кислот, оснований, солей, поверхностно-активными веществами, термической обработкой [14].

Метод поверхностного химического модифицирования заключается в формировании на поверхности и в поровом пространстве наноразмерных устойчивых соединений, обладающих сорбционной способностью [6, 15]. Такая обработка поверхности позволяет не только повысить специфичность, увеличить химическую стойкость сорбентов, но и рассматривать насыщенные радионуклидами сорбенты как матрицы для иммобилизации радионуклидов, подлежащие длительному хранению или окончательному захоронению.

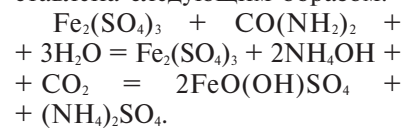
Наиболее специфичными сорбентами для радионуклидов цезия считаются смешанные ферроцианиды переходных металлов [6, 15–17]. По результатам изучения процесса соосаждения малых количеств стронция с гидроксидами металлов был составлен ряд селективности катионов — $\text{Co} < \text{Ni} < \text{Jn} < \text{Zr} < \text{Fe} < \text{Sn} < \text{Ti} < \text{Sb}$ — по возрастанию поглощающей способности к стронцию. Если с указанными в ряду гидроксидами стронций соосаждается, хотя степень его извлечения различна в зависимости от природы гидроксида, то с гидроксидами кадмия, цинка, магния, свинца, теллура, алюми-

ния и висмута соосаждения практически нет [18].

Цель представленной работы — изучение сорбционных свойств образцов модифицированных сорбентов — смешанных ферроцианидов железа-калия и гидроксида железа на основе гранулированного глауконита Каринского месторождения (Челябинская обл., Россия), для определения эффективности их применения для очистки радиоактивно загрязненных вод от цезия и стронция.

Материалы и методики исследований

В представленной работе на поверхности гранулированного глауконита (Гл-Гр) методом гомогенного осаждения из водного раствора соли $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ была синтезирована пленка оксигидрата железа (ЖГ-Гл-Гр). В качестве комплексообразователя применяли мочевины. Предполагаемая реакция взаимодействия может быть представлена следующим образом:



Концентрация мочевины составляла 0,05 моль/л, а сульфата железа — 0,02 моль/л. Увеличение количества железа в исходном растворе не приводит к увеличению его содержания в пленке и ведет к появлению оксигидрата железа в растворе, что нежелательно из-за сложности отмывки сорбента после синтеза. Синтез проводили в течение 30 мин при 100 °С. Раствор в ходе синтеза мутнел и приобретал оранжевый оттенок. Носитель менял окраску от коричневого до ярко-рыжего. Наблюдалось изменение pH в ходе осаждения с 3 до 8. Сорбент промывали дистиллированной водой и высушивали на воздухе.

Для получения смешанного ферроцианида железа-калия проводили модифицирование полученного слоя оксигидрата раствором калия железистосинеродистого концентрацией 0,02 моль/л, pH модифицирующего раствора доводили до

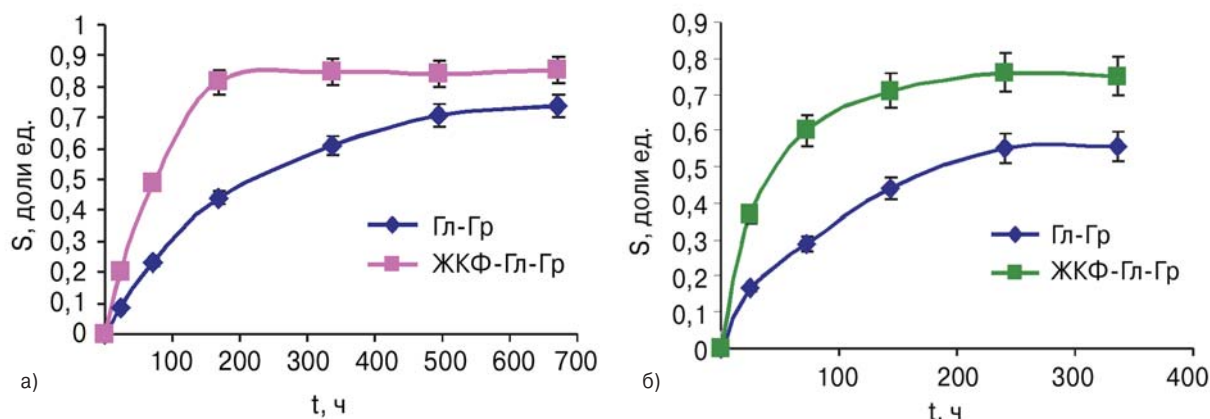


Рис. 1. Зависимость степени сорбции S от времени контакта фаз:
 а – цезия сорбентом ЖКФ-Гл-Гр и его носителем ($m_{\text{сорбента}} = 20$ мг, $V = 100$ мл, $C_{\text{Cs}} = 0,1$ мг/л); б – стронция сорбентом ЖК-Гл-Гр и его носителем ($m_{\text{сорбента}} = 500$ мг, $V = 100$ мл, $C_{\text{Sr}} = 1,0$ мг/л)

Fig. 1. Dependence of the degree of sorption S on the contact time of the phases:
 а – cesium by the sorbent LCF-GI-Gy and its carrier ($m_{\text{sorbent}} = 20$ mg, $V = 100$ ml, $C_{\text{Cs}} = 0.1$ mg/l); б – strontium with the ZHG-GI-Gr sorbent and its carrier ($m_{\text{sorbent}} = 500$ mg, $V = 100$ ml, $C_{\text{Sr}} = 1.0$ mg/l)

значения 2–3 М раствором соляной кислоты. Процесс вели в течение 1 ч. В результате получили сорбент железа-калия ферроцианид на гранулированном глауконите (ЖКФ-Гл-Гр) темно-синего цвета.

Для определения последствий модифицирования гранул установили статические сорбционные характеристики смешанного ферроцианида железа-калия (ЖКФ-Гл-Гр) — по отношению к цезию и гидроксида железа (ЖГ-Гл-Гр) — по отношению к стронцию. Последствия модифицирования определяли по изменению коэффициентов распределения ($K_{d_{\text{Cs}}}$, $K_{d_{\text{Sr}}}$) и статической обменной емкости (СОЕ_{Cs} , СОЕ_{Sr}) сорбентов. Эксперименты проводили при контактировании навески сорбента с определенным объемом модельного раствора при периодическом перемешивании. В качестве модельного раствора использовали водопроводную воду с $\text{pH} = 7,5 \pm 0,3$. Необходимые концентрации цезия ($C_{\text{стаб.Cs}}$) и стронция ($C_{\text{стаб.Sr}}$) в воде задавали введением растворов CsCl и $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$. В качестве радиоактивного индикатора использовали ^{137}Cs или ^{90}Sr . Измерения проводили на малофоновом пересчетном устройстве УМФ-2000 (Россия). Пробы с меткой ^{90}Sr перед измерением выдерживали в течение двух недель для установления равновесия в паре $^{90}\text{Sr} - ^{90}\text{Y}$.

Для определения равновесных коэффициентов распределения строили зависимости степени сорбции от времени контакта фаз ($S - t$). Эксперименты продолжали до прекращения значимого изменения степени сорбции. По экспериментально полученным значениям скорости счета фона ($I_{\text{ф}}$), исходной (I_0) и равновесной скоростей счета раствора в момент времени t (I_p) рассчитывали степень сорбции (S , доли ед.) по формуле:

$$S = (I_0 - I_p) / (I_0 - I_{\text{ф}}). \quad (1)$$

Из графика ($S - t$) определяли равновесную степень сорбции (S_x), промежуток времени, достаточный для наступления равновесия в системе сорбент — раствор, и рассчитывали равновесный коэффициент распределения (K^x_{d} , мл/г)

$$K^x_{d} = [S_x / (1 - S_x)] V / m, \quad (2)$$

где V — объем модельного раствора при проведении эксперимента в статике, мл; m — масса навески сорбента при проведении эксперимента в статике, г.

Определение статической обменной емкости проводили методом выделения микроколичества цезия и стронция из водопроводной воды. Для анализа были приготовлены серии растворов с различной концентрацией стабильных цезия или стронция, меченные соответствующим радионуклидом.

Навески исследуемых сорбентов вносили в раствор и выдерживали в течение 1 недели, периодически перемешивая. По истечении указанного времени отбирали пробы растворов и радиометрировали их. По результатам измерений рассчитывали степень сорбции S , равновесные концентрации цезия или стронция в растворе (C_p) и в фазе сорбента (C_r) по формулам:

$$C_p = C_0 (1 - S), \quad (3)$$

где C_0 — концентрация цезия в пробе, мг/мл; S — степень сорбции.

$$C_r = (C_0 - C_p) V_{\text{пр}} / m_{\text{сорб}}, \quad (4)$$

где C_0 — исходная концентрация цезия в пробе, мг/мл; C_p — равновесная концентрация цезия в растворе, мг/мл; $V_{\text{пр}}$ — объем пробы, мл; $m_{\text{сорб}}$ — масса сорбента, г.

По полученным результатам строили изотермы сорбции в координатах " $\lg C_r - \lg C_p$ ", проводили их математическую обработку и определяли статическую обменную емкость сорбентов (СОЕ).

Очистка больших объемов радиоактивно-загрязненных природных вод должна быть организована по принципу непрерывного процесса. На практике это можно реализовать, используя метод сорбции в динамических условиях. Для определения перспективности применения модифицированного глауконита в качестве загрузки водоочист-

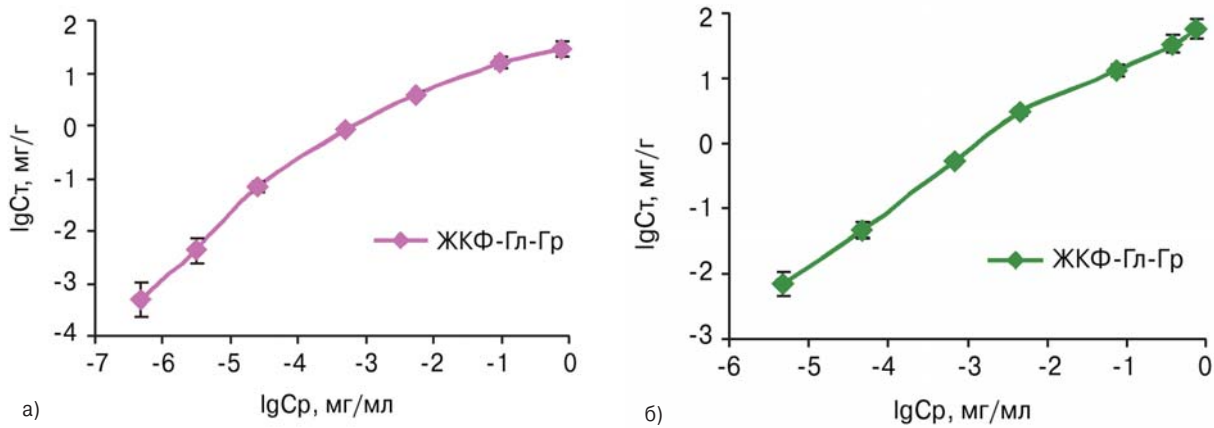


Рис. 2. Изотермы сорбции радионуклидов из водопроводной воды модифицированными сорбентами (время контакта фаз 1 неделя):

а – цезий ($V = 50$ мл, $m_c = 20$ мг); б – стронций ($V = 250$ мл, $m_c = 50$ мг)

Fig. 2. Sorption isotherms of radionuclides from tap water with modified sorbents (contact time of phases 1 week):

а – cesium ($V = 50$ ml, $m_c = 20$ mg); б – strontium ($V = 250$ ml, $m_c = 50$ mg)

ных фильтров проведены эксперименты по изучению сорбционных свойств сорбентов ЖКФ-Гл-Гр и ЖГ-Гл-Гр в динамике.

В экспериментах использовали хроматографическую колонку диаметром 0,9 см, соотношение высоты загрузки к диаметру $H:D = 5:1$, колоночный объем загрузки сорбента ($V_{к.о.}$) составил 2,8 мл, скорость пропускания раствора через колонку (W) поддерживали постоянной с помощью перистальтического насоса. Фильтрат на выходе из колонки собирали фракциями. Пробы объемом 20 мл с меткой Cs-137 радиометрировали на γ -спектрометре со сцинтилляционным детектором Na-J(Tl), а объемом 0,5 мл с меткой Sr-90 после выдержки радиометрировали на устройстве УМФ-2000. Результаты измерений представлены в координатах "проскок — объем пропущенного раствора". Проскок (Π) рассчитывали по формуле

$$\Pi_i = I_i / I_{исх}, \quad (5)$$

где I_i и $I_{исх}$ — скорости счета i -ой пробы и пробы исходного раствора, имп/мин.

При обработке динамических кривых определяли значения коэффициента распределения в динамике (K_d^* , мл/г) и динамическую обменную емкость (ДОЕ, мл/г), величину которой рассчитывали из удерживаемого объема (V_R) по формуле:

$$ДОЕ = C_0 V_R / m_c, \quad (6)$$

где C_0 — концентрации исходного раствора, мг/мл.

Если насыщение сорбента не достигнуто и выходная кривая не была получена полностью, значение коэффициента распределения K_d^* оценивали по достигнутым величинам проскока (Π , доля ед.) и пропущенного объема модельного раствора по формуле:

$$K_d^* = [(1 - \Pi) / \Pi] V_{\Sigma} / m_c, \quad (7)$$

где m_c — масса загрузки сорбента в колонке, г; V_{Σ} — общий объем пропущенного через колонку модельного раствора, мл.

Результаты исследований и обсуждение

На рис. 1 представлено изменение степени сорбции исследуемых сорбентов и носителя в зависимости от времени контакта твердой и жидкой фаз. Полученные данные свидетельствуют о том, что поверхностное модифицирование позволило в обоих случаях повысить специфичность модифицированных сорбентов. Определенные по результатам статических исследований равновесные коэффициенты распределения составили: для ЖКФ-Гл-Гр по цезию $K_d = (2,3 \pm 0,2) \cdot 10^4$ мл/г; ЖГ-Гл-Гр по стронцию $K_d = (4,9 \pm 0,2) \cdot 10^2$ мл/г.

Из рис. 1, а видно, что после выдержки в течение 168 ч (7 дн) в системе раствор — сорбент ЖКФ-Гл-Гр наступает равнове-

сие. Значение коэффициента распределения цезия на данный момент времени у носителя достигает $(3,6 \pm 0,5) \cdot 10^3$ мл/г. Равновесие в системе ЖГ-Гл-Гр — раствор устанавливается через 144 ч (рис. 1, б), в то время как для достижения максимальной сорбции носителю требуется значительно больший временной интервал. Значение K_d носителя по стронцию на момент контакта фаз в 144 ч составило $(1,4 \pm 0,2) \cdot 10^2$ мл/г. Таким образом, в результате модифицирования удалось повысить специфичность гранулированного глауконита по отношению к радионуклидам цезия и стронция, а также ускорить кинетику процессов сорбции.

При анализе изотерм сорбции, представленных на рис. 2, установлено, что значения статической обменной емкости достигли $СОЕ_{ЖКФ-Гл-Гр} \geq 39$ мг/г, $СОЕ_{ЖГ-Гл-Гр} \geq 44$ мг/г.

Определенные ранее для гранулированного глауконита значения $СОЕ$ имеют значения: по цезию $СОЕ = (17,5 \pm 2,8)$ мг/г; по стронцию $СОЕ = (3,9 \pm 0,9)$ мг/г.

Сравнение полученных для модифицированных сорбентов результатов изотерм сорбции и сорбционных характеристик гранулированного глауконита показало, что достигнутое значение статической обменной емкости ЖКФ-Гл-Гр практически в 10 раз превышает

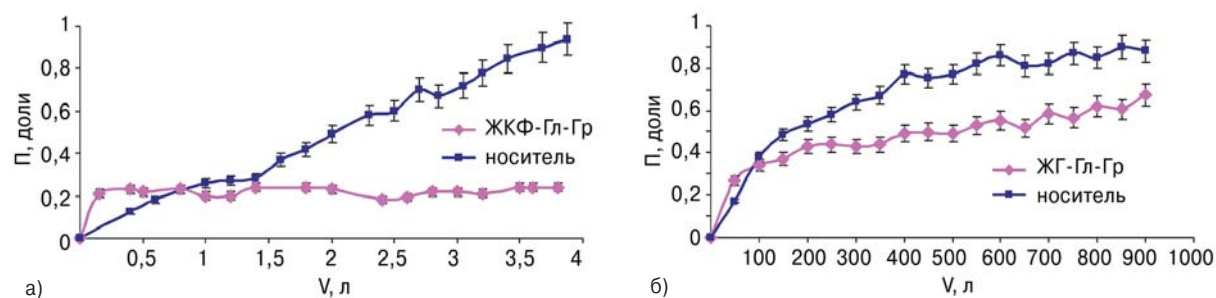


Рис. 3. Выходная кривая сорбции цезия сорбентом ЖКФ-Гл-Гр (а) и ЖГ-Гл-Гр (б) из водопроводной воды в динамическом режиме (скорость пропуска $W = 1$ мл/мин, $m_c = 2$ г, $V_{к.о.} = 2,8$ мл, $C_0 = 1$ мг/л)

Fig. 3. The output curve of sorption of cesium by the sorbent LCF-Gl-Gy (a) and ZHG-Gl-Gy (b) from tap water in a dynamic mode (transmission rate $W = 1$ ml/min, $m_c = 2$ g, $V_{к.о.} = 2,8$ ml, $C_0 = 1$ mg/l)

СОЕ носителя по стронцию и СОЕ ЖКФ-Гл-Гр по цезию не менее чем вдвое выше гранулированного глауконита.

Для определения возможности использования модифицированных сорбентов в качестве загрузки фильтров очистных сооружений были проведены эксперименты по изучению сорбционных свойств полученных материалов в динамике. Для сравнения были получены выходные кривые сорбции стронция и цезия гранулированным глауконитом и сорбентами на его основе в одинаковых условиях.

Как следует из представленных на рис. 3, а результатов, для сорбента ЖКФ-Гл-Гр насыщение не было достигнуто. Объем пропущенного модельного раствора составил $V_{\varepsilon} \approx 3800$ мл, тогда величина достигнутой динамической обменной емкости (ДОЕ) будет более 2,95 мг/г. Величина коэффициента распределения цезия сорбентом ЖКФ-Гл-Гр в динамических условиях составила $K_d > 6,8 \cdot 10^3$ мл/г сорбента. Для сравнения, сорбционные характеристики гранулированного носителя в динамике, полученные при тех же условиях, составили: $K_d = 9 \cdot 10^2$ мл/г носителя; достигнутая ДОЕ = 0,90 мг/г носителя.

Проскок стронция начинается с первых фракций для обоих сорбентов (рис. 3, б). Величина удерживаемого объема модельного раствора для расчета ДОЕ составила: для Гл-Гр $V_R = 180$ мл; для ЖГ-Гл-Гр $V_R = 520$ мл. Тогда величины ДОЕ для сорбентов соответ-

ственно будут равны 0,09 и 0,26 мг/г сорбента. Величина коэффициентов распределения стронция сорбентами в динамических условиях составила: для Гл-Гр $K_d = 90$ мл/г носителя; для ЖГ-Гл-Гр $K_d = 2,6 \cdot 10^2$ мл/г сорбента.

Результаты обработки выходных кривых сорбции радионуклидов в динамическом режиме показали — значения коэффициентов распределения и обменной емкости модифицированных сорбентов превышают значение этих характеристик носителя.

При проверке возможности десорбции поглощенных цезия и стронция применили режим выдержки десорбирующего раствора в слое сорбента. В качестве десорбирующего раствора использовали водопроводную воду ($pH = 7,3$). Измерения сорбента после выдержки в течение 30 дней показали, что сорбция на сорбенте носит необратимый характер ($D_{cs} = 0,8\%$, $D_{sr} = 4,3\%$).

Заключение

Анализ полученных результатов исследований показал, что модифицирование гранулированного глауконита соединениями железа-калия ферроцианидом и гидроксидом железа позволяет повысить сорбционные характеристики нового материала по отношению к цезию и стронцию соответственно, а также ускорить наступление равновесия в системе сорбент — раствор. Значения равновесного коэффициента распределения ЖКФ-

Гл-Гр по цезию в статике достигает значения $K_{dЖКФ-Гл-Гр} = (2,3 \pm 0,2) \cdot 10^4$ мл/г, что практически в 10 раз выше чем у носителя за этот же промежуток времени. Значение $СОЕ_{ЖКФ-Гл-Гр}$ по цезию не менее чем втрое выше показателя гранулированного глауконита. Специфичность модифицированного сорбента ЖГ-Гл-Гр по стронцию ($K_{dЖГ-Гл-Гр} = (4,9 \pm 0,2) \cdot 10^2$ мл/г) примерно в три раза превышает значение коэффициента распределения, а $СОЕ_{ЖГ-Гл-Гр} \geq 44$ мг/г, в 10 раз выше по стронцию по сравнению с одноименными показателями носителя.

Полученные сорбенты пригодны для очистки поверхностной, в том числе питьевой, воды от радионуклидов цезия и стронция как в статическом, так и в динамическом режимах.

Величина коэффициента распределения цезия сорбентом ЖКФ-Гл-Гр в динамических условиях составила $K_d > 6,8 \cdot 10^3$ мл/г сорбента, а для ЖГ-Гл-Гр $K_d = 2,6 \cdot 10^2$ мл/г сорбента, что в обоих случаях выше показателей Гл-Гр.

После пропуска через колонку 3,8 л (≈ 1400 к.о.) уплотнения сорбента не наблюдалось, что свидетельствует о его хороших гидродинамических характеристиках и подтверждает возможность использования в качестве загрузки фильтров в схемах водоочистки и водоподготовки при реабилитации природных водоемов на радиоактивно загрязненных территориях.

Литература

1. Сапожников Ю.А., Алиев Р.А., Калмыков С.Н. Радиоактивность окружающей среды. Теория и практика. (Методы в химии). М., БИНОМ, Лаборатория знаний, 2006. 286 с.
2. Филатова Е.Г., Пожидаев Ю.Н., Помазкина О.И. Применение алюмосиликатов при обезвреживании воды от токсичных ионов. Вода: химия и экология. 2016. № 04. С. 22–31.
3. Санжанова С.С., Зонхоева Э.Л. Очистка рудничных вод природными сорбентами. Вода: химия и экология. 2016. № 06. С. 58–63.
4. Borai E.H., Harjula R., Malinen L., Paajanen A. Efficient removal of cesium from low-level radioactive liquid waste using natural and impregnated zeolite minerals. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. 172(1). P. 416–422.
5. Щербakov В.И., Аль-Амри З.С.А., Михайлин А.В. Очистка питьевой воды от стронция фильтрационным методом с применением клиноптилолита. Вестник МГСУ. 2017. Т. 12. Вып. 4 (103). С. 457–463.
6. Voronina A.V., Kutergin A.S., Semenistchev V.S. et al. Sorbents for radiocesium removal from natural water and soil. Book: *Impact of Cesium on Plants and the Environment*. Editors: Dharmendra K. Gupta, Clemens Walther. Springer. Germany, 2016. P. 231–252.
7. Беляк А.А., Смирнов А.Д., Ходырев В.М. Оценка возможности использования цеолитсодержащего трепела в системе очистки ливневых стоков. Вода и экология: проблемы и решения. 2015. № 4 (64). С. 44–55.
8. Евсина Е.М., Алыков Н.М., Алыкова Т.В. и др. Очистка воды водоисточника рыбоводного хозяйства с использованием нового сорбента. Экология и промышленность России. 2017. Т. 21. № 3. С. 21–25.
9. Обуздина М.В., Руш Е.А., Шалунц Л.В. Решение экологических проблем очистки сточных вод путем создания сорбента на основе цеолита. Экология и промышленность России. 2017. Т. 21. № 8. С. 20–25.
10. Uptake of caesium and strontium radioisotopes by natural zeolites from Mongolia. Alan Dyer et al. *Microporous and Mesoporous Materials* 95. 2006. P. 172–175.
11. Voronina A.V. et al. Approaches to rehabilitation of radioactive contaminated territories. *J. of Chemical Technology and Biotechnology*. 2013. Vol. 88. P. 1606–1611.
12. Kutergin A.S., Nikiforov A.F., Voronina A.V., Nedobukh T.A. Сорбционная очистка радиоактивно загрязненных вод фильтрующими материалами на основе гранулированного глауконита. Водное хозяйство. 2010. № 3. С. 75–84.
13. ГОСТ Р 51641-2000 Материалы фильтрующие зернистые. Общие технические условия. Введ. 01.07.2001. М., Изд-во стандартов, 2000. [Электронный ресурс]. URL: <http://files.stroyinf.ru/Data1/40/40375/> (дата обращения 10.04.2018).
14. Ключков Е.П., Павленко В.И., Матюхин П.В., Ястребинская А.В. Модифицирование природных минеральных систем для очистки воды от радионуклидов. Современные проблемы науки и образования. 2012. № 6. [Электронный ресурс]. URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=7975> (дата обращения 01.12.2017).
15. Блинова М.О. Ферроцианидные сорбенты на основе природных алюмосиликатов для реабилитации радиоактивно-загрязненных территорий. Автореф. дис. ... канд. хим. наук. Екатеринбург, 2017. 24 с.
16. Voronina A.V. et al. Sorption of Cesium Radionuclides from Aqueous Solutions onto Natural and Modified Aluminosilicates. *Radiochemistry*. 2015. Vol. 57. № 5. P. 446–452.
17. Kuleukhin S.A. et al. Removal of ^{60}Co and ^{137}Cs from simulated NNP bottom residues on the solid phase of K^+ , Ni^{2+} and Fe^{3+} ferrocyanides. *Radiochemistry*. 2014. Т. 56. № 4. P. 404–409.
18. Плотников В.И., Тамаева К.А., Мясисhev А.В. Соосаждение стронция с индивидуальными и смешанными гидроксидами некоторых металлов. Радиохимия. 1989. № 3. С. 85–90.

References

1. Sapozhnikov Yu.A., Aliev R.A., Kalmykov S.N. Radioaktivnost' okruzhayushchei sredy. Teoriya i praktika. (Metody v khimii). M., BINOM, Laboratoriya znanii, 2006. 286 s.
2. Filatova E.G., Pozhidaev Yu.N., Pomazkina O.I. Primenenie alyumosilikatov pri obezvrezhivanii vody ot toksichnykh ionov. Voda: khimiya i ekologiya. 2016. № 04. С. 22–31.
3. Sanzhanova S.S., Zonkhoeva E.L. Ochistka rudnichnykh vod prirodnymi sorbentami. Voda: khimiya i ekologiya. 2016. № 06. С. 58–63.
4. Borai E.H., Harjula R., Malinen L., Paajanen A. Efficient removal of cesium from low-level radioactive liquid waste using natural and impregnated zeolite minerals. *Journal of Hazardous Materials*. 2009. 172(1). P. 416–422.
5. Shcherbakov V.I., Al'-Amri Z.S.A., Mikhailin A.V. Ochistka pit'evoi vody ot strontsiya fil'tratsionnym metodom s primeneniem klinoptilolita. Vestnik MGSU. 2017. Т. 12. Вып. 4 (103). С. 457–463.
6. Voronina A.V., Kutergin A.S., Semenistchev V.S. et al. Sorbents for radiocesium removal from natural water and soil. Book: *Impact of Cesium on Plants and the Environment*. Editors: Dharmendra K. Gupta, Clemens Walther. Springer. Germany, 2016. P. 231–252.
7. Belyak A.A., Smirnov A.D., Khodyrev V.M. Otsenka vozmozhnosti ispol'zovaniya tseolitsoderzhashchego trepela v sisteme ochistki livnevnykh stokov. Voda i ekologiya: problemy i resheniya. 2015. № 4 (64). С. 44–55.
8. Evsina E.M., Alykov N.M., Alykova T.V. i dr. Ochistka vody vodoistochnika rybovodnogo khozyaistva s ispol'zovaniem novogo sorbenta. Ekologiya i promyshlennost' Rossii. 2017. Т. 21. № 3. С. 21–25.
9. Obuzdina M.V., Rush E.A., Shalunts L.V. Reshenie ekologicheskikh problem ochistki stochnykh vod putem sozdaniya sorbenta na osnove tseolita. Ekologiya i promyshlennost' Rossii. 2017. Т. 21. № 8. С. 20–25.
10. Uptake of caesium and strontium radioisotopes by natural zeolites from Mongolia. Alan Dyer et al. *Microporous and Mesoporous Materials* 95. 2006. P. 172–175.
11. Voronina A.V. et al. Approaches to rehabilitation of radioactive contaminated territories. *J. of Chemical Technology and Biotechnology*. 2013. Vol. 88. P. 1606–1611.
12. Kutergin A.S., Nikiforov A.F., Voronina A.V., Nedobukh T.A. Sorbtsionnaya ochistka radioaktivno zagryaznennykh vod fil'truyushchimi materialami na osnove granulirovannogo glaukonita. Vodnoe khozyaistvo. 2010. № 3. С. 75–84.
13. GOST R 51641-2000 Materialy fil'truyushchie zernistyie. Obshchie tekhnicheskie usloviya. Vved. 01.07.2001. M., Izd-vo standartov, 2000. [Elektronnyi resurs]. URL: <http://files.stroyinf.ru/Data1/40/40375/> (data obrashcheniya 10.04.2018).
14. Klochkov E.P., Pavlenko V.I., Matyukhin P.V., Yastrebinskaya A.V. Modifitsirovanie prirodnnykh mineral'nykh sistem dlya ochistki vody ot radionuklidov. Sovremennyye problemy nauki i obrazovaniya. 2012. № 6. [Elektronnyi resurs]. URL: <https://science-education.ru/ru/article/view?id=7975> (data obrashcheniya 01.12.2017).
15. Blinova M.O. Ferrotsianidnye sorbenty na osnove prirodnnykh alyumosilikatov dlya reabilitatsii radioaktivno-zagryaznennykh territorii. Avtoref. dis. ... kand. khim. nauk. Ekaterinburg, 2017. 24 s.
16. Voronina A.V. et al. Sorption of Cesium Radionuclides from Aqueous Solutions onto Natural and Modified Aluminosilicates. *Radiochemistry*. 2015. Vol. 57. № 5. P. 446–452.
17. Kuleukhin S.A. et al. Removal of ^{60}Co and ^{137}Cs from simulated NNP bottom residues on the solid phase of K^+ , Ni^{2+} and Fe^{3+} ferrocyanides. *Radiochemistry*. 2014. Т. 56. № 4. P. 404–409.
18. Plotnikov V.I., Tamaeva K.A., Myasishchev A.V. Soosazhdenie strontsiya s individual'nymi i smeshannymi gidroksidami nekotorykh metallov. Radiokhimiya. 1989. № 3. С. 85–90.

A.S. Kutergin — канд. техн. наук, доцент, Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н. Ельцина, 620002 Россия, г. Екатеринбург, ул. Мира 21, e-mail: andr.kutergin@mail.ru

A.S. Kutergin — Cand. Sci. (Eng.), Associate Professor, Ural Federal University named after the first President of Russia B.N. Yeltsin, 620002 Russia, Yekaterinburg, Mira Str. 21, e-mail: andr.kutergin@mail.ru