

# СОРБЦИЯ РАДИОНУКЛИДОВ $^{137}\text{Cs}$ , $^{60}\text{Co}$ И $^{85}\text{Sr}$ ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ ТЕРМООБРАБОТАННЫМИ ГОРЮЧИМИ СЛАНЦАМИ

© 2021 г. О. Б. Коренькова<sup>а</sup>, \*, А. В. Радкевич<sup>а</sup>, В. В. Торопова<sup>а</sup>, В. В. Сасковец<sup>а</sup>,  
А. Н. Щеплецова<sup>а</sup>, Т. Ф. Кузнецова<sup>б</sup>, А. И. Иванец<sup>б</sup>

<sup>а</sup> Объединенный институт энергетических и ядерных исследований–Сосны НАН Беларуси,  
223063, д. Прилесье Луговослободского с/с Минского р-на Минской обл., д. 47/22

<sup>б</sup> Институт общей и неорганической химии НАН Беларуси, 220072, Минск, ул. Сурганова, д. 9/1  
\*e-mail: ireplab06@mail.ru

Поступила в редакцию 31.03.2020, после доработки 07.09.2020, принята к публикации 14.09.2020

Продукты переработки горючих сланцев представляют интерес в качестве сорбентов для очистки жидких радиоактивных отходов (ЖРО). В работе изучены адсорбционные и текстурные характеристики образцов термообработанных горючих сланцев методом низкотемпературной адсорбции–десорбции азота и сорбции радионуклидов из водных растворов. Показано, что при увеличении температуры обработки горючих сланцев возрастает их сорбционная способность при извлечении радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{60}\text{Co}$  из водных растворов, тогда как на сорбцию  $^{85}\text{Sr}$  температура обработки не влияет. Такое влияние температуры обработки на сорбционные характеристики горючих сланцев связано с удалением и карбонизацией органической составляющей, а также различным вкладом ионообменных и адсорбционных процессов в адсорбцию радионуклидов  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$ . При этом значение коэффициентов распределения радионуклидов достигает  $10^3$ – $10^4$  см<sup>3</sup>/г.

**Ключевые слова:** жидкие радиоактивные отходы, горючие сланцы, сорбция, селективность, радионуклиды, цезий, стронций, кобальт.

DOI: 10.31857/S0033831121050075

## ВВЕДЕНИЕ

Радиоактивные отходы (РАО) образуются при эксплуатации объектов ядерного топливного цикла, атомных электростанций, исследовательских ядерных установок, судов гражданского и кораблей военно-морского флотов с ядерными энергетическими установками и иными радиационными источниками, а также при использовании радиоизотопной продукции в медицине, промышленности, научных исследованиях. Значительную экологическую опасность представляют ЖРО, образующиеся в больших объемах на объектах использования атомной энергии. Основной вклад в активность ЖРО, как правило, вносят радионуклиды  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{60}\text{Co}$ , ха-

рактеризующиеся длительными периодами полураспада и высокой подвижностью в объектах окружающей среды [1].

Для удаления долгоживущих радионуклидов из ЖРО применяются различные методы. Ввиду нахождения указанных радионуклидов в ЖРО, как правило, в ионных формах наиболее эффективными методами извлечения при переработке являются ионный обмен и сорбция на селективных сорбентах. Следует отметить, что ионный обмен – хорошо освоенный способ очистки водных сред предприятий атомной энергетики [2]: очистка теплоносителей первого и второго контуров АЭС, растворов борной кислоты, воды бассейнов хранения ОЯТ. Однако данный метод с экономической точки зрения применим только при солесодержании исходного

раствора не более 1–5 г/дм<sup>3</sup>. Существенную роль играет присутствие в растворах конкурирующих стабильных катионов, в частности, присутствие катионов кальция и магния значительно снижает эффективность извлечения радионуклидов стронция, а присутствие катионов калия и натрия – радионуклидов цезия.

Наиболее перспективными на сегодняшний день являются неорганические сорбенты, характеризующиеся высокой селективностью, а также химической, термической и радиационной стойкостью [3–5]. Среди них наиболее изученными являются природные и синтетические алюмосиликаты (цеолиты) [6–8], титаносиликаты [9–12], малорастворимые фосфаты металлов [13–15]. По сравнению с органическими ионообменными смолами они имеют следующие преимущества: большую химическую и радиационную устойчивость; большую селективность, которая обеспечивает удаление радионуклидов из ЖРО, содержащих высокие концентрации неактивных солей; лучшую совместимость с матрицами на основе цемента для последующего кондиционирования и захоронения.

Помимо высокой селективности и сродства к извлекаемым радионуклидам, для практического применения сорбционных материалов при очистке жидких радиоактивных отходов немаловажным фактором является их стоимость. В связи с этим несомненный интерес представляют технологии получения универсальных сорбционных материалов с использованием дешевого, легкодоступного сырья, в том числе техногенных отходов некоторых производств. В Республике Беларусь имеются запасы природного сырья (глины, доломиты, торф, трепел и т.п.), которые могут быть использованы как сорбенты для очистки ЖРО от радионуклидов [16, 17]. Особый интерес представляют модифицированные природные сорбенты, обладающие селективными свойствами по отношению к отдельным радионуклидам [18].

Перспективными сорбентами могут стать продукты переработки горючих сланцев. Залежи горючих сланцев Беларуси сосредоточены в Припятском сланцевом бассейне, расположенном в южной части республики на площади более 10 тыс. км<sup>2</sup>. Общие прогнозные запасы оценены в 8.8 млрд. т, реальные промышленные – около 3.6 млрд. т. Основное количество горючих сланцев сосредоточено

на двух месторождениях – Любанском (0.9 млрд. т) и Туровском (2.7 млрд. т).

Горючие сланцы указанных месторождений состоят из смеси неорганических и органических веществ. Неорганических веществ по массе больше (60–85% сухой массы), и они представлены в основном карбонатными и глинистыми минералами. Первые – это кальцит и доломит в различных соотношениях, вторые – гидрослюды и монтмориллонит. Исследования химического состава золы показали, что минеральная часть в основном состоит из оксидов кремния, алюминия, железа, кальция и магния. Органическая составляющая горючих сланцев – так называемый кероген – представляет собой смесь природных полимерных органических соединений с молекулярной массой более 1000 г/моль [19].

Для промышленного применения горючие сланцы представляют интерес как топливо и химическое сырье. В качестве топлива они могут использоваться при непосредственном сжигании и после переработки в сланцевое масло. Минеральная часть является балластом, снижающим теплотворную способность сланцев и значительно увеличивающим их зольность. Общепринято, что развитие потенциала сланцев как полезных ископаемых заключается в их глубокой переработке с использованием как органической, так и минеральной части. Состав минеральной матрицы близок к природным алюмосиликатам, что позволяет предположить наличие сорбционных и селективных свойств по отношению к различным радионуклидам [20].

Настоящая статья посвящена исследованию сорбции радионуклидов <sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co и <sup>85</sup>Sr из водных растворов термообработанными природными горючими сланцами с целью их применения в качестве сорбентов для очистки жидких радиоактивных отходов.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Исследования проводили на образцах природных горючих сланцев Туровского месторождения, полученных при различной температуре обработки в присутствии водяного пара. Обработку проводили в потоке перегретого пара при атмосферном давлении со скоростью нагрева 17°C/мин. Подача

водяного пара начиналась с температуры  $250^\circ\text{C}$ . Затем образцы горючих сланцев выдерживали в течение 40 мин при температуре  $300$  (образец 1),  $320$  (образец 2),  $340$  (образец 3),  $360$  (образец 4),  $380$  (образец 5) и  $400^\circ\text{C}$  (образец 6).

Термодеструкцию сланцев в присутствии водяного пара осуществляли на экспериментальной установке проточного типа. При термическом разложении сланцев с минеральной составляющей, представляющей собой в основном мергелевую глину, образуется пористый материал, поверхность которого в результате деструкции под действием водяного пара подвергается более полной очистке и активации [21]. В режимах обработки водяным паром и при  $400^\circ\text{C}$  степень извлечения керогена из сланца, содержащего 24% органического вещества, составляет 73%, что соответствует извлечению 17.5 г керогена на каждые 100 г сланца. При более низких температурах, например при  $340^\circ\text{C}$ , выделяется 61% органической части.

Адсорбционные и текстурные свойства образцов оценивали из изотерм низкотемпературной ( $-196^\circ\text{C}$ ) физической адсорбции–десорбции азота, полученных объемным методом на анализаторе площади поверхности и пористости ASAP 2020 MP (Micromeritics, США). Площадь поверхности пор в расчете на единицу массы твердого тела, или удельную поверхность, определяли однотоочечным ( $A_{\text{sp}}$ ) и многотоочечным ( $A_{\text{ВЕТ}}$ ) методом БЭТ. Методом одной точки по Гурвичу рассчитывали адсорбционный и десорбционный объем ( $V_{\text{sp.ads}}$  и  $V_{\text{sp.des}}$ ) пор и средний адсорбционный и десорбционный диаметр ( $D_{\text{sp.ads}}$  и  $D_{\text{sp.des}}$ ) пор. Дифференциальное распределение объема мезопор по диаметрам  $dV/dD = f(D)$  рассчитывали из десорбционной ветви изотермы методом Барретта–Джойнер–Халенды (ВЖН). Согласно ВЖН, при  $p/p_0 \rightarrow 1.0$ , т.е. в диапазоне относительных давлений  $0.9 < p/p_0 < 0.95$ , все поры заполнены конденсированной жидкостью. При десорбции сначала происходит удаление только капиллярного конденсата, а затем удаление конденсата и истончение адсорбированного слоя в менее крупных порах. Относительная ошибка определения объема пор составляла  $\pm 1\%$ , площади поверхности и размера пор –  $\pm 15\%$ . Перед анализом образцы вакуумировали в течение 1 ч при температуре  $523\text{ K}$  и остаточном давлении  $133 \times 10^{-3}\text{ Па}$ .

Рентгенофазовый анализ сорбентов проводили на дифрактометре ДРОН-3 в монохроматизированном излучении  $\text{CuK}_\alpha$  при углах отражения  $2\theta$  от  $10^\circ$  до  $70^\circ$ . Обработку дифракционных данных и фазовую идентификацию исследуемых образцов осуществляли с помощью базы стандартов JCPDS PDF2. Исследования проводили в Институте общей и неорганической химии НАН Беларуси.

Для исследования сорбционных свойств термообработанных сланцев по отношению к радионуклидам  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$  использовали водные растворы, содержащие смесь радионуклидов с удельной активностью  $3.7 \times (10^3\text{--}10^5)\text{ Бк/дм}^3$ . Растворы радионуклидов готовили на дистиллированной воде, pH корректировали добавлением растворов гидроксида натрия и соляной кислоты до нейтрального значения pH. Определение pH проводили на иономере И-160 со стеклянным и хлорсеребряным электродами. Сорбцию радионуклидов проводили при отношениях объема раствора к массе сорбента 10, 100 и  $1000\text{ см}^3/\text{г}$  при перемешивании в аппарате для встряхивания в течение 1 сут для достижения равновесия. Далее растворы фильтровали через бумажные фильтры «синяя лента», после чего измеряли активность фильтратов. Измерение активности проводили методом регистрации  $\gamma$ -излучения сцинтилляционными блоками детектирования на  $\gamma$ ,  $\beta$ -спектрометре МКС-АТ1315. Программное обеспечение  $\gamma$ ,  $\beta$ -спектрометра МКС-АТ1315 позволяет рассчитывать активность радионуклидов в пробе путем обработки полученных аппаратурных спектров методом максимального правдоподобия.

Для практической оценки сорбционных свойств исследуемых образцов использовали коэффициент распределения ( $K_d$ ,  $\text{см}^3/\text{г}$ ) (1) и степень сорбции ( $S$ , %) (2):

$$K_d = \frac{(A_0 - A)V}{A m}, \quad (1)$$

$$S = \frac{(A_0 - A)}{A_0} \times 100\%, \quad (2)$$

где  $A_0$  и  $A$  – исходная и равновесная удельная активность раствора,  $\text{Бк/дм}^3$ ;  $V$  – объем раствора,  $\text{см}^3$ ;  $m$  – масса навески сорбента, г.

**Таблица 1.** Адсорбционные и текстурные характеристики образцов термообработанных сланцев

Образец	Температура термообработки, °С	Удельная поверхность ( $A_{sp}$ ), м <sup>2</sup> /г	Удельная поверхность ( $A_{вЕТ}$ ), м <sup>2</sup> /г	Объем пор ( $V_{sp.ads}$ ), см <sup>3</sup> /г	Объем пор ( $V_{sp.des}$ ), см <sup>3</sup> /г	Диаметр пор ( $D_{ads}$ ), нм	Диаметр пор ( $D_{des}$ ), нм
1	300	12	14	0.033	0.046	11	15
2	320	12	14	0.056	0.051	18	17
3	340	22	27	0.058	0.082	11	15
4	360	20	23	0.063	0.083	13	17
5	380	20	24	0.070	0.093	14	19
6	400	26	29	0.073	0.078	12	12

\* Относительная ошибка определения объема пор 1%, площади поверхности и размера пор – 15%.

Предел основной относительной статистической погрешности измерения удельной активности на  $\gamma$ ,  $\beta$ -спектрометре МКС-АТ1315 в диапазоне от 2 до  $10^6$  Бк/дм<sup>3</sup> составляет  $\pm 20\%$ .

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Как видно из представленных на рис. 1 и в табл. 1 данных, образцы 1–6 полученных сорбентов обладают определенной адсорбционной способностью, а их адсорбционные и текстурные свойства изменяются в некотором диапазоне. Изотермы низкотемпературной адсорбции–десорбции азота соответствуют в основном типу IV, присущему мезопористым адсорбентам, по классификации IUPAC [22]. Петли капиллярно-конденсационного гистерезиса на изотермах всех полученных образцов относятся к типу H3, свойственному щелевидным порам, образованным пластинчатыми частицами. Текстурная трансформация горючих сланцев в результате термической деструкции хорошо видна на кривых распределения объема пор по размерам, на которых идентифицируется бимодальная структура мезопор с четким пиком около 3–3.5 нм и слабовыраженным пиком около 28–30 нм (рис. 1). Предположительно, щелевидная морфология продуктов термоллиза горючих сланцев может быть обусловлена зазорами между плоскопараллельными углеродсодержащими частицами и их вторичными образованиями. При этом увеличение температуры приводит к росту удельной поверхности и объема пор и сопровождается некоторым уменьшением их среднего диаметра (табл. 1). Скачкообразное увеличение

удельной поверхности на 60–80% наблюдается с повышением температуры от 320 до 340°С.

Согласно данным рентгенофазового анализа (рис. 2), в состав изучаемых образцов термообработанных сланцев входят алюмосиликаты (34.3%), углерод (34.2%), оксид кремния (23.1%), гидроксиды и сульфаты магния (5.6%), сложный оксид железа (2.9%). Алюмосиликатная часть представлена ортоклазом, а силикатная – кристаллическим диоксидом кремния (кварцем). При этом известно, что кварц практически не проявляет адсорбционных и ионообменных свойств, в то время как ортоклаз изучается как потенциальный адсорбент для извлечения катионов Rb<sup>+</sup> и Sr<sup>2+</sup> [23–25]. Это свидетельствует о преимущественном вкладе углеродсодержащей фракции и ортоклаза в адсорбционную и ионообменную активность продуктов термической деструкции горючих сланцев (табл. 1).

Значения коэффициента распределения ( $K_d$ ) <sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co и <sup>85</sup>Sr для образцов горючих сланцев при соотношениях  $V/m$  10, 100, 1000 см<sup>3</sup>/г представлены на рис. 3. Согласно полученным данным, с ростом температуры обработки образцов горючих сланцев наблюдается увеличение коэффициента распределения <sup>137</sup>Cs от 1000 до 8300 см<sup>3</sup>/г, что, возможно, обусловлено появлением новых адсорбционных центров, селективных к данному радионуклиду. Для <sup>85</sup>Sr значение  $K_d$  не зависит от температуры термообработки и селективность не проявляется. Сорбция <sup>85</sup>Sr в основном обусловлена механизмом ионного обмена; следовательно, эффективность сорбции зависит в основном от количества ионогенных групп в сорбенте и мало зависит от удельной поверхности. При сорбции <sup>60</sup>Co, который в ней-

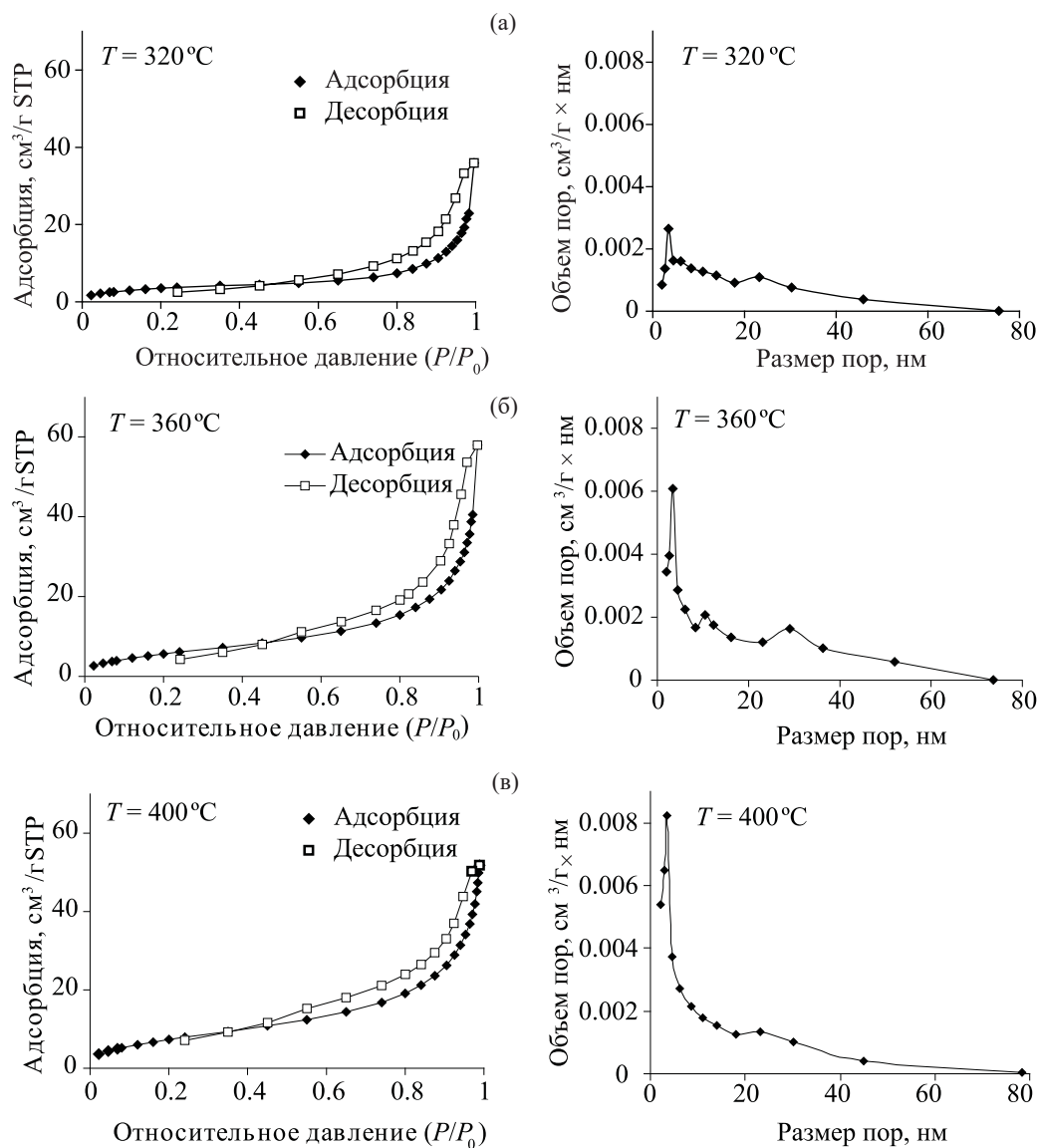


Рис. 1. Изотермы адсорбции–десорбции и распределение пор по размерам для образцов сорбентов 2 (а), 4 (б), 6 (в).

тральных растворах может находиться в псевдоколлоидной форме, большую роль также играют адсорбционные характеристики сорбента, в частности, удельная поверхность, что хорошо согласуется с увеличением значений коэффициента распределения с ростом температуры обработки образцов горючих сланцев. При увеличении температуры обработки увеличивается сорбция для различных соотношений объем раствора/масса сорбента  $V/m$ .

Для  $^{137}\text{Cs}$  увеличение соотношения  $V/m$  приводит к незначительному уменьшению коэффициента распределения. Степень сорбции  $^{137}\text{Cs}$  из раствора при  $V/m = 10$  и  $100$  см<sup>3</sup>/г составляет 90–100 %. Для

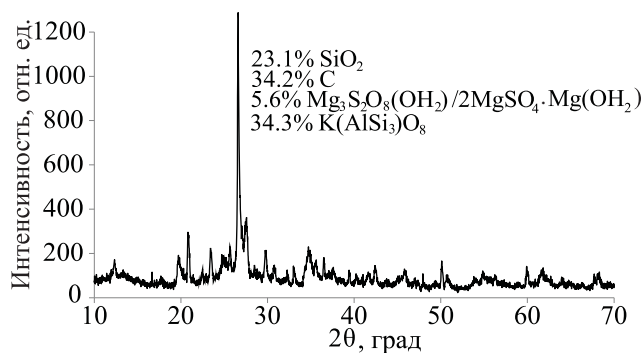


Рис. 2. Рентгенограмма образца горючих сланцев после термообработки при 400°C.

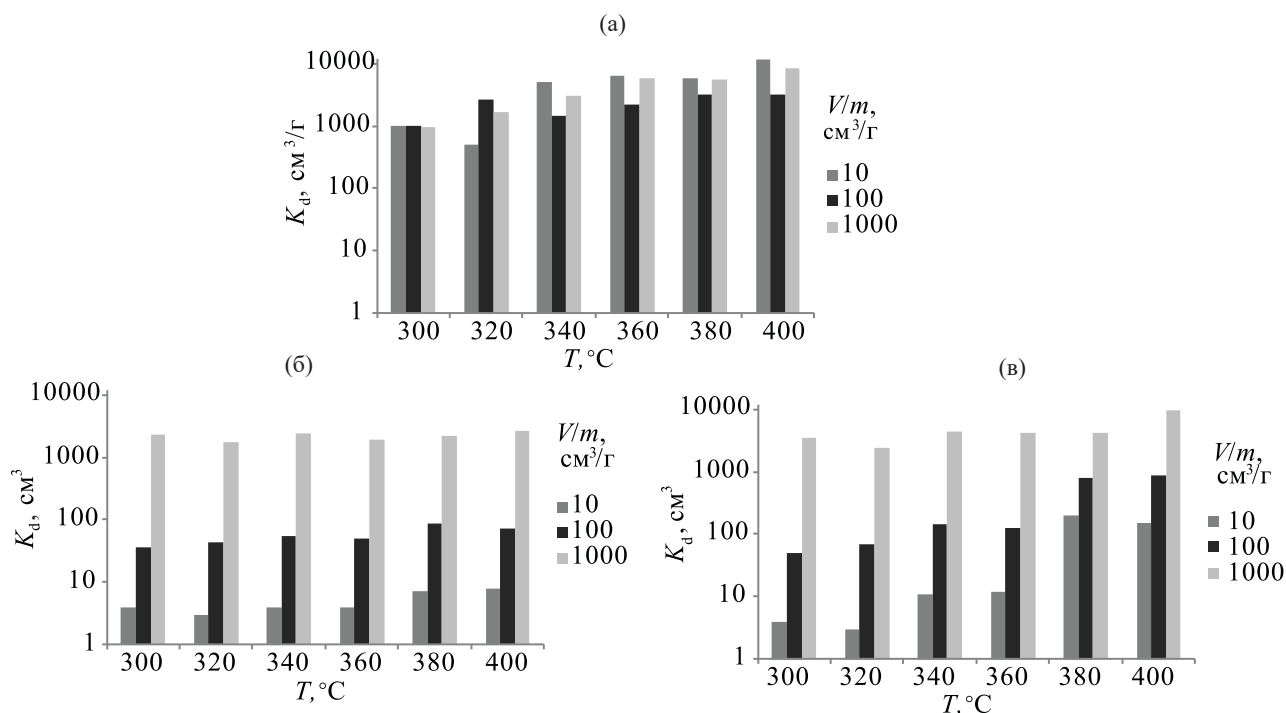


Рис. 3. Влияние соотношения  $V/m$  на коэффициент распределения радионуклидов при различных температурах обработки сланцев: (а)  $^{137}\text{Cs}$ , (б)  $^{85}\text{Sr}$ , (в)  $^{60}\text{Co}$ .

$^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$  наблюдается обратная зависимость: наибольший коэффициент распределения проявляется при соотношении  $V/m = 1000 \text{ см}^3/\text{г}$ .

На рис. 4 представлены значения коэффициентов распределения ( $K_d$ )  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$  для образцов горючих сланцев при соотношении  $V/m = 1000 \text{ см}^3/\text{г}$ . Как видно из полученных данных, образцы горючих сланцев обладают высокими сорбционными свойствами по отношению к  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$ , коэффициенты распределения находятся в интервале от  $10^3$  до  $10^4 \text{ см}^3/\text{г}$ , а степень сорбции составляет 50–90%.

Наибольшую эффективность обнаруживают сорбенты с наиболее высокой удельной поверхностью. Отмечается тенденция увеличения сорбционной способности по отношению к  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{60}\text{Co}$  с ростом температуры термообработки горючих сланцев. Повышение температуры на  $100^\circ\text{C}$  приводит к увеличению коэффициента распределения в 8 раз для  $^{137}\text{Cs}$  и в 3 раза для  $^{60}\text{Co}$ . При этом на сорбцию  $^{85}\text{Sr}$  температура обработки сланцев практически не влияет. В водном растворе лучшими сорбционными свойствами по отношению ко всем радионуклидам обладают образцы сланцев с температурой термообработки  $400^\circ\text{C}$  (табл. 2).

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные исследования показали, что термическая обработка природных горючих сланцев обуславливает существенный рост сорбционных свойств по отношению к  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{60}\text{Co}$ . Результаты позволяют предположить, что положительное влияние температуры прокаливания на коэффициенты распределения связано с разложением органической части сланцев и их карбонизацией, сопровождающейся образованием пластинчатых углеродных структур и некоторым увеличением удельной

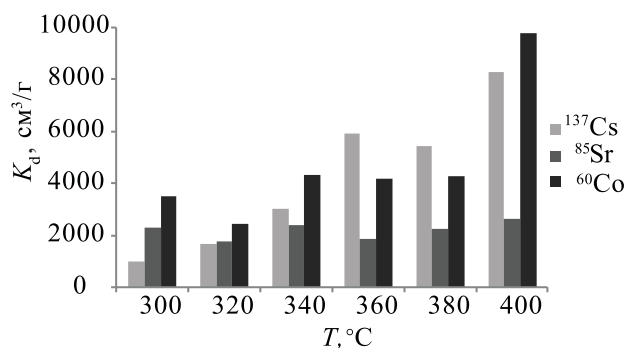


Рис. 4. Зависимость коэффициента распределения от температуры обработки образцов сланцев при  $V/m = 1000 \text{ см}^3/\text{г}$ .

**Таблица 2.** Сорбционные характеристики образцов сланцев, обработанных водяным паром при температуре 400°C

Радионуклид	Коэффициент распределения ( $K_d$ ), $\text{см}^3/\text{г}$	Степень сорбции ( $S$ ), %
$^{137}\text{Cs}$	$8.2 \times 10^3$	89
$^{85}\text{Sr}$	$2.6 \times 10^3$	70
$^{60}\text{Co}$	$10.0 \times 10^3$	90

поверхности. Хотя все образцы термообработанных сланцев демонстрируют высокие значения  $K_d$  по отношению к  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  и  $^{85}\text{Sr}$ , тем не менее, более детальное описание механизма сорбции радионуклидов при использовании термообработанных сланцев требует проведения дополнительных исследований, включающих изучение их сорбционной способности в присутствии конкурирующих ионов и различных комплексообразователей.

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Харитонов О.В., Фирсова Л.А., Козлитин Е.А. // Сорбционные и хроматографические процессы. 2016. Т. 16, № 3. С. 313.
2. Рябчиков Б.Е. Очистка жидких радиоактивных отходов. М.: ДеЛи принт, 2008. 516 с.
3. Мясоедова, Г.В., Никашина В.А. // Рос. хим. журн. 2006. Т. 1, № 5. С. 55.
4. Грушичева Е.А., Богданович Н.Г., Емельянов В.П., Петрухина Г.Н., Старков О.В. // Сорбционные и хроматографические процессы. 2006. Т. 6, Вып. 6. С. 922.
5. Marinin D.V., Brown G.N. // J. Waste Manag. 2000. Vol. 20, N. 7. P. 545.
6. Bochkarev G.R., Pushkareva G.I. // J. Mining Sci. 2009. Vol. 45. P. 290.
7. Милютин В.В., Везенцев А.И., Соколовский П.В., Некрасова Н.А. // Сорбционные и хроматографические процессы. 2014. Т. 14, № 5. С. 879.
8. Kasar S., Kumar S., Soumitra Kar A., Bajpai R.K., Kaushik C.P., Tomar B.S. // J. Radioanal. Nucl. Chem. 2014. Vol. 300, N 1. P. 71.
9. Авраменко А.В., Железнов В.В., Каплун Е.В., Сокольниковская Т.А., Южкам А.А. // Радиохимия. 2001. Т. 43, № 4. С. 381.
10. Merceille A., Weinzaepfel E., Barre Y., Grandjean A. // Sep. Purif. Technol. 2012. Vol. 96. P. 81.
11. Ryu J., Kim S., Hong H.J., Hong J., Kim M., Ryu T., Park I.S., Chung K.S., Jang J.S., Kim B.G. // Chem. Eng. J. 2016. Vol. 304. P. 503.
12. Милютин В.В., Некрасова Н.А., Яничева Н.Ю. Калашникова Г.О. Ганичева Я.Ю. // Радиохимия. 2017. Т. 59, № 1. С. 59.
13. Лебедев Н.В., Мельник Н.А., Руденко А.В. // Радиохимия. 2003. Т. 45. № 2. С. 137.
14. Иванец А.И., Шашкова И.Л., Китикова Н.В. Дроздова Н.В. // Радиохимия. 2014. Т. 56, № 1. С. 30.
15. Иванец А.И., Шашкова И.Л., Китикова Н.В., Радкевич А.В., Давыдов Ю.П. // Радиохимия. 2015. Т. 57, № 6. С. 521.
16. Махнач А.С. Основы геологии Беларуси / Под ред. А.С. Махнача. Минск: Ин-т геол. наук, 2004. 391 с.
17. Махнач А.С., Гарецкий Р.Г., Матвеева А.В. Геология Беларуси / Под общ ред. А.С. Махнача, Р.Г. Гарецкого, А.В. Матвеевой. Минск: Ин-т геол. наук, 2001. 815 с.
18. Иванец А.И., Шашкова И.Л., Дроздова Н.В., Давыдов Д.Ю., Лобко В.С. // Радиохимия. 2014. Т. 56, № 5. С. 446.
19. Лиштван И.И., Фалишин П.Л., Крайко В.М., Ануфриева Е.В., Смолячкова Е.А. // ХТТ. 2009. № 2. С. 3.
20. Пещенко А.Д., Мычко Д.И. // Хімія: праблемы выкладання. 2011. № 8. С. 3.
21. Сасковец В.В., Макаревич Г.В., Сальникова И.А. Ермаков В.Л., Сальников Л.И. // IV Междунар. конф. «Ядерные технологии XXI века»: Республиканский научный семинар «Ядерные и радиационные технологии»: доклады. Минск, 21–23.10.2014 г. Минск: Право и экономика, 2014. С. 195.
22. Thommes M., Kaneko K., Neimark A.V., Olivier J.P., Rodriguez-Reinoso F., Rouquerol J., Sing S.W. // Pure Appl. Chem. 2015. Vol. 87. P. 1051.
23. Fenter P., Park C., Sturchio N.C. // Geochim. Cosmochim. Acta. 2008. Vol. 72. P. 1848.
24. Lehto J., Puukko E., Lindberg A., Voutilainen M. // Heliyon. 2019. Vol. 5. e02296.
25. Flury M., Czigany S., Chen G., Harsh J.B. // J. Contam. Hydrol. 2004. Vol. 71. P. 111.