

ПРИМЕНЕНИЕ ГРАНУЛИРОВАННОГО ГЛАУКОНИТА И МОДИФИЦИРОВАННОГО НА ЕГО ОСНОВЕ СОРБЕНТА В ПРОЦЕССАХ ОЧИСТКИ ВОДНЫХ СИСТЕМ ОТ РАДИОНУКЛИДОВ ЦЕЗИЯ

© 2017 г. А.С. Кутергин, Т.А. Недобух, А.Ф. Никифоров, В.В. Иманова

ФГАОУ ВО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н. Ельцина», г. Екатеринбург, Россия

Ключевые слова: очистка воды, гранулированный глауконит, модифицирование, радионуклиды, природные воды, сорбент, динамические и статические режимы сорбции, цезий.



А.С. Кутергин

Т.А. Недобух

А.Ф. Никифоров

В.В. Иманова

Показана высокая эффективность применения гранулированного глауконита и модифицированного смешанным ферроцианидом никеля-калия сорбента на его основе в качестве загрузки фильтров для очистки водных растворов от радионуклидов цезия. Установлено соответствие механической прочности разработанных сорбентов требованиям ГОСТа на фильтрующие зернистые материалы.

Представлены результаты исследования сорбционного концентрирования радионуклида ^{137}Cs из водных растворов опытными образцами в статических и динамических условиях. Модифицированный сорбент показал повышенную специфичность по отношению к ^{137}Cs . Достигнутая статическая обменная емкость разработанных сорбентов по ^{137}Cs оценивается величиной > 30 мг/г. Получены временные зависимости сорбции цезия исследуемыми сорбентами. Установлено, что модифицирование сорбента приводит к увеличению константы скорости процесса на начальном участке кинетической кривой. Представлены выходные кривые сорбции цезия разработанными сорбентами в динамическом режиме. Коэффициенты распределения ^{137}Cs , полученные в динамических условиях для модифицированного сорбента на порядок выше, чем для гранулированного глауко-

нита. При фильтрации через колонку с модифицированным сорбентом 34 500 мл (\approx 8600 колоночных объемов) водного раствора «проскок» не превысил 6 %. Полученные экспериментальные данные позволяют рекомендовать применение как гранулированного глауконита, так и его модифицированного аналога в качестве загрузки фильтров. Впервые показано, что использование модифицированного сорбента позволяет увеличить фильтроцикл очистных сооружений. Разработанные на основе местного природного материала сорбенты могут быть использованы в технологиях очистки водных систем от радионуклида цезия.

Защита водных объектов от загрязнения является актуальной проблемой современности. Радиационные аварии, испытания ядерного оружия, промышленные отходы, атомные электростанции – источники загрязнения окружающей природной среды радионуклидами. Неучтенные взаимодействия с окружающей средой могут привести к миграции радиоактивных изотопов в подземные, а из них в поверхностные воды. Для проведения реабилитационных мероприятий по очистке пресных вод, в т. ч. и питьевой воды от радиоактивных загрязнений, наиболее распространенным и перспективным является 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).

Поиск, разработка и внедрение новых доступных сорбирующих материалов, обладающих рядом необходимых свойств (химическая, механическая, термическая устойчивость, специфичность, сорбционная емкость и т. п., – один из путей решения проблемы защиты водных объектов от загрязнения радионуклидами техногенного происхождения.

Долговременное загрязнение водных систем в большей степени определяют радионуклиды цезия. В связи с этим особенно необходимы сорбенты, пригодные для очистки водных сред именно от этих радионуклидов. Ионообменные свойства природных алюмосиликатов, разведанные месторождения которых имеются во многих странах мира, обуславливают изучение возможности применения этих минералов для очистки природных и сточных вод от радионуклидов цезия.

Для получения сорбентов широко применяют методы гранулирования материалов с различными связующими. В работах [1–5] рассмотрена целесообразность применения гранулированных сорбентов на основе природного глауконита для удаления радионуклидов цезия из водных объектов Уральского региона. Повышение сорбционных характеристик данных материалов возможно путем их поверхностного модифицирования труд-

норастворимыми неорганическими соединениями, обладающими сорбционной способностью [6–8].

Цель работы – сравнение механической устойчивости и сорбционных свойств гранулированного глауконита и модифицированного ферроцианидом никеля-калия сорбента на его основе для определения принципиальной возможности использования в качестве загрузки фильтрационных установок при дезактивации водных систем.

МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ

В качестве исходного материала использовали глауконит Каринского месторождения, гранулированный по методике [9, 10], с применением в качестве связующего водопроводной воды (Гл-Гр-Н₂O). Синтез поверхностно модифицированного сорбента (Гл-Гр-Н₂O_{модиф}) включает две стадии:

- насыщение сорбента ионами никеля с использованием раствора NiSO₄ · 7H₂O в динамических условиях в режиме рециркуляции;
- модифицирование раствором K₄[Fe(CN)₆] · 3H₂O в статическом режиме. Модифицирование позволяет получить на поверхности и в поровом пространстве основы новую фазу, представляющую смешанный ферроцианид никеля-калия.

Для установления возможности использования полученных образцов гранулированного глауконита в качестве загрузки фильтрационных колонн определяли их соответствие нормам ГОСТа на фильтрующие зернистые материалы [11]. Механическая прочность зернистых фильтрующих материалов характеризуется истираемостью, измельчаемостью, а также показателем «условная механическая прочность». Методика экспериментов и формулы для расчетов описаны в ГОСТе [11]. В качестве показателя влияния модифицирования на механическую прочность использовали определяемую истираемость синтезированных образцов сорбента.

В сорбционных экспериментах в качестве исходного модельного раствора применяли отстоянную не менее суток водопроводную воду с величиной pH = 6,5 ÷ 8,0. Концентрация цезия задавалась раствором CsCl_{стаб}, в качестве радиоактивного индикатора использовали ¹³⁷Cs. Из исследуемых растворов отбирали пробы по 0,5 мл, которые помещали на металлические подложки, высушивали и радиометрировали на установке малого фона УМФ-2000 с полупроводниковым детектором по β-счету.

Неизбежным условием разработки любой технологии очистки, основанной на сорбционном способе, является определение способности каждого материала поглощать тот или иной радионуклид. Обычно эту способность определяют либо в статических условиях на основании установления коэффициента распределения (K_d), либо в динамических условиях по характеру «выходных кривых» [12].

Для определения сорбционных характеристик межфазного распределения цезия в статике готовили модельные растворы с переменным содержанием цезия (10^{-6} – 1 г/л). Объем пробы составлял $V_{\text{пр}} = 50$ мл. В колбы помещали навеску сорбента массой ($m_{\text{сорб}}$) около 20 мг. Растворы выдерживали при периодическом перемешивании в течение одной и трех недель. Через определенные промежутки времени отбирали пробы и проводили измерения на установке УМФ-2000. По результатам измерений рассчитывали степень извлечения (S), равновесную концентрацию цезия в растворе (C_p , мг/мл), концентрацию цезия в фазе сорбента (C_t , мг/г) по следующим формулам :

$$S = \frac{I_{\text{исх}} - I_{\text{равн}}}{I_{\text{исх}} - I_{\text{ф}}}, \quad (1)$$

где $I_{\text{исх}}$ – скорость счета исходной пробы, имп/с;

$I_{\text{равн}}$ – равновесная скорость счета, имп/с;

$I_{\text{ф}}$ – скорость счета фона, имп/с.

$$C_p = C_0(1 - S), \quad (2)$$

где C_0 – концентрация цезия в пробе, мг/мл; S – степень извлечения.

$$C_t = (C_0 - C_p) \cdot \frac{V_{\text{пр}}}{m_{\text{сорб}}} \quad (3)$$

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.

Для расчетов использованы формулы из [13]. По результатам строили изотермы сорбции в координатах $\lg C_t - \lg C_p$, определяли область прямойлинейной зависимости концентрации цезия в сорбенте от концентрации цезия в растворе (область Генри), рассчитывали коэффициент распределения K_d и статическую обменную емкость (СОЕ). Для расчета коэффициента распределения (K_d) использовали формулу

$$K_d = \frac{S}{1 - S} \cdot \frac{V_{\text{пр}}}{m_{\text{сорб}}} \quad (4)$$

где S – степень извлечения;

$V_{\text{пр}}$ – объем пробы, мл;

$m_{\text{сорб}}$ – масса сорбента, г.

При изучении кинетики межфазного распределения цезия в стакан был введен модельный раствор объемом 100 мл с концентрацией стабильного цезия 10^{-2} г/л и сорбент массой около 50 мг. Перемешивание раствора

производили на мешалке верхнеприводной Heidolph. Далее отбирали по 1 пробе объемом 0,5 мл через 0,5, 1, 2, 3 часа, 2, 5, 7, 28 сут. Пробы радиометрировали на установке УМФ-2000. Кинетические зависимости сорбции ^{137}Cs были построены в координатах $S - t$ и $-\ln(1 - F) - t$. Степень достижения сорбционного равновесия рассчитывали по формуле:

$$F = \frac{S_i}{S_\infty}, \quad (5)$$

где S_i – степень извлечения в i -той пробе;

S_∞ – степень извлечения в условиях равновесия.

За равновесную степень извлечения S_∞ принимали величину сорбции, достигнутую при контактной выдержке сорбента с раствором в течение 28 сут.

Для определения динамических сорбционных показателей была создана модель водоочистного фильтра – использовали колонку из оргстекла, загруженную гранулированным сорбентом. Диаметр колонки 1 см, высота загрузки 5 см, масса сорбента около 5 г, объем – 4 мл.

В качестве исследуемого раствора готовили модельный раствор с концентрацией цезия 0,1 мг/л. Выходную кривую сорбции получали, последовательно пропуская через колонку модельный раствор со стабильным цезием, а затем фракцию того же состава, содержащую дополнительно в качестве радиоактивной метки ^{137}Cs . Такие циклы повторяли до достижения «проскоковой» удельной активности воды. В соответствии с основными принципами метода радиоактивных индикаторов [13], стабильные изотопы извлекаются сорбентом в одинаковой степени с радиоактивными, поэтому при пропускании через фильтр модельного раствора без метки насыщение сорбента цезием продолжается. Использование такой циклической методики позволяет предотвратить насыщение загрузки колонки радиоактивным ^{137}Cs , придавая ей высокую активность, что затруднило бы работу персонала и требовало оснащения колонок специальными защитными экранами. Общий объем пропущенного через колонку раствора (V_Σ) в этом случае будет равен сумме объемов раствора без метки и с радиоактивным индикатором.

Пробу для определения величины проскока отбирали из фракции раствора, содержащего метку ^{137}Cs . Измерения проводили методом γ -спектрометрии, определяя скорость счета ^{137}Cs по его дочернему радионуклиду $^{137\text{m}}\text{Ba}$. Перед измерением пробу выдерживали в течение 25–30 мин для установления радиоактивного равновесия в генетически связанной паре. Результаты измерений представлены в координатах «проскок – число колоночных объемов пропущенного раствора».

Для нахождения величины проскока (Π_i) и числа колоночных объемов ($N_{\text{к.о.}}$) использовали следующие формулы:

$$\Pi_i = \frac{I_i}{I_{\text{исх}}}, \quad (6)$$

где I_i – скорость счета пробы, имп/с;

$I_{\text{исх}}$ – скорость счета исходной пробы, имп/с.

$$N_{\text{к.о.}} = \frac{V_i}{V_{\text{сорб}}}, \quad (7)$$

где V_i – объем раствора, прошедшего через сорбент, мл;

$V_{\text{сорб}}$ – объем сорбента, загруженного в колонку, мл.

При обработке динамических кривых определяли значения коэффициента распределения в динамике (K_d^* , мл/г). Так как насыщение сорбента не было достигнуто и выходная кривая не была получена полностью, значение коэффициента распределения K_d^* оценивали по достигнутым величинам проскока (Π , доля единицы) и пропущенного объема модельного раствора по формуле:

$$K_d^* = \frac{1 - \Pi}{\Pi} \cdot \frac{V_{\Sigma}}{m_{\text{загр}}} \quad (8)$$

где $m_{\text{загр}}$ – масса загрузки сорбента в колонке, г;

V_{Σ} – общий объем пропущенного через колонку модельного раствора, мл.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Все показатели механической прочности, полученные при испытании образцов гранулированного глауконита с водопроводной водой (Гр-Гл-Н₂O), удовлетворяют нормам ГОСТа 51641-2000 [11]: измельчаемость (норма < 4 %) – 0,25 %; истираемость (норма < 0,5%) – 0,22 %; условная механическая прочность (норма < 1 %) – 0,92 %. Истираемость модифицированного образца определяли по той же методике, что и для гранулированного глауконита. В результате показатель истираемости составил 0,36 %, что позволяет сделать вывод о сохранении механической прочности при модифицировании и возможности использования этих материалов в качестве фильтрующей загрузки.

На рис. 1 и 2 представлены результаты исследования межфазного распределения цезия на гранулированном глауконите и его поверхностно-модифицированном аналоге в статических условиях.

Коэффициенты уравнения $y = ax + b$ формальной линеаризации полученных изотерм, а также достигнутое значение статической обменной емкости приведены в таблице.

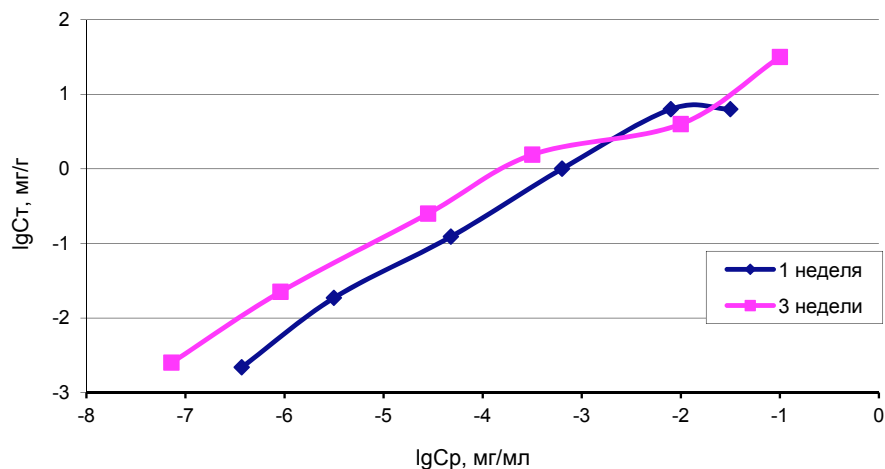


Рис. 1. Изотерма сорбции цезия гранулированным глауконитом: время контакта фаз 1 и 3 недели: C_p – равновесная концентрация цезия в растворе, C_T – концентрация цезия в фазе сорбента.

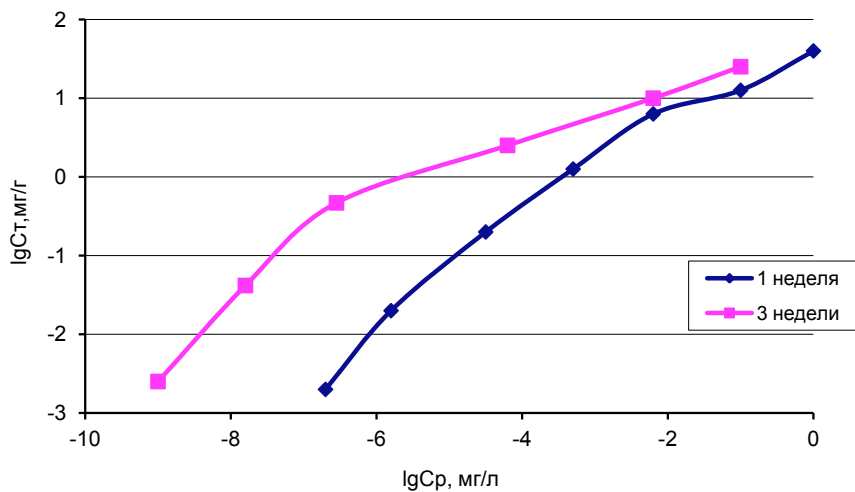


Рис. 2. Изотерма сорбции цезия модифицированным гранулированным глауконитом: время контакта фаз 1 и 3 недели: C_p – равновесная концентрация цезия в растворе; C_T – концентрация цезия в фазе сорбента.

Таблица. Результаты формальной обработки изотерм сорбции цезия глауконит-содержащими материалами

Время контакта фаз	Гранулированный глауконит			Модифицированный гранулированный глауконит		
	$a \pm \Delta a$	$b \pm \Delta b$	Достигнутая СОЕ, мг/г сорбента	$a \pm \Delta a$	$b \pm \Delta b$	Достигнутая СОЕ, мг/г сорбента
1 неделя	$0,69 \pm 0,19$	$2,0 \pm 0,8$	не менее 7,47	$0,64 \pm 0,13$	$1,9 \pm 0,5$	38,9
3 недели	$0,69 \pm 0,09$	$2,26 \pm 0,41$	не менее 29,9	$0,48 \pm 0,15$	$2,2 \pm 0,8$	не менее 23,7

Как следует из анализа изотерм сорбции, формальная линеаризация в координатах $\lg C_T - \lg C_p$ дает прямую с тангенсом угла наклона значимо меньше 1, а профиль кривых свидетельствует о возможном присутствии в структуре сорбента нескольких типов сорбционных центров, которые характеризуются различными значениями коэффициента распределения.

Зависимости коэффициента распределения (K_d) цезия от его концентрации в исходном растворе (C_0) приведены на рис. 3. На полученных зависимостях удастся выделить участки, которые характеризуются постоянством K_d , что свидетельствует о выполнении изотермы Генри в диапазоне исходных концентраций цезия $10^{-6} - 10^{-4}$ г/л, что значительно превышает возможное фоновое содержание цезия в природной воде ($10^{-9} - 10^{-7}$ г/л) [14].

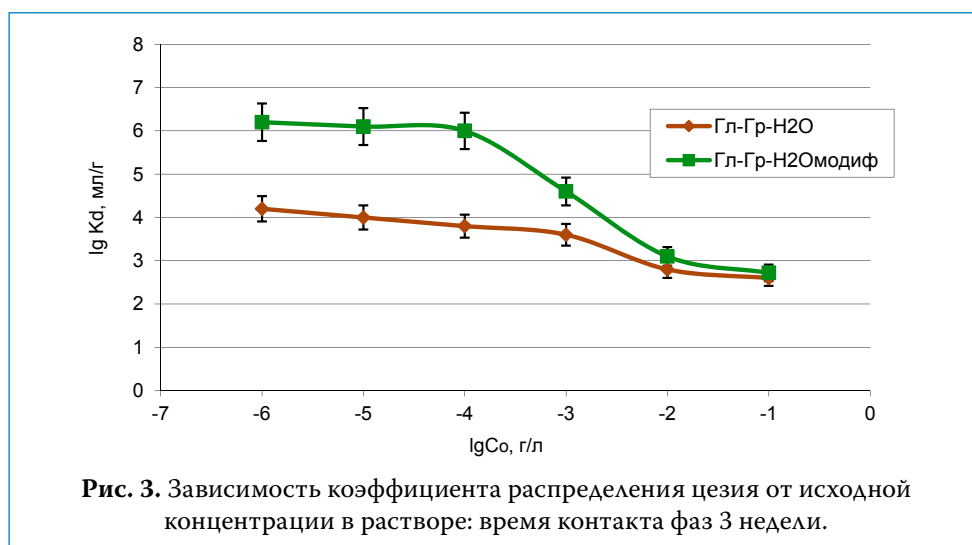


Рис. 3. Зависимость коэффициента распределения цезия от исходной концентрации в растворе: время контакта фаз 3 недели.

Для интервала указанных выше исходных концентраций цезия, где выполняется изотерма Генри, оценены значения коэффициентов распределения: для гранулированного глауконита – $1,1 \cdot 10^4$ мл/г; для поверхностно-модифицированного сорбента – $1,6 \cdot 10^6$ мл/г. Из анализа изотерм следует, что поверхностное модифицирование значительно увеличивает коэффициент распределения цезия в диапазоне концентраций до 10^{-4} г/л. Анаморфозы кинетических кривых сорбции цезия гранулированным глауконитом и его модифицированным аналогом в координатах « $-\ln(1-F) - t$ » представлены на рис. 4, 5.

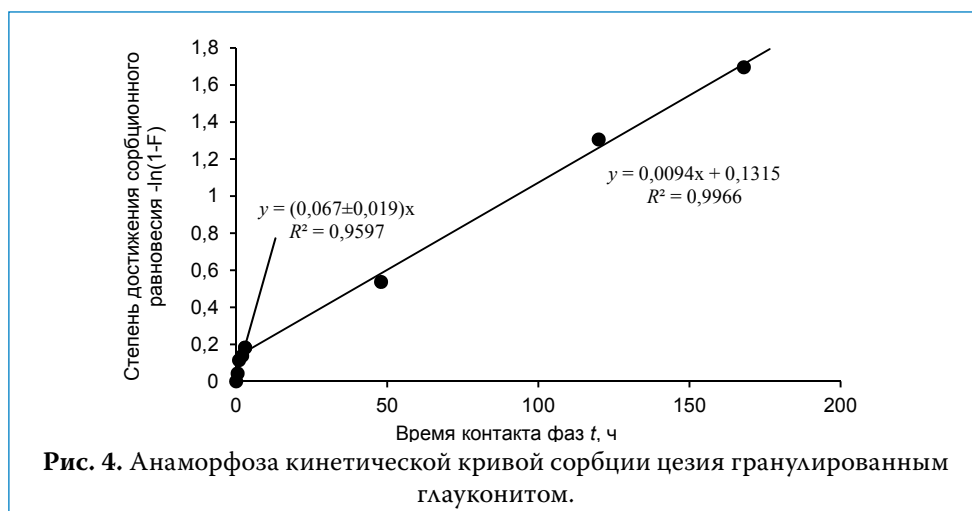


Рис. 4. Анаморфоза кинетической кривой сорбции цезия гранулированным глауконитом.

Вид кинетических кривых свидетельствует о том, что процесс сорбции осуществляется в несколько стадий или происходит на различных типах сорбционных центров, что, на наш взгляд, является более вероятным и подтверждается результатами обработки изотерм сорбции.

Начальные участки представляют собой прямые, выходящие из начала координат. Константа скорости процесса сорбции, определенная для этих участков, составляет для гранулированного глауконита $0,07 \text{ ч}^{-1}$, а для модифицированного гранулированного глауконита – $0,18 \text{ ч}^{-1}$. Таким образом, модифицирование сорбента приводит к значительному увеличению константы скорости процесса на начальном участке кинетической кривой.

Очистка больших объемов радиоактивно загрязненных природных вод должна быть организована по принципу непрерывного процесса. На практике это возможно реализовать, используя метод сорбции в динамических условиях. На рис. 6 представлены выходные кривые сорбции цезия при скорости пропускания раствора $3,5 \text{ мл/мин} \cdot \text{см}^2$ в координатах « $\Pi_1 - N_{\text{к.о.}}$ ». При расчете величин Π_1 , $N_{\text{к.о.}}$ использовали формулы (6), (7).

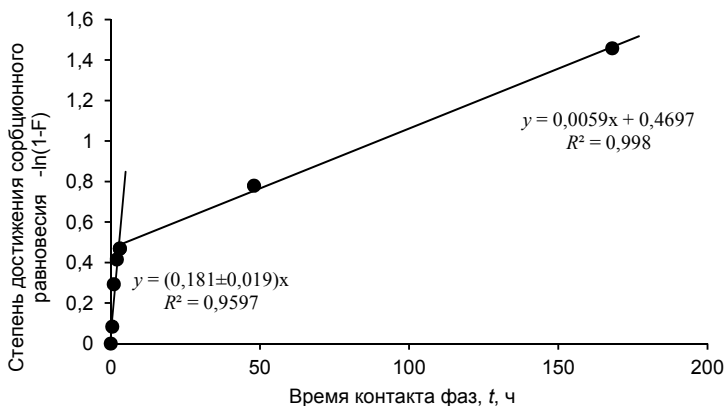


Рис. 5. Анаморфоза кинетической кривой сорбции цезия модифицированным гранулированным глауконитом.

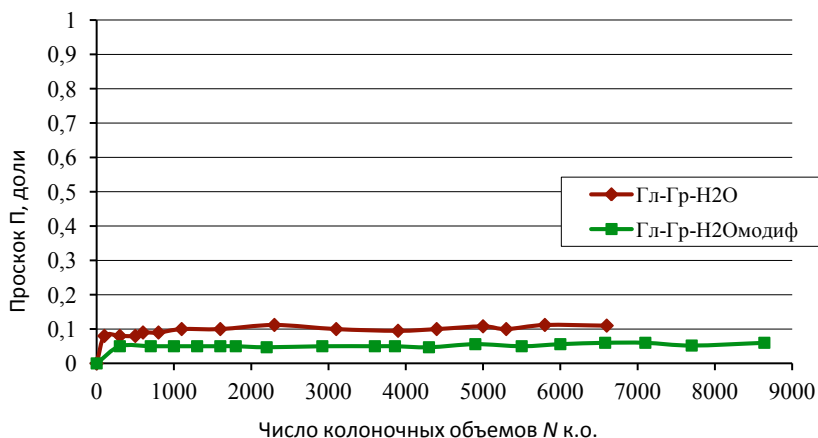


Рис. 6. Выходная кривая сорбции ^{137}Cs из водопроводной воды сорбентами в динамическом режиме.

Представленные на рис. 6 данные показывают, что для Гр-Гл-Н₂О проскок составил около 11 % после пропускания ≈ 6500 к.о. (26 л раствора), для образца Гр-Гл-Н₂О_{модиф} проскок составил 6 % после пропускания ≈ 8600 к.о. (34,5 л раствора), т. е. насыщение не достигнуто ни для одного из сорбентов. В данных условиях реализованы следующие коэффициенты распределения, рассчитанные по формуле (8): для Гр-Гл-Н₂О – K_d^* не менее $4,2 \cdot 10^4$ мл/г; для Гр-Гл-Н₂О_{модиф} – K_d^* не менее $1,1 \cdot 10^5$ мл/г. Таким образом,

коэффициент распределения для модифицированного образца K_d выше, чем для гранулированного глауконита.

После пропускания через колонку модельного раствора уплотнения сорбентов не наблюдалось, что свидетельствует о сохранении ими гидродинамических характеристик и подтверждает возможность использования в качестве загрузки фильтров в системах водоочистки. Накопление на фильтрующей загрузке активности ^{137}Cs , превышающей норматив для низкоактивных твердых радиоактивных отходов [15], потребует ее утилизации или захоронения.

ВЫВОДЫ

В ходе проведенного исследования получены закономерности извлечения цезия из водных растворов гранулированными сорбентами на основе глауконита в различных условиях: в зависимости от равновесной концентрации извлекаемого компонента в растворе, времени контакта твердой и жидкой фаз, концентрации цезия в исходном растворе, изменения концентрации сорбируемого элемента в фильтрате при реализации процесса в динамических условиях и др. Рассчитаны важнейшие параметры процесса сорбции: статическая обменная емкость сорбентов, константы скорости процессов сорбции цезия, коэффициенты распределения цезия между твердой и жидкой фазами.

Результаты исследования механической прочности гранулированного глауконита показали возможность его использования для фильтрующей загрузки очистных сооружений. Коэффициент распределения цезия между твердой и жидкой фазами гранулированного глауконита в статическом ($K_d = 1,1 \cdot 10^4$ мл/г) и динамическом (K_d^* не менее $4,2 \cdot 10^4$ мл/г) режимах позволяют рекомендовать данный материал для очистки радиоактивно загрязненных природных вод.

Модифицирование гранулированного глауконита путем нанесения на поверхность гранул смешанного ферроцианида никеля-калия (при сохранении механической прочности) позволит значительно увеличить эффективность извлечения радионуклидов цезия из водных сред по сравнению с немодифицированной формой сорбента. Коэффициент межфазного распределения ^{137}Cs для модифицированного гранулированного глауконита достигает в статике $K_d = 1,6 \cdot 10^6$ мл/г, в динамике $K_d^* = 1,1 \cdot 10^5$ мл/г. После пропускания через колонку с модифицированным глауконитом ≈ 8600 к.о. «проскок» достиг 6 % и насыщение сорбента не было достигнуто.

Ввиду доступности исходного природного сырья для получения сорбентов, низкой стоимости, простоты способа гранулирования и модификации глауконита, высокой эффективности применения этих сорбентов для из-

влечения цезия из водных систем можно сделать вывод о том, что применение гранулированных сорбентов в качестве загрузки фильтров приведет к увеличению ресурса очистных устройств, используемых при реабилитации водных объектов на радиационно загрязненных территориях.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Кутергин А.С., Кутергина И.Н.* Природные алюмосиликаты для очистки воды от радионуклидов техногенного происхождения // Водочистка, водоподготовка, водоснабжение. 2014. № 3 (75). С. 12–13.
2. *Русинова И.Н.* Применение гранулированного сорбента на основе глауконита в народном хозяйстве. Режим доступа: rusnauka.com>2_KAND_2014/Ecologia/2_156184.doc.htm.
3. Патент № 2429907. Гранулы из природного глауконита, состав и способ получения состава для изготовления гранул / заявители и патентообладатели ООО Научно-производственное предприятие «ЛИССКОН», Сержантов В.Г., Скиданов Е.В. (RU). заявл. 13.04.2010; опубл. 27.09.2011.
4. *Воронина А.В., Кутергин А.С., Недобух Т.А.* Возможность использования глауконита в процессах очистки водных сред на территориях с техногенной нагрузкой // Экология и промышленность России. 2013. № 200. С. 33–35.
5. *Voronina A.V., Kutergin A.S., Semenistchev V.S., Nogovitsyna E.V., Nikiforov A.F.* 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.
6. *Наговицына Е.В.* Получение и свойства поверхностно-модифицированных сорбентов для извлечения цезия: дис. ... канд. хим. наук: Екатеринбург: УрФУ, 2011. 169 с.
7. *Кутергин А.С., Недобух Т.А., Никифоров А.Ф.* Модифицированные сорбенты на основе гранулированного глауконита для очистки природных вод от радионуклидов // Водное хозяйство России. 2016. № 1. С. 75–84.
8. *Voronina A.V., Semenishchev V.S., Bykov A.A., Kutergin A.S., Nedobuh T.A., Betenekov N.D.* The Assessment of Possibility of Use of Natural and Modified Aluminosilicates for Rehabilitation of Radioactive Contaminated Territories / SCI Conference: International Conference on Ion Exchange (IEX 2012). Queens' College Cambridge. 19-21 September 2012. Society of Chemical Industry. P 37–38.
9. Патент на изобретение № 2348453. Способ получения гранулированного глауконита. Способ получения гранулированного глауконита (варианты) / Бетенков Н.Д., Кутергин А.С., Кутергина И.Н., Беднягин Г.В. № 2007140647/15; заявл. 01.11.2007; опубл. 10.03.2009. Бюл. № 7. Приоритет от 01.11.2007.
10. *Кутергин А.С., Никифоров А.Ф., Воронина А.В., Недобух Т.А.* Сорбционная очистка радиоактивно загрязненных вод фильтрующими материалами на основе гранулированного глауконита // Водное хозяйство России. 2010. № 3. С. 75–84.
11. ГОСТ 51641-2000 Материалы фильтрующие зернистые. Общие технические условия. Введ. 01.07.2001. М.: Изд-во стандартов, 2000.

12. Кузнецов Ю.В. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений / Ю.В. Кузнецов, В.Н. Щebetковский, А.Г. Трусов. М.: Атомиздат, 1974. 360 с.
13. Радиоактивные индикаторы в химии. Основы метода / В.Б. Лукьянов, Бердосов С.С., Богатырев И.О., Заборенко К.Б., Иофа Б.З. М.: Высшая школа, 1985. 287 с.
14. Кульский А.А. Гороновский И.Т., Когановский А.М., Шевченко М.А. Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды. Киев: Наукова Думка, 1980. 680 с.
15. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-2002) СП 2.6.6.1168-02. СПб.: Изда-во ДЕАН. 2003. 64 с.

Сведения об авторах:

Кутергин Андрей Сергеевич, канд. техн. наук, доцент, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», Россия, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21; e-mail: andr.kutergin@mail.ru

Недобух Татьяна Алексеевна, канд. хим. наук, доцент, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», Россия, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21; e-mail: t.a.nedobukh@urfu.ru

Никифоров Александр Федорович, д-р хим. наук, профессор, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», Россия, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21; e-mail: alex.f.nikiforov@mail.ru

Иманова Валентина Владимировна, магистр, кафедра радиохимии и прикладной экологии, Физико-технологический институт, ФГАОУ ВО «Уральский федеральный университет имени первого Президента России Б.Н.Ельцина», Россия, 620002, г. Екатеринбург, ул. Мира 21