

СОРБЦИЯ ^{137}Cs И ^{90}Sr ХИМИЧЕСКИ МОДИФИЦИРОВАННЫМИ ГУМИНОВЫМИ КИСЛОТАМИ

© 2022 г. Э. А. Токарь^{а, б, *}, О. В. Фёдорова^б, А. М. Егорин^{а, б}, И. Г. Тананаев^{а, б}

^а Дальневосточный федеральный университет, 690090, Владивосток, п. Аякс, д. 10

^б Озёрский технологический институт НИЯУ МИФИ, 456783, Озёрск Челябинской обл., пр. Победы, д. 48

^{*} Институт химии Дальневосточного отделения Российской академии наук,
690022, Владивосток, пр. 100-летия Владивостока, д. 159"

*e-mail: d.edd@mail.ru

Поступила в редакцию 28.12.2020, после доработки 11.03.2021, принята к публикации 16.03.2021

Исследованы сорбционные характеристики сорбентов на основе модифицированных гуминовых кислот, полученных из торфа Гуровского месторождения. Проведен анализ функционального элементного состава, молекулярно-массовых характеристик компонентов сорбентов. Показана зависимость сорбции ^{137}Cs и ^{90}Sr из жидких сред от pH и конкурирующих катионов, присутствующих в различном количестве. Полученные изотермы сорбции позволили рассчитать по уравнению Ленгмюра значения предельной адсорбции; наибольшие значения достигаются на образце ГК-2 (257 мг Cs/г) и ГК-5 (310 мг Sr/г). Установлена зависимость сорбционно-селективных характеристик сорбционных материалов по отношению к цезию и стронцию в зависимости от функционального состава. Полученные в работе результаты позволяют рекомендовать сорбенты на основе гуминовых кислот для извлечения радионуклидов цезия и стронция из широкого спектра жидких сред, в том числе из объектов окружающей среды.

Ключевые слова: гуминовые кислоты, торф, сорбция, цезий-137, стронций-90.

DOI: 10.31857/S0033831122010087

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время в результате реализации ядерных оборонных программ, функционирования предприятий ядерного топливного цикла, а также чрезвычайных ситуаций антропогенные радионуклиды могут поступать в биосферу, в частности, в природные водоемы [1, 2], что создает серьезные радиоэкологические угрозы [3]. Повышенную опасность представляют радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr , образующиеся при делении ядер урана. Помимо относительно большого периода полураспада (30.17 и 28.8 года соответственно) данные нуклиды обладают высокой растворимостью и миграционной способностью [4]. Ввиду указанных причин методы извлечения и концентрирования ^{137}Cs и ^{90}Sr из жидких сред продолжают непрерывно совершенствоваться и развиваться.

Среди множества методов выделения элементов наиболее экономически выгодным и эффективным является сорбционный [5]. Однако к сорбционным материалам предъявляется ряд требований, таких как высокая избирательность и адсорбционная емкость, гидромеханическая и химическая стабильность, а также простота производства при высокой доступности и низкой стоимости исходного сырья. На наш взгляд, вышеперечисленным характеристикам соответствуют природные сорбционные материалы на основе гуминовых кислот (ГК) [6–8], которые по характеристикам не уступают широко известным материалам.

Гуминовые кислоты входят в состав обширного класса природных гуминовых веществ, состоящих из смеси комплексов органических соединений, возникающих при разложении органических остатков растительного и животного происхождения.

Важной особенностью данных материалов является их высокая распространенность; так, например, в минеральных почвах на долю гуминовых веществ приходится до 80–90% [9], в сапропелях – 9–60% [10], в торфах – до 50% [11], в землистых бурых углях – от 0 до 100% [11], в донных отложениях и взвешях морской воды – до 20% [12], в донных отложениях рек и озёр – 60–85% [12]. За счет уникального строения ГК, а именно, наличия гидрофильных и гидрофобных групп, они способны связывать ионы металлов и органические молекулы [13, 14]. Наличие в молекулах ГК широкого спектра кислородсодержащих функциональных групп, таких как карбоксильные, фенольные, алифатические спиртовые, хинонные и др., в сочетании с присутствующими ароматическими фрагментами обуславливает их способность вступать в ионные и донорно-акцепторные взаимодействия, образовывать водородные связи. Благодаря наличию уникальных характеристик ГК используют как сорбционные материалы для извлечения тяжелых металлов, в том числе радионуклидов [7]. В качестве сорбентов ГК могут применяться как в виде исходных соединений, добытых из природного грунта и торфа [15], так и в модифицированных формах [16]. Так, например, оксиметилирование и карбоксилирование улучшают сорбционные характеристики ГК по сравнению с немодифицированными формами [17, 18]. Благодаря уникальному строению и функциональному составу ГК можно использовать для извлечения широкого спектра металлов из природных вод. Так, в работе [16] показано, что модифицирование ГК по методу Кольбе–Шмитта увеличивает количество сорбционных центров ГК, о чем свидетельствует повышение коэффициентов распределения Pu(IV) и U(VI) в 6 раз, Np(V) и Am(III) – в 10 раз при извлечении данных элементов из имитатора грунтовых вод по сравнению с немодифицированными материалами. Формирование дополнительных адсорбционных центров в виде фенольных, карбоксильных и других функциональных групп позволяет использовать данные материалы как для извлечения радиоактивных и тяжелых металлов из природных и технологических жидких сред, так и для создания дешевых и доступных противомиграционных барьеров [17].

Целью настоящей работы является оценка эффективности селективного извлечения радионукли-

дов ^{137}Cs и ^{90}Sr из жидких сред на химически модифицированных ГК Гуровского месторождения, установление зависимости характеристик сорбции от молекулярного состава материалов.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В качестве сорбционных материалов использовали 5 синтетических гранулированных органо-неорганических сорбентов на основе гуминовых кислот (ГК) зернением 0.1–0.2 мм, в функциональном составе которых присутствуют различные функциональные группы: карбоксильные, хинонные, кетонные, фенольные. Данные материалы были разработаны и переданы для работы Платоновым В.В. (Тульский государственный университет). Синтез новых сорбционных материалов на основе гуминовых кислот осуществляли методом оксиметилирования и карбоксилирования [19, 20] мелкой фракции верхового торфа, полученного из Гуровского месторождения (категория C1 + C2), расположенного в Алексинском районе Тульской области. Органическое вещество торфа данного месторождения имеет следующий состав, мас%: С 46.6, Н 2.3, N 2.1, О 48.3, S 0.7. Торф также содержит Na от 0.6 до 1, Mg от 2 до 6, Al от 5 до 10, Fe от 3 до 6 мас%.

Исследование сорбционных характеристик. Сорбцию макроколичества ^{137}Cs и ^{90}Sr на ГК в зависимости от pH среды проводили в статических условиях с соотношением Ж/Т = 500 мл/г в растворах с pH 3–8, устанавливаемым с помощью растворов 0.1 моль/л HCl и NaOH. Перед началом эксперимента в растворы вносили метку ^{137}Cs или ^{90}Sr активностью 10^5 Бк/л. Для достижения химического равновесия перед началом эксперимента навески сорбентов выдерживали 24 ч в рабочих растворах, не содержащих метки радионуклида. Затем сорбент отделяли от первичного раствора и вносили раствор, содержащий метку радионуклида, с последующим перемешиванием на вертикальном шейкере со скоростью 100 об/мин. По окончании перемешивания сорбент отделяли путем фильтрации раствора через фильтр «синяя лента» с последующим определением остаточной активности ^{137}Cs (^{90}Sr) в элюате.

Сорбционно-селективные характеристики сорбентов по отношению к ^{137}Cs и ^{90}Sr определяли в растворах с pH 6 ± 0.2 присутствии катионов

Таблица 1. Химический состав модельных и реальных растворов.

Компонент	Содержание, ммоль/л		
	модельная грунтовая вода	водопроводная вода	речная вода
Na ⁺	3.6	2.6 × 10 ⁻¹	7.6 × 10 ⁻¹
K ⁺	6.2 × 10 ⁻²	2.4 × 10 ⁻²	4.7 × 10 ⁻²
Mg ²⁺	5.0 × 10 ⁻²	5.4 × 10 ⁻²	4.3 × 10 ⁻¹
Ca ²⁺	0.1	0.1	0.6
Al ³⁺	3.4 × 10 ⁻⁴	1.4 × 10 ⁻⁵	1.9 × 10 ⁻³
Fe ²⁺	9.8 × 10 ⁻⁷	3.9 × 10 ⁻³	2.6 × 10 ⁻³
Si	0.3	-	0.3
Cl ⁻	4.0 × 10 ⁻²	-	-
SO ₄ ²⁻	0.1	0.3	-
CO ₃ ²⁻	3.6	2.4	-
Br ⁻	6.3 × 10 ⁻³	-	-
F ⁻	7.7 × 10 ⁻²	-	-
P	2.9 × 10 ⁻²	-	-
N	6.5 × 10 ⁻²	-	-
B	0.2	-	-
pH	8.4	6.7	8.2

Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ в диапазоне концентраций 25–500 мг/л, соотношение Ж/Т = 500 мл/г.

Эффективность извлечения радионуклида (A , %) рассчитывали по уравнению (1), коэффициент распределения (K_p , мл/г) – по уравнению (2):

$$A(\%) = \left(1 - \frac{A_1}{A_0}\right) \times 100, \quad (1)$$

$$K_p = \frac{A_0 - A_1}{A_1} \times \frac{V}{m}, \quad (2)$$

где A_0 – исходная активность раствора (Бк/мл), A_1 – равновесная активность раствора (Бк/мл), V – объем аликвоты раствора (мл), m – масса сорбента (г).

Характер адсорбционного процесса оценивали по изотермам адсорбции, для этого образцы сорбента приводили в контакт при непрерывном перемешивании с серией модельных растворов с различной концентрацией стабильных изотопов Cs или Sr. Длительность перемешивания 48 ч, pH 6 ± 0.2, Ж/Т = 500 мл/г. По окончании эксперимента растворы отделяли от сорбента путем фильтрования на фильтрах марки «синяя лента» с последующим определением остаточной концентрации Cs или Sr и расчетом статической обменной емкости (СОЕ, мг/г) по уравнению (3):

$$\text{СОЕ} = (C_0 - C_1) \times \frac{V}{m}, \quad (3)$$

где C_0 – начальная концентрация стабильного Cs или Sr в растворе (мг/л), C_1 – равновесная концентрация стабильного Cs или Sr в растворе (мг/л).

Полученные данные использовали для расчета изотерм сорбции. Для описания изотерм сорбции использовали стандартное уравнение Ленгмюра (4):

$$K = G_{\max} \times \frac{K_L \times A}{1 + K_L \times A}, \quad (4)$$

где G_{\max} – значение предельной сорбции (мг/г), A – равновесная концентрация Cs или Sr в растворе (мг/л), K_L – константа адсорбционного равновесия, характеризующая энергию связи адсорбент–адсорбат (л/г). Обработку данных проводили с использованием программы SciDavis.

Для оценки возможности сорбции радионуклидов из природных вод с применением полученных материалов использовали водопроводную воду, речную воду, а также имитатор грунтовых вод, состав которого приведен в табл. 1.

Оборудование и материалы. Активность ¹³⁷Cs в растворе определяли с помощью γ -спектрометра сцинтилляционного типа «Прогресс-гамма». Содержание ⁹⁰Sr в модельном растворе определяли с использованием низкофонового радиометра УМФ-2000 (НПП «Доза»).

Морфологию образцов изучали с помощью сканирующего электронного микроскопа (СЭМ) высокого разрешения Carl Zeiss CrossBeam the XB 1540 (Германия), оснащенного блоком энергодисперсного микроанализа Bruker. Ускоряющее напряжение ионной пушки 15 кВ для обратно рассеянных (отраженных) электронов; пространственное разрешение при сканировании ионным пучком 50 нм.

Концентрацию стабильного Cs и Sr в модельном растворе определяли с помощью масс-спектрометра с индуктивно связанной плазмой модели PlasmaQuant MS Elite.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Молекулярные массы ядер ГК составляют от 5 до 1000 кДа, что позволяет определить эти вещества как наноструктурированные объекты [18]. ГК, как класс высокомолекулярных соединений, не об-

Таблица 2. Элементно-молекулярные характеристики ГК

Образец	Масса, а.е.м.	Элементный состав, мас%	Функциональный состав, ^a ммоль/г					Н/С	О/С
			ФГ	КрГ	ХГ	КГ	иодное число, г/100 г		
ГК-1	1458	С (63.4), Н (6.8), N (5.1), O + S (24.7)	12.5	4.8	8.4	1.3	2.2	1.28	0.29
ГК-2	1672	С (71.0), Н (5.3), N (3.6), O + S (19.1)	5.1	3.9	5.1	2.0	0.9	0.89	0.20
ГК-3	1489	С (51.4), Н (5.3), N (3.6), O + S (39.7)	6.5	4.5	3.2	2.4	0.9	1.23	0.60
ГК-4	1603	С (49.1), Н(5.0), N (2.4), O + S (43.5)	3.2	3.2	2.5	2.2	1.1	1.21	0.66
ГК-5	1343	С (56.3), Н (6.2), N (3.0), O + S (34.4)	3.7	3.8	2.7	2.7	1.3	1.31	0.46

^a Группы: ФГ – фенольные, КрГ – карбоксильные, ХГ – хиноидные, КГ – кетонные

ладают определенной формулой, однако входящие в их состав семихиноны позволяют участвовать в различных окислительно-восстановительных процессах [18]. Вследствие наличия азот-, углерод-, водород- и кислородсодержащих функциональных групп (гидроксильные, карбонильные, карбоксильные, аминогруппы) адсорбционная емкость ГК по отношению к катионам тяжелых металлов может достигать 1 ммоль/г вследствие образования прочных комплексов.

Для оценки химических и сорбционных свойств ГК был проанализирован элементный и функциональный состав, а также установлена молекулярная масса соединений. Результаты представлены в табл. 2.

На основании данных по массовому содержанию элементов были рассчитаны атомные соотношения Н/С, О/С, позволяющие оценить структуру полимера, содержание ненасыщенных фрагментов и кислородсодержащих функциональных групп. В образцах ГК-1, ГК-3, ГК-4 и ГК-5 величина Н/С колеблется от 1.21 до 1.31 (табл. 2). Это свидетель-

ствует о том, что в структуре гуминовых кислот ароматические фрагменты присутствуют в большем количестве, чем алифатические с линейным строением [18], в отличие от образца ГК-2.

Анализ функционального состава материалов (табл. 2) показывает наличие большего количества активных кислых групп фенольных и карбоксильных гидроксидов в образцах ГК-3, ГК-4, ГК-5, что свидетельствует о преобладающем ионообменном механизме сорбции щелочных и щелочноземельных металлов, количество которых, возможно, будет стехиометрически соответствовать суммарному содержанию данных функциональных групп. Наличие в образцах ГК-1 и ГК-2 преимущественно фенольных и хиноидных групп свидетельствует о возможности извлечения металлов как путем ионного обмена, так и за счет окислительно-восстановительной реакции, что может расширить область применения данных материалов [18].

На рис. 1 приведены СЭМ-изображения поверхности исследуемых материалов. Можно отметить, что, за исключением ГК-1, поверхность исход-

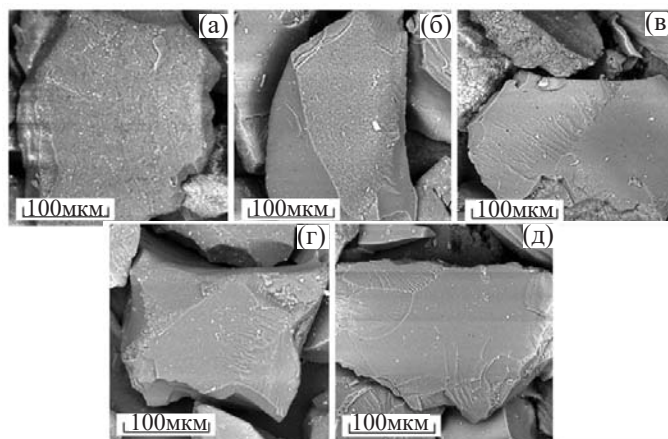


Рис. 1. СЭМ-изображения образцов: (а) ГК-1, (б) ГК-2, (в) ГК-3, (г) ГК-4, (д) ГК-5.

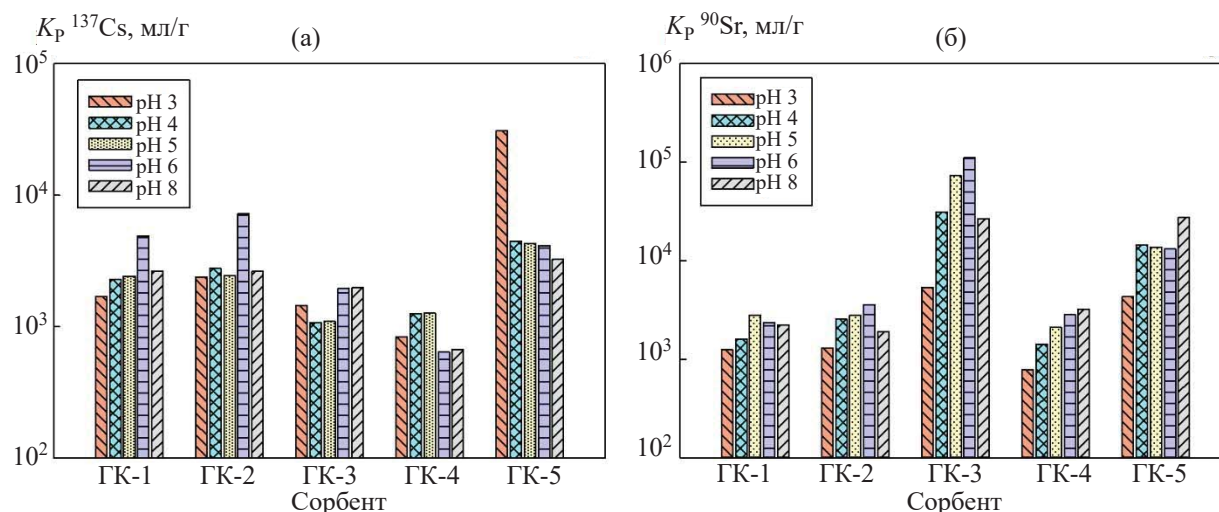


Рис. 2. Сорбционно-селективные характеристики сорбентов по отношению к микроконцентрациям ^{137}Cs (а) и ^{90}Sr (б) при различных значениях pH раствора.

ных образцов гладкая, содержащая незначительные вкрапления частиц, предположительно пыли. Образцы ГК-2 и ГК-3 на изломе имеет заметную рыхлую структуру в отличие от частиц сорбентов ГК-4 и ГК-5.

Результаты оценки сорбционно-селективных характеристик сорбентов по отношению к ^{137}Cs и ^{90}Sr приведены на рис. 2. В целом наибольшие значения K_d ^{137}Cs были получены на сорбентах ГК 1, ГК 2, ГК 5 (рис. 2, а). Стоит отметить, что образец ГК-5 также характеризуется наилучшими сорбционно-селективными характеристиками в диапазоне pH 3–8. Причиной пониженной эффективности сорбента ГК-4, вероятно, является особенность функционального состава. В частности, в ГК-4 в отличие от других образцов содержится наименьшее количество функциональных групп кислотного характера – карбоксильных и фенольных гидроксидов, отвечающих за протекание ионного обмена, а также

кетонных групп, способствующих комплексообразованию.

Эффективность извлечения и коэффициент распределения ^{90}Sr ожидаемо растут с увеличением pH растворов (рис. 2, б), что связано с уменьшением концентрации катиона H_3O^+ , негативно влияющего на адсорбцию ионов Sr^{2+} [21, 22]. Это обусловлено тем, что при низких значениях pH поверхность адсорбента тесно связана с ионами гидроксония, а силы отталкивания ограничивают приближение ионов Sr^{2+} . По мере увеличения pH помимо снижения концентрации H_3O^+ может происходить частичное депротонирование карбоксильных и альдегидных групп, что приводит к образованию отрицательного заряда поверхности сорбента. Отсутствие аналогичного эффекта для цезия, вероятнее всего, связано с разностью величины положительного заряда и радиуса катиона. Сорбенты ГК-3 и ГК-5 характеризуются наилучшими сорбционно-селективными характеристиками.

Таблица 3. Параметры уравнения Ленгмюра, рассчитанные путем нелинейной регрессии экспериментальных значений

Элемент	Параметры	ГК-1	ГК-2	ГК-3	ГК-4	ГК-5
Cs	G_{\max}	190 ± 10	260 ± 16	70 ± 5	80 ± 5	190 ± 12
	K_L	0.41 ± 0.05	0.43 ± 0.05	0.4 ± 0.1	0.88 ± 0.12	0.5 ± 0.1
	R^2	0.99	0.98	0.99	0.98	0.99
Sr	G_{\max}	100 ± 10	150 ± 12	300 ± 20	110 ± 13	310 ± 24
	K_L	0.97 ± 0.17	0.66 ± 0.10	0.64 ± 0.11	0.95 ± 0.15	0.6 ± 0.1
	R^2	0.99	0.98	0.97	0.97	0.99

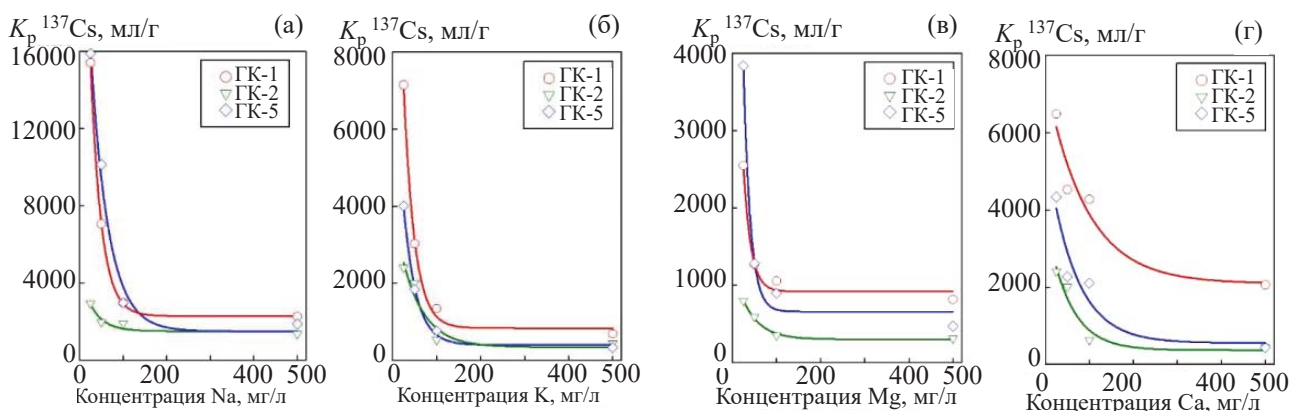


Рис. 3. Зависимость K_p ^{137}Cs от концентрации катионов Na^+ (а), K^+ (б), Mg^{2+} (в), Ca^{2+} (г).

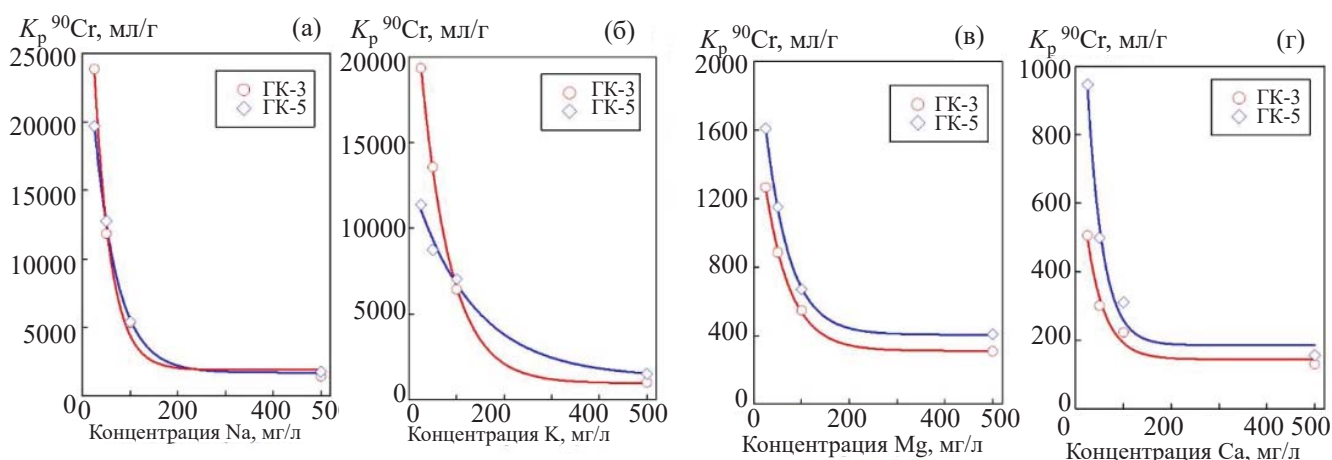


Рис. 4. Зависимость K_p ^{90}Sr от концентрации катионов Na^+ (а), K^+ (б), Mg^{2+} (в), Ca^{2+} (г).

Механическая стабильность гранул сорбента сохраняется в диапазоне pH 2–9. Вне указанного диапазона происходит частичное растворение сорбентов и механическое разрушение гранул с последующим диспергированием. В табл. 3 приведены рассчитанные по изотермам сорбции значения предельной сорбции и константы адсорбционного равновесия; значения коэффициента корреляции для всех экспериментальных значений превышают 0.95. Наибольшее значение предельной адсорбции цезия получено на сорбентах ГК-1, ГК-2 и ГК-5, стронция – на ГК-3 и ГК-5, что также связано с особенностью функциональных групп. Вероятно, адсорбция Cs поверхностью ГК-1, ГК-2 и ГК-5 протекает с участием гидроксильных и карбоксильных групп, содержание которых в структуре данных сорбентов превышает содержание кетонных групп (табл. 2), а также за счет ван-дер-ваальсовых сил. Имеет место ионный обмен и, в меньшей степени,

комплексообразование. В образце ГК-5 примерно одинаковое содержание функциональных групп способствует высоким значениям сорбционной емкости как по Cs, так и по Sr. Учитывая полученные результаты, оценку влияния катионов на сорбционно-селективные характеристики проводили с образцами сорбентов ГК-1, ГК-2 и ГК-5 в растворах с pH 6 (рис. 3).

В присутствии ионов Na^+ и K^+ в диапазоне концентраций 25–100 мг/л наилучшие значения K_p ^{137}Cs были получены на сорбентах ГК-1 и ГК-5. Ожидается, что калий, имея близкие с цезием катионные радиусы, в большей степени, чем натрий, влияет на эффективность извлечения радионуклида, однако значения K_p в указанном диапазоне концентраций превышают 10^3 мл/г. Дальнейшее увеличение концентрации ионов Na^+ или K^+ делает извлечение цезия малоэффективным. Было обнаружено, что ионы Ca^{2+} и Mg^{2+} даже в большей

Таблица 4. Коэффициенты распределения радионуклидов при их сорбции из водопроводной, речной и имитатора грунтовой воды различными ГК

Образец	$K_p \times 10^{-3}, \text{см}^3/\text{г}$					
	^{137}Cs			^{90}Sr		
	водопроводная вода	речная вода	имитатор грунтовых вод	водопроводная вода	речная вода	имитатор грунтовых вод
ГК-1	4.3	76.2	19.5	–	–	–
ГК-2	3.1	2.9	9.5	–	–	–
ГК-3	–	–	–	7.3	2.0	1.2
ГК-5	25.9	24.0	18.3	8.7	2.2	1.2

степени, чем K^+ , оказывают негативное влияние на адсорбцию ^{137}Cs . Данный факт может свидетельствовать о том, что адсорбция на ГК в большей степени определяется электростатическим эффектом, который, в свою очередь, определяется величиной заряда и его плотностью. Таким образом, адсорбция многозарядных катионов, имеющих малый радиус, будет более предпочтительна по сравнению с однозарядными. Негативное влияние катионов на адсорбцию цезия снижается в следующем ряду: $\text{Mg}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$. Следует отметить, что образец ГК-2 наименее эффективен в сравнении с ГК-1 и ГК-5, что, вероятно, связано с низким содержанием фенольных и карбоксильных функциональных групп в молекулярной структуре адсорбента.

Оценку влияния конкурирующих катионов на сорбцию ^{90}Sr проводили только для образцов ГК-3 и ГК-5 в растворах с pH 6 (рис. 4). Согласно полученным результатам, с ростом концентрации конкурирующих ионов Na^+ и K^+ в диапазоне 25–100 мг/л значения K_p ^{90}Sr пропорционально снижаются в 2–4 раза, при этом превышают 5×10^3 мл/г. Однако ввиду близости химических свойств катионы щелочноземельных металлов, особенно Ca^{2+} , значительно снижают эффективность извлечения ^{90}Sr . По сравнению с адсорбцией цезия негативное влияние на адсорбцию стронция выглядит несколько иначе: $\text{Ca}^{2+} \gg \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$. В присутствии Ca^{2+} значение K_p не превышает 10^3 мл/г.

Для оценки возможности практического применения ГК была оценена эффективность извлечения ^{137}Cs и ^{90}Sr из водопроводной и речной воды, а также из раствора-имитатора грунтовых вод (табл. 4).

Показано, что образцы ГК-1 обладают наилучшими сорбционно-селективными характеристиками по отношению к цезию в речной воде, что, ве-

роятно, связано с наличием в структуре преимущественно фенольных и хинонных функциональных групп. Однако в водопроводной воде происходит резкое снижение K_p ^{137}Cs , что может быть связано с пептизацией сорбента, что подтверждается морфологией сорбента (рис. 1, а) имеющего рыхлую структуру. В отличие от ГК-1 сорбент ГК-5 имеет плотную структуру, что положительно сказывается на величине K_p ^{137}Cs в водопроводной воде, поэтому данный материал в наибольшей степени подходит для очистки слабоминерализованных сред.

При переходе от водопроводной воды к речной и грунтовой K_p ^{90}Sr заметно снижается, что связано с присутствием ионов Mg^{2+} и Ca^{2+} . Несмотря на это, сорбционно-селективные характеристики сохраняются на высоком уровне (K_p ^{90}Sr более 10^3 мл/г), что позволяет рекомендовать данные материалы как дешевые и доступные сорбенты для очистки слабоминерализованных жидких сред.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучены сорбционные характеристики сорбентов на основе гуминовых кислот различного состава по отношению к ионам цезия и стронция. Показана зависимость эффективности извлечения радионуклидов от функционального состава ГК. Установлено, что наибольшие значения коэффициентов распределения Cs и Sr достигаются с использованием сорбентов на основе гуминовых кислот, в составе которых преобладают карбоксильные, фенольные и хинонные функциональные группы. Наибольшее конкурирующее воздействие при сорбции Cs и Sr оказывают ионы щелочноземельных металлов Ca^{2+} и Mg^{2+} . При сорбции радионуклидов из модельных и реальных растворов различного типа коэффици-

енты распределения ^{137}Cs и ^{90}Sr составили 10^3 – 10^5 и 10^3 – 10^4 см³/г соответственно, на основании чего полученные материалы можно рекомендовать для применения в целях извлечения радионуклидов из объектов окружающей среды.

ФОНДОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Работа выполнена при поддержке Российского фонда фундаментальных исследований, проект № 19-03-00119-а.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Buessler K., Aoyamaet M., Fukasawa M. // Environ. Sci. Technol. 2011. Vol. 45, N 23. P. 9931.
2. Farid O., Shih K., Lee W.E., Yamana H. Radioactive Waste Management and Contaminated Site Clean-Up. Philadelphia: Woodhead, 2013.
3. Мясоедов Б.Ф., Никашина В.А. // ЖРХО им. Д.И. Менделеева. 2005. Т. 49, № 2. С. 64.
4. Новиков А.П., Калмыков С.Н., Ткачёв В.В. // ЖРХО им. Д.И. Менделеева. 2005. Т. 49, № 2. С. 119.
5. Parunov E.K., Trukhin I.S., Mayorov V.Y., Patrusheva O. V., Vostroknutov A. A., Avramenko V.A. // Dokl. Phys. Chem. 2017. Vol. 473. P. 61. <https://doi.org/10.1134/S0012501617040030>
6. Avramenko V., Bratskaya S., Zheleznov V., Sheveleva I., Voitenko O., Sergienko V. // Hazard. Mater. 2011. Vol. 186, N 2. P. 1343. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.009>
7. Волков И.В., Поляков Е.В. // Радиохимия. 2020. Т. 62, № 2. С. 93. <https://doi.org/10.31857/S003383112002001X>
8. Shvykin A.Y., Platonov V.V., Proskuryakov V.A., Chilachava K.B., Podshibyakin S.I. // Russ. J. Appl. Chem. 2006. Vol. 79, N 10. P. 1576. <https://doi.org/10.1134/S107042720610003X>
9. Александрова Л.Н. // Зап. ЛСХИ. 1970. Т. 142. С. 180.
10. Александрова Л.И. // Зап. ЛСХИ. 1975. Т. 169. С. 70.
11. Кухаренко Т.А. Химия и генезис ископаемых углей. М.: Госгортехиздат, 1960.
12. Thurman E.M. // Organic Geochemistry of Natural Waters. Developments in Biogeochemistry. 1985. Vol. 2. https://doi.org/10.1007/978-94-009-5095-5_2
13. Орлов Д.С., Садовникова Л.К., Суханова Н.И. Химия почв. М.: Высш. шк., 2005.
14. Перминова И.В. Дисс. ... д.х.н. М.: МГУ, 2000. С. 360.
15. Celebi O., Kilikli A., Erten H.N. // Hazard. Mater. 2009. Vol. 168, N 2. P. 695. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.02.090>
16. Malikov D.A., Goryacheva T.A., Novikov A.P., Platonov V. V., Treityak R.Z. // Geochem. Int. 2012. Vol. 50. P. 1032. <https://doi.org/10.1134/S001670291212004X>
17. Платонов В.В., Калмыков С.Н., Писляк В.Г., Тананавев И.Г. // Вестн. ДВО РАН. 2016. № 3. С. 72–79.
18. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв. М.: МГУ, 1974.
19. Платонов В.В., Елисеев Д.Н., Трейтяк Р.З., Швыкин А.Ю., Хадарцев А.А., Хрупачев А.Г. // Вестн. новых мед. технологий. 2011. Т. 28, № 4. С. 35. <https://doi.org/10.24411/2075-4094-2019-16502>
20. Платонов В.В. // Вестн. новых мед. технологий. 2010. Т. 27, № 4. С. 9–11.
21. Gezici O., Kara H., Ersöz M., Abali Y. // J. Colloid Interface Sci. 2005. Vol. 292. P. 381. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2005.06.009>
22. Baker H., Khalili F. // Anal. Chim. Acta. 2004. Vol. 516. P. 179. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2004.03.068>