

## СОРБЕНТЫ НА ОСНОВЕ БАКТЕРИАЛЬНОЙ ЦЕЛЛЮЛОЗЫ ДЛЯ ВЫДЕЛЕНИЯ Sr, U, Pu И Am ИЗ РАСТВОРОВ

© 2021 г. Н. А. Атыкян <sup>а</sup>, В. В. Ревин <sup>а</sup>, А. В. Сафонов <sup>б, \*</sup>, Я. Ю. Карасева <sup>б</sup>,  
И. М. Прошин <sup>б</sup>, В. В. Шутова <sup>а</sup>

<sup>а</sup> Национальный исследовательский Мордовский государственный университет им. Н. П. Огарева,  
430005, Саранск, ул. Большевикская, д. 68

<sup>б</sup> Институт физической химии и электрохимии им. А. Н. Фрумкина РАН,  
119991, Москва, Ленинский пр., д. 31, корп. 4

\*e-mail: alexeysafonof@gmail.com

Поступила в редакцию 01.09.2020, после доработки 27.01.2021, принята к публикации 01.02.2021

Изучены физико-механические, морфологические и сорбционные параметры бактериальной целлюлозы (БЦ), полученной на стандартной (Хестрин–Шрама) и меласной средах. Установлено, что путем модифицирования состава среды для культивирования бактерий можно значительно изменять пластичность БЦ за счет изменения ее степени кристалличности. БЦ, выращенная на стандартной среде (БЦст, степень кристалличности 40.4%), обладает на 10–20% большей сорбционной емкостью по отношению к ионам Pu, Am и Sr (420.6, 724.8 и 150.2 мл/г соответственно) в дистиллированной воде. БЦ, выращенная на меласной среде (БЦмел), обладает более высокой степенью кристалличности (60%) и устойчивостью в азотнокислых средах, где показывает высокую эффективность сорбции радионуклидов. Сорбционные параметры БЦ обоих типов незначительно зависят от солевого фона раствора и содержания в нем органических примесей типа ЭДТА и нефтепродуктов.

**Ключевые слова:** меласса, бактериальная целлюлоза, сорбция, плутоний, уран, стронций, америций, степень кристалличности

**DOI:** 10.31857/S0033831121050087

Радиоактивные отходы низкого уровня активности (нетехнологические стоки радиохимических предприятий, воды очистных сооружений, технических и природных водоемов) требуют эффективных и малозатратных способов их очистки, основанных на возврат основного очищенного объема в открытую гидросеть. При этом большие сложности вызывают их значительные объемы и многокомпонентный состав, включающий анионы минеральных кислот, различные ПАВ, тяжелые металлы, органические соединения, в том числе нефтепродукты. Традиционно для очистки загрязненных радионуклидами растворов используется сорбционная очистка с использованием ионообменных смол, активированных углей, алюмосиликатов и других сорбентов. Основной проблемой многих сорбентов

является их высокая стоимость, низкая селективность, сложность регенерации, а также снижение эффективности на фоне отдельных компонентов отходов, например, нефтепродуктов, ПАВ и др.

Для минеральных сорбентов важной проблемой является сложность их захоронения ввиду их большого объема и низкого сродства к современным матрицам, отвечающим требованиям к удалению радиоактивных отходов. Поэтому экономически целесообразным может быть использование одноразовых недорогих в получении полимерных органических материалов с высокой сорбционной емкостью и низкой селективностью, которые легко утилизировать термическими методами. В последнее время большой интерес во всем мире вызывают биосорбенты, получаемые методами «зеленой хи-

мии» из возобновляемых ресурсов [1–3]. Одним из наиболее популярных в этом направлении биосорбентов является хитозан [4, 5].

На ряде предприятий за рубежом при очистке стоков многокомпонентных отходов, содержащих тяжелые металлы и радионуклиды (атомные станции и предприятия по добыче и обогащению урановой руды), применяют хитозан, альгинат, целлюлозу и ее производные) [6–9]. Подобные биополимеры легко разлагаются, обладают высокими сорбционными и хелатирующими свойствами [10], при этом их можно использовать в виде биокомпозита с минеральной основой, обеспечивающей необходимые механические свойства.

Одним из новых и перспективных материалов для сорбции является бактериальная целлюлоза, которая в отличие от растительной имеет большую влагоудерживающую способность, высокую степень полимеризации и кристалличности и хорошие механические свойства [11].

Молекулы бактериальной целлюлозы располагаются строго параллельно друг другу, образуя кристаллические микрофибриллы толщиной около 1.5 нм, что в 100 раз тоньше микрофибрилл растительной целлюлозы [12]. Микрофибриллы агрегируют с образованием мезофибрилл толщиной 3–6 нм, которые также агрегируют, образуя макрофибриллу толщиной 40–60 нм.

Продуцентами БЦ являются бактерии *Gluconacetobacter* (переименован в *Komagataeibacter*), *Achromobacter*, *Zooglea*, *Agrobacterium*, *Aerobacter*, *Azotobacter*, *Acanthamoeba*, *Rhizobium*, *Escherichia*, *Sarcina*, *Salmonella*, *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, которые неприхотливы в культивировании [13].

Выбор источника углерода и его количество являются одними из основных факторов, влияющих на выход БЦ и ее стоимость [14]. Как правило, в качестве источников углерода используют глюкозу и сахарозу, и гораздо реже фруктозу, мальтозу, ксилозу, крахмал, глицерин и т.д. Снижения себестоимости БЦ можно достичь, используя отходы перерабатывающих отраслей промышленности – зеленую патоку, послеспиртовую барду, молочную сыворотку и т.д. [15]. Перспективным является использование побочных продуктов переработки сахарной свеклы/тростника, например мелассы. Меласса со-

держит 75–85% сухих веществ, из которых около 54–63% (по массе сухих веществ) сахарозы и 14.8% азотистых веществ, 16.7% безазотистых (кроме сахара) органических веществ и 8.5% золы. Меласса традиционно используется в качестве источника углерода при производстве различных промышленных продуктов, таких как молочная кислота [16], альгинаты [17], леван [18], декстран [19], бактериальная целлюлоза [20].

Использование подобных соединений имеет перспективы, в первую очередь в составе биокомпозитных материалов. Так, в работе [21] приведены данные по сорбции стронция на целлюлозном сорбенте на основе отбеленных хлопковых волокон и гидратированного оксида сурьмы(V). Максимальная эффективность сорбции стронция из раствора (99%) и максимальный коэффициент распределения (1400 мл/г) соответствуют сорбентам с содержанием гидратированного оксида сурьмы 2.9%. В исследованиях [22–24] определены сорбционные параметры биоцеллюлозных пленок, модифицированных ЭДТА, фосфатными группами и другими соединениями.

Целью настоящей работы было изучение физико-механических свойств бактериальной целлюлозы, полученной с использованием обычной среды и среды на основе мелассы, а также ее способности сорбировать  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{233}\text{U}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Am}$  из нейтральных и кислых сред.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

Объектом исследований служила бактериальная целлюлоза, синтезированная бактерией *Gluconacetobacter sucrofermentans*, селекционированная на кафедре биотехнологии, биоинженерии и биохимии Мордовского государственного университета им. Н.П. Огарева и депонированная в Всероссийской коллекции промышленных микроорганизмов под номером ВКПМ В-11267. Бактериальную культуру поддерживали на среде Hestrin–Shcramm [25], содержащей, г/л: глюкоза 20.0, дрожжевой экстракт 5.0, пептон 5.0, агар 15.0, лимонная кислота 1.0,  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  8.7. Хранили культуры при температуре 4°C. Культивирование бактерий на жидкой среде осуществляли в течение 3–5 сут при 28°C в плоских контейнерах на среде, содержащей 75 г/л мелассы.

Полученную после культивирования бактерий целлюлозу подвергали тройной обработке раствором 0.1 М HCl при 85°C в течение 30 мин для удаления клеток и компонентов среды. От раствора кислоты бактериальную целлюлозу каждый раз отмывали дистиллированной водой. Затем трижды обрабатывали раствором 1 М NaOH при 80°C в течение 30 мин для удаления липидов и белков, после чего осадок отмывали дистиллированной водой. Далее бактериальную целлюлозу кипятили в дистиллированной воде в течение 10 мин.

ИК спектры образцов бактериальной целлюлозы измеряли в диапазоне 4000–400 см<sup>-1</sup> на ИК Фурье спектрометре модели IRPrestige-21 (Shimadzu, Япония).

Толщину высушенных пленок определяли на автоматическом толщиномере высокого разрешения CHY-C2 THICKNESS TESTER (Labthink, Китай).

Растяжение и прочность на разрыв пленок бактериальной целлюлозы определяли на испытательной машине XLW (PC)-Auto (Labthink, Китай–США).

Конформацию молекулы целлюлозы изучали с помощью Раман-дисперсионного спектрометра inVia фирмы Renishaw (UK) на базе конфокального микроскопа класса LeicaDM 2500, оборудованного встроенной видеокамерой и ручным координатным столиком с минимальным шагом движения по осям X и Y 100 нм. Использовали диодный лазер с длиной волны 532 нм (максимальная мощность 100 мВт). Накопление сигнала высушенной бактериальной целлюлозы производили в течение 5 с при мощности излучения лазера 100 мВт.

Степень кристалличности БЦ определяли методом, предложенным в работе [26], на основании анализа интенсивности пиков в КР-спектрах при 1462 и 1481 см<sup>-1</sup>, которые соответствуют деформационным колебаниям CH<sub>2</sub>. Степень кристалличности определяется как процентное содержание кристаллической фракции в целлюлозном образце по уравнению

$$\% X_c^{RAMAN} = \frac{I_{1481}}{I_{1484} + I_{1462}} \times 100\%, \quad (1)$$

где  $I_{1462}$  и  $I_{1481}$  – интенсивности полос при 1462 и 1481 см<sup>-1</sup> в КР-спектрах соответственно.

Сорбционные характеристики образцов целлюлозы определяли с использованием растворов, содержащих (Бк/л): <sup>90</sup>Sr 6.5 × 10<sup>4</sup>, <sup>233</sup>U 4.0 × 10<sup>4</sup>, <sup>239</sup>Pu 1.0 × 10<sup>4</sup>, <sup>241</sup>Am 3.0 × 10<sup>4</sup>. Добавление <sup>90</sup>Sr, <sup>233</sup>U, <sup>239</sup>Pu, <sup>241</sup>Am проводили из дистиллированной воды и из растворов азотной кислоты, C(HNO<sub>3</sub>) = 20 г/л. Эксперименты проводили при соотношении Т : Ж = 1 : 50, Значения рН исходных растворов для экспериментов с дистиллированной водой составляли 6.5–6.8.

После выхода на равновесие фазы разделили декантированием. С целлюлозой провели постадийную десорбцию (соотношение Т : Ж = 1 : 50, время контакта каждой фазы 2 ч при постоянном перемешивании 100 об/мин) по следующей схеме: I фракция – водорастворимая (дистиллированная вода); II фракция – обменная (1 М NH<sub>4</sub>CH<sub>3</sub>COO); III фракция – связанная по механизму поверхностного комплексообразования (1 М HCl); IV фракция – прочнофиксированные формы (6 М HCl).

Удельную активности радионуклидов в жидкой фазе измеряли на автоматическом жидко-сцинтиляционном низкофоновом альфа-бета-спектрометре Tri-Carb 3180TR/SL (Perkin Elmer) с использованием сцинтиллятора Perkin Elmer Optiphase Hisafe3 в соотношении сцинтиллятор : аликвота = 10 : 1.

По полученным данным рассчитывали значения степени сорбции (S) и коэффициента межфазового распределения (K<sub>d</sub>) по формулам:

$$S = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100\%,$$

где  $C_0$  и  $C$  – соответственно начальная и конечная удельная активность радионуклида в растворе, Бк/мл;

$$K_d = \frac{N}{C} = \frac{C_0 - C}{C_0} \times \frac{V}{m},$$

где  $N$  – количество радионуклида в образце, Бк/г;  $V$  – объем жидкой фазы, мл;  $m$  – масса образца, г.

Модельный высокосолёный раствор РАО (I) с солесодержанием 167 г/л имел следующий состав (г/л): Na<sup>+</sup> 42.9, K<sup>+</sup> 7.40, Ca<sup>2+</sup> 2.65, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 10.5, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 103.0, Cl<sup>-</sup> 8.3, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> 3.52; pH 8.5.

Модельный раствор РАО (II) содержал помимо компонентов РАО (I) органические соединения,

**Таблица 1.** Физико-механические параметры пленок БЦ, полученных на различных средах

Среда	Выход бактериальной целлюлозы, г/л	Толщина пленки, мкм	Растяжение, %	Степень кристалличности, %	Прочность на разрыв, МПа
НС	1.29 ± 0.01	19.5 ± 0.8	4.5 ± 0.2	40.4 ± 2.1	7.85 ± 0.52
75 г/л мелассы	2.34 ± 0.01	29.8 ± 1.2	0.6 ± 0.1	58.5 ± 3.1	9.91 ± 0.52

среди которых (г/л): ЭДТА 1, анионное ПАВ (сульфонол) 0.5, трансформаторное масло 0.05 мас%.

Во все модельные отходы добавляли радионуклиды с приведенными выше удельными активностями.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

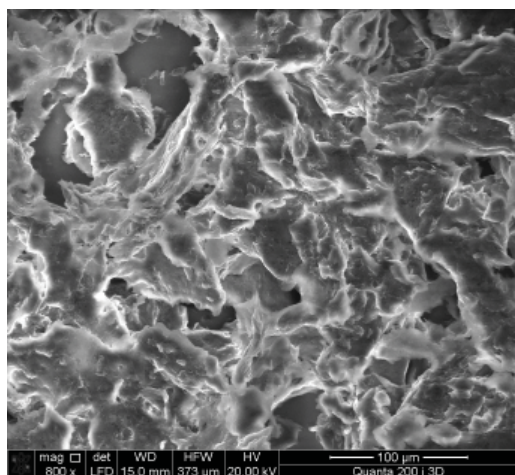
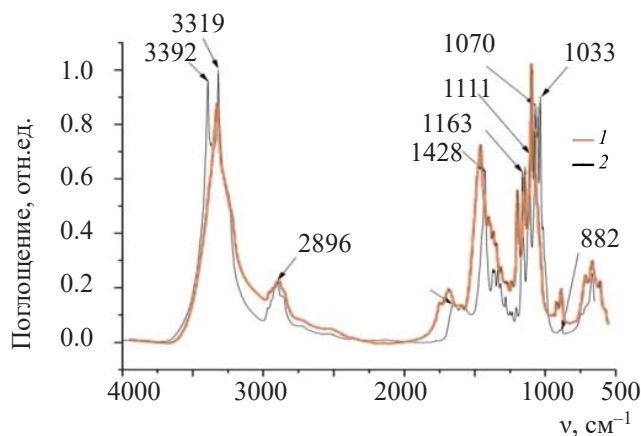
На рис. 1 приведено РЭМ изображение образца БЦ, выращенного на мелассной среде (БЦмел). Волокна целлюлозы имеют диаметр 20–30 нм и обеспечивают развитую поверхность образца. Определение площади поверхности образца БЦмел методом БЭТ позволило получить средние значения 180 м<sup>2</sup>/г при средней пористости 80% и среднем диаметре пор 2.5 нм. Параметры образца, выращенного на среде НС: площадь поверхности 195 м<sup>2</sup>/г, средняя пористость 85%, средний диаметр пор 6 нм.

**Прочностные характеристики БЦ.** Основные параметры пленок целлюлозы приведены в табл. 1. Установлено повышение выхода целлюлозы с использованием мелассной среды в среднем на 20%. Подробные данные по влиянию типа культивирования на выход БЦ и ее параметры приведены в

статье [20]. Использование мелассы позволило получить продукт с большей толщиной и степенью кристалличности. Однако это привело к шестикратному уменьшению пластичности (% растяжения) и незначительному уменьшению прочности на разрыв.

Полученные результаты позволяют заключить, что образцы БЦ обладают высокими прочностными характеристиками и могут быть использованы как в качестве основного материала для сорбции, так и в виде полимерных добавок к различным материалам. При этом БЦмел имеет большую толщину и кристалличность по сравнению с БЦст, что оптимально для использования ее в качестве сорбента.

ИК спектры полученных образцов приведены на рис. 2. Обнаружено несколько типичных для целлюлозы пиков: интенсивные пики в области 3200–3600 см<sup>-1</sup>, обусловленные валентными колебаниями ОН-групп, менее интенсивный пик – 2896 см<sup>-1</sup>, указывающий на валентные колебания групп С–Н. Пик с максимумом при 1654 см<sup>-1</sup> принадлежит деформационным колебаниям ОН-групп прочно связанной воды. Полосы поглощения в области 1000–1200 см<sup>-1</sup> обусловлены в основном валентными колебания-

**Рис. 1.** РЭМ изображение образца БЦмел.**Рис. 2.** ИК спектр бактериальной целлюлозы: 1 – на безмелассной среде, 2 – на мелассной среде.

**Таблица 2.** Значения  $K_d$  (мл/г) радионуклидов для БЦ, полученной на мелассной и безмелассной средах

Радионуклид	БЦ безмелассная		БЦ мелассная	
	H <sub>2</sub> O	HNO <sub>3</sub>	H <sub>2</sub> O	HNO <sub>3</sub>
<sup>90</sup> Sr	150	0	90	4
<sup>233</sup> U	90	6	75	15
<sup>238</sup> Pu	420	15	370	30
<sup>241</sup> Am	725	1	740	40

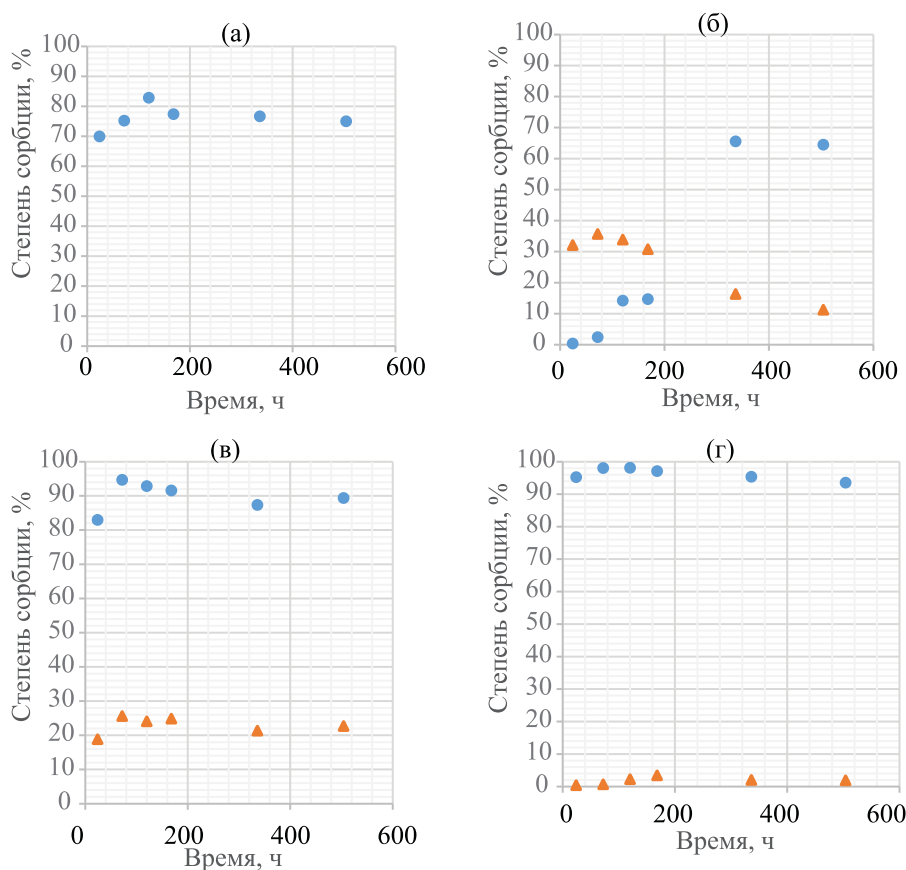
ми С–О–С и С–О в спиртах. Небольшой пик при 882 см<sup>-1</sup> подтверждает наличие β-1,4-связей.

Данные ИК спектроскопии показывают, что полученные на обеих средах образцы БЦ являются идентичными, и их спектры не отличаются от классических спектров древесной целлюлозы [27]. Таким образом, в полученном материале основную роль в связывании металлов будут играть свободные гидроксильные группы.

#### Определение сорбционных параметров БЦ.

Анализ остаточного содержания радионуклидов в

растворе дистиллированной воды показал (рис. 3), что установление сорбционного равновесия для <sup>90</sup>Sr, <sup>238</sup>Pu, <sup>241</sup>Am происходит в первые часы, при этом степень сорбции составляет ~75, 90 и ~95% соответственно. Равновесие в системе целлюлоза–<sup>233</sup>U наступает ступенчато, и максимальная степень сорбции ~65% достигается только спустя 14 сут. Данное поведение можно предположительно объяснить большим радиусом гидратированного радионуклида и стерическими трудностями его абсорбции.



**Рис. 3.** Кинетика сорбции радионуклидов БЦ в растворе дистиллированной воды (синий маркер) и 1 М HNO<sub>3</sub> (красный маркер). (а) <sup>90</sup>Sr, (б) <sup>233</sup>U, (в) <sup>238</sup>Pu, (г) <sup>241</sup>Am.

При сорбции  $^{238}\text{Pu}$  из кислой среды характер временной зависимости аналогичен характеру сорбции из нейтральной среды, установление равновесия также происходит на третий день, только показатели степени сорбции не превышают 25%. В случае сорбции  $^{241}\text{Am}$  значения сорбции близки к долям процента, что типично для данного нуклида при его сорбции из кислых сред. Стоит отметить, что при сорбции  $^{233}\text{U}$  максимальное значение поглощения наблюдается на третий день, после чего показатели сорбции падают, что можно объяснить деградацией целлюлозы в кислой среде.

Примечательно, что почти во всех сорбционных системах последнее значение кинетических зависимостей меньше предыдущего на несколько процентов, что может свидетельствовать об изменениях свойств целлюлозы спустя 14 сут контакта с рабочими растворами.

В табл. 2 приведены значения коэффициентов распределения для радионуклидов на БЦ, полученной на меласной и безмеласной средах. Установлено, что меласная БЦ обладает меньшей сорбционной емкостью в водной среде по сравнению с безмеласной. Это, скорее всего, связано с меньшей кристалличностью (большей аморфностью) безмеласной целлюлозы и большей доступностью свободных функциональных групп. При этом в кислой среде, напротив, меласная БЦ обладает большей сорбционной емкостью, поскольку за счет большей толщины и высокой кристалличности она менее подвержена разрушению; более того, при частичном растворении поверхности происходит высвобождение дополнительных сорбционных функциональных групп. Стоит добавить, что мак-

симальные значения коэффициентов распределения получены для плутония и америция.

**Десорбция.** Результаты селективной десорбции после сорбции радионуклидов из дистиллированной воды (рис. 4) показывают, что  $^{90}\text{Sr}$  и  $^{241}\text{Am}$  по обменному механизму сорбируются только на 11%, и после всех итераций десорбции на целлюлозе остается до 70%  $^{90}\text{Sr}$  и 80% –  $^{241}\text{Am}$ . При этом в случае селективного выщелачивания после сорбции из кислых растворов (рис. 4)  $^{241}\text{Am}$  количественно смывается водой, что свидетельствует о механизме его иммобилизации в основном за счет образования ван-дер-Ваальсовых сил.

В целом, стоит отметить, что доля легкосмываемой фракции (I и II) для стронция составляет 20, для урана 70, для плутония 35 и для америция 12%. При работе в кислой среде для урана и плутония доля легкосмываемой фракции составляла в среднем 55%, для америция превышала 90%.

Результаты экспериментов по селективному выщелачиванию урана после сорбции как из дистиллированной воды, так и из растворов  $\text{HNO}_3$  (рис. 5) указывают на преобладание механизма ионного обмена, на его долю приходится почти половина количества сорбированного  $^{233}\text{U}$ , а 20–26% поглощенного радионуклида приходится на долю механизма поверхностного комплексообразования.

Характер селективного выщелачивания  $^{238}\text{Pu}$  после сорбции из кислой среды аналогичен характеру выщелачивания  $^{233}\text{U}$ . Основная доля (~44%) поглощенного образцом целлюлозы  $^{238}\text{Pu}$  приходится на долю иммобилизованного металла по ионообменному механизму. При этом было обнаружено, что из дистиллированной воды  $^{238}\text{Pu}$  сорбируется на 55%

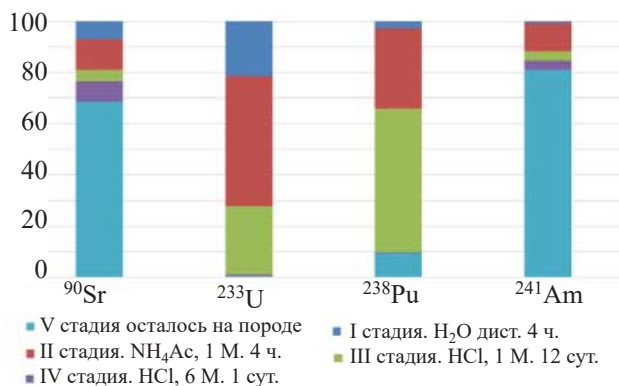


Рис. 4. Селективное каскадное выщелачивание радионуклидов из БЦ после сорбции из дистиллированной воды.

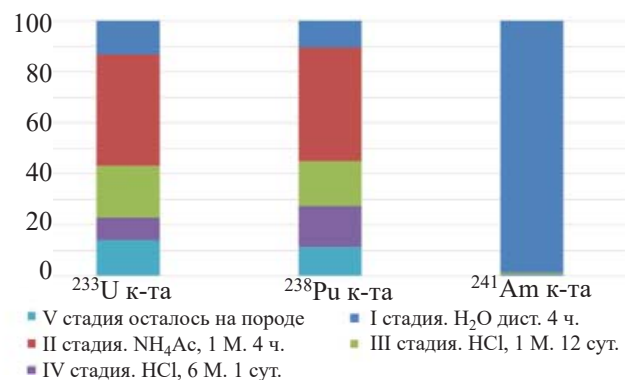


Рис. 5. Селективное каскадное выщелачивание радионуклидов из БЦ после сорбции из азотной кислоты.

**Таблица 3.**  $K_d$  (мл/г) радионуклидов при сорбции из модельных РАО различного состава на безмеласной и мелас-ной БЦ (БЦст и БЦмел)

Радионуклид	H <sub>2</sub> O дист.		РАО (I)		РАО (II)	
	БЦст	БЦмел	БЦст	БЦмел	БЦст	БЦмел
<sup>90</sup> Sr	150	90	150	120	140	110
<sup>233</sup> U	90	75	95	70	65	50
<sup>238</sup> Pu	420	370	450	420	380	320
<sup>241</sup> Am	725	740	650	750	710	750

по механизму поверхностного комплексообразования, но имеет место и ионный обмен, на его долю приходится 33% сорбированного плутония.

В табл. 3 приведены коэффициенты распределения радионуклидов при их извлечении из высокосолевого и высокосолевого органического модельных отходов. Установлено, что БЦст практически не изменяет свои сорбционные параметры в модельном солевом и органических отходах. Во втором случае наблюдается 20–30%-ное снижение сорбционной емкости для урана и плутония по причине формирования в растворе их органических комплексов с ЭДТА.

В случае с БЦмел на РАО I наблюдается 30%-ное повышение сорбционной емкости для стронция и плутония, для урана и америция сорбция не изменилась. Для РАО II сорбционная емкость БЦмел незначительно возросла для стронция по сравнению с дистиллированной водой, при этом для урана наблюдается 30%-ное, а для плутония – 14%-ное снижение сорбции. Для америция сорбционная емкость значительно не изменилась.

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучены физико-механические и сорбционные параметры бактериальной целлюлозы, полученной на стандартной (Hestrin–Schram) и меласной средах. На основании их механических свойств оба препарата можно использовать в качестве твердого сорбента. Сорбент на основе БЦст может быть использован для извлечения радионуклидов из дистиллированной воды – полученные значения коэффициентов распределения для Pu, Am и Sr составляют 420.6, 724.8 и 150.2 мл/г соответственно. Более кристаллическая БЦмел по сорбционным параметрам на 10–20% уступает более аморфной БЦст, при этом БЦмел более устойчива в азотнокислых средах. Со-

рбционные свойства обоих типов БЦ незначительно (в пределах 10%) изменяются в растворах с содержанием 167 г/л. При этом эффективность извлечения стронция и плутония высококристаллической целлюлозой возрастала. В экспериментах с высокосолевыми растворами, содержащими нефтепродукты и комплексоны, наблюдалось 20–30%-ное снижение сорбционной емкости для урана и плутония.

### ФОНДОВАЯ ПОДДЕРЖКА

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского фонда фундаментальных исследований (проект № 18-29-05054).

### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Crini G. // Prog. Polym. Sci. 2005. Vol. 30. N 1. P. 38–70.
2. Ngah W.S.W., Teong L.C., Hanafiah M.A.K.M. // Carbohydr. Polym. 2011. Vol. 83. N 4. P. 1446–1456.
3. Dragan E.S., Dinu M.V. // Curr. Green Chem. 2015. Vol. 2, N 4. P. 342–353.
4. Велешко А.Н., Велешко И.Е., Румянцева Е.В., Дмитриева Н.А. // Экол. системы и приборы. 2013. № 11. С. 8–15.
5. Велешко А.Н., Кулюхин С.А., Велешко И.Е., Домантовский А.Г., Розанов К.В., Кислова И.А. // Радиохимия. 2008. Т. 50, № 5. С. 439–445.
6. Alver E., Metin A.Ü., Çiftçi H. // J. Inorg. Organomet. Polym. 2014. Vol. 24, N 6. P. 1048–1054.
7. Wan Ngah W.S., Teong L.C., Wong C.S., Hanafiah M.A.K.M. // J. Appl. Polym. Sci. 2012. Vol. 125, N 3. P. 2417–2425.

8. *Wan Ngah W.S., Teong L.C., Toh R.H., Hanafiah M.A.K.M.* // Chem. Eng. J. 2013. Vol. 223. P. 231–238.
9. *Hasan S., Ghosh T.K., Prelas M.A., Viswanath D.S., Boddu V.M.* // Nucl. Technol. 2007. Vol. 159. P. 59–71.
10. *Kosyakov V.N., Yakovlev N.G., Gorovoj L.F.* // Biotechnology for Waste Management and Site Restoration. Dordrecht: Springer, 1997. Col 34. P. 119–131.
11. *Aydin Y.A., Aksoy N.D.* // Proc. World Congr. on Engineering and Computer Science. 2009. Vol. 1. P. 20–22.
12. Biosynthesis and Biodegradation of Cellulose / Eds. C.H. Haigler, P.J. Weimer. New York: Dekker, 1991. 694 p.
13. *Taokaew S., Seetabhawang S., Siripong P., Phisalaphong M.* // Materials. 2013. Vol. 6, N 3. P. 782–794.
14. *Mikkelsen D., Flanagan B.M., Dykes G.A., Gidley M.J.* // J. Appl. Microbiol. 2009. Vol. 107, N 2. P. 576–583.
15. *Rani M.U., Appaiah K.A.A.* // J. Food Sci. Technol. 2013. Vol. 50, N 4. P. 755–762.
16. *Kotzamanidis C., Roukas T., Skaracis G.* // World J. Microbiol. Biotechnol. 2002. Vol. 18. P. 441–448.
17. *Revin V.V., Kostina E.G., Revina N.V., Shutova V.V.* // Braz. Arch. Biol. Technol. 2018. Vol. 61. e18160406.
18. *Revin V.V., Shutova V.V., Novokuptsev N.V.* // J. Biotechnol. 2016. Vol. 231. P. S8.
19. *Revin V.V., Shutova V.V.* // J. Biotechnol. 2015. Vol. 208. P. S116.
20. *Atykyan N., Revin V., Shutova V.* // AMB Expr. 2020. Vol. 10(84). P. 1–11.
21. *Galysh V.V., Kartel M.T., Janusz W., Skwarek E., Nikolaichuk A.A.* // Хімія, фізика та технологія поверхні. 2017. Т. 8, N 4. P. 384–392.
22. *Cheng R., Kang M., Zhuang S., Shi L., Zheng X., Wang J.* // J. Hazard. Mater. 2019. Vol. 364. P. 645–653.
23. *Zhuang S., Wang J.* // Radiochim. Acta. 2019. Vol. 107, N 6. P. 459–467.
24. *Hokkanen S., Bhatnagar A., Sillanpää M.* // Water Res. 2016. Vol. 91. P. 156–173.
25. *Hestrin S., Schramm M.* // Biochem. J. 1954. Vol. 58, N 2. P. 345–346.
26. *Schenzel K., Fischer S.* // Lenzinger Ber. 2004. Vol. 83. P. 64–70.
27. *Szymańska-Chargot M., Cybulska J., Zdunek A.* // Sensors. 2011. Vol. 11, N 6. P. 5543–5560.