

УДК 66.081:579.6:546.791+546.42+546.36

**БИОСОРБЦИЯ УРАНА (VI), СТРОНЦИЯ И ЦЕЗИЯ  
КЛЕТКАМИ БАКТЕРИИ *VACILLUS POLYMYXA* ИМВ 8910**И.А. Лещук<sup>1</sup>, Л.Н. Спасенова<sup>2</sup>, А.Л. Маковецкий<sup>2</sup>, Б.Ю. Корнилович<sup>2</sup><sup>1</sup>Институт коллоидной химии и химии воды им. А.В. Думанского НАН Украины,<sup>2</sup>Национальный технический университет Украины “КПИ”

Исследована способность бактерии *Bacillus polymyxa* ИМВ 8910 концентрировать уран (VI) и продукты его распада цезий и стронций из водных растворов. Рассмотрены механизмы связывания стронция микробными клетками, а также установлены основные физико-химические и биологические закономерности его взаимодействия с биосорбентом. На процесс накопления стронция оказывают влияние такие факторы: свойства биосорбента, pH водной среды, наличие комплексообразователей и конкурирующих ионов. Установлено, что при сорбции уранил-ионов и ионов стронция значительную роль играют карбоксильные группы поверхности клеток *B. polymyxa* ИМВ 8910. Показано, что цезий практически не сорбируется клетками данной культуры.

С развитием атомной энергетики и испытаниями ядерного оружия появился принципиально новый и специфический тип загрязнения биосферы – искусственные радионуклиды. Многократно уступая по абсолютной массе всем до этого известным ксенобиотикам, по степени воздействия на биосистемы искусственные радионуклиды входят в число наиболее опасных веществ.

На предприятиях ядерного цикла (уранодобывающая и перерабатывающая промышленности) образуется большое количество производственных жидких отходов, представляющих собой растворы урана и других радионуклидов низкой концентрации, высокая миграционная способность которых в водных средах способствует широкому их распространению на значительные расстояния, что приводит к загрязнению природных водоемов, почв, биологических объектов. Поэтому для решения проблемы очистки вод от урана и продуктов его распада (радионуклидов стронция и цезия), требуется разработка новых перспективных подходов. Уран не принадлежит к биоэлементам, и для него неизвестны стереохимические аналоги среди биологически значимых химических элементов. Однако для ряда организмов (грибы [1, 2, 3], микроводоросли [1, 4, 5], бактерии [1, 6, 7]) известно свойство концентрирования этого и других радионуклидов.

Особую биологическую опасность представляют искусственные радионуклиды – аналоги химических элементов, незаменимых в метаболизме организмов, – радионуклиды Sr и Cs. Содержание стронция и цезия в стоках в основном не превышает 1 мг/дм<sup>3</sup>, а концентрация их радиоактивных изотопов (<sup>90</sup>Sr и <sup>137</sup>Cs) может быть менее 1% от этого уровня [8]. Однако, длительные (около 30 лет) периоды полураспада данных радионуклидов, высокая растворимость в воде их солей и сходство физико-химических свойств с такими широко распространенными и биологически важными катионами, как кальций и калий, соответственно, обуславливают высокую биодоступность соединений стронция и цезия в течение значительного времени после выброса в окружающую среду [9].

Процессы накопления стронция биологическими объектами изучались на организмах различных систематических групп: бактериях [10, 11], дрожжах [12–14], цианобактериях [15], грибах [13, 16], лишайниках [17], водорослях [18–20]. В литературе имеются сведения о способности микроорганизмов иммобилизовать растворенный стронций посредством биосорбции [10, 11, 13], биоаккумуляции [12, 21] и биоминерализации [16, 22, 23]. Известно, что  $\text{Sr}^{2+}$  обладает физико-химическими свойствами подобными с такими катионами, как  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$ . Показано, что он может замещать один или оба эти иона в процессах связывания на поверхности клеток, активно поглощаться двухвалентными транспортными катионными системами, а также вместо  $\text{Ca}^{2+}$  принимать участие в некоторых биохимических и физиологических процессах [24, 25].

Способность к поглощению цезия обнаружена, в основном, у водорослей [19, 20], грибов [26, 27], дрожжей [28], цианобактерий [21, 29, 30]. Менее изучена способность бактерий концентрировать цезий [31]. В основном исследования посвящены бактериям рода *Rhodococcus*, которые могут эффективно его аккумулировать [32–34]. В работе [35] показано, что не все бактерии способны накапливать данный катион. Известно, что  $\text{Cs}^+$  не обладает какой-либо важной биологической функцией. Однако с помощью транспортных систем одновалентных катионов:  $\text{K}^+$  [21],  $\text{NH}_4^+$  [29, 30] он может поступать внутрь клетки и замещать  $\text{K}^+$  при росте и активации ферментов [36, 37].

Таким образом, для достаточно большого числа микроорганизмов известна способность концентрировать радионуклиды. Существенными преимуществами использования биологических сорбентов являются высокая эффективность удаления радионуклидов, экологичность, доступность и невысокая стоимость. Так, использованная в наших исследованиях бактерия *Bacillus polymyxa* является промышленным микроорганизмом – продуцентом гетерополисахарида [38].

В ходе предыдущих исследований [39] нами была установлена способность штамма *B. polymyxa* ИМВ 8910 концентрировать уран (VI). Целью же данной работы является дальнейшее изучение физико-химических и биологических особенностей сорбции урана, а также продуктов его распада – цезия и стронция чистой культурой *B. polymyxa* ИМВ 8910.

### Методика эксперимента

Объектами исследования были выбраны штамм *B. polymyxa* ИМВ 8910, который был получен из коллекции культур отдела фитопатогенных микроорганизмов Института микробиологии и вирусологии им. Д.К. Заболотного НАН Украины, уран и стабильные изотопы цезия и стронция.

Культуру *B. polymyxa* ИМВ 8910 выращивали в мясо-пептонном бульоне (МПБ) с добавлением глюкозы (30 г/дм<sup>3</sup>). Бактерии культивировали на качалке (130 мин<sup>-1</sup>) в течение 24 ч при температуре 28 °С в колбах емкостью 750 см<sup>3</sup> (объем среды составлял 250 см<sup>3</sup>). Клетки отделяли от культуральной среды центрифугированием в течение 15 мин (5000 мин<sup>-1</sup>), трижды отмывали и ресуспендировали в дистиллированной воде. Концентрацию биомассы определяли по оптической плотности на фотоэлектроколориметре КФК-2МП при длине волны 540 нм, толщине кюветы 0,5 см. Массу сухого вещества определяли после высушивания 1 см<sup>3</sup> суспензии при температуре 105 °С.

Процессы сорбции изучали на модельных растворах сульфата уранила  $UO_2SO_4 \cdot 3H_2O$ , хлоридов стронция  $SrCl_2 \cdot 6H_2O$  и цезия  $CsCl$ , ионную силу ( $I = 0,01$ ) создавали раствором хлорида натрия  $NaCl$ . pH растворов контролировали на иономере И-160М.

Сорбционные эксперименты проводили в статическом режиме при комнатной температуре в плоскодонных колбах объемом  $0,1 \text{ дм}^3$ . Оптимальная доза *B. polymyxa* ИМВ 8910 составляла  $1 \text{ см}^3$  суспензии клеток, что соответствовало  $0,6 \text{ г/дм}^3$  в пересчете на массу сухого вещества. Для интенсификации массообмена суспензии микробных клеток в исследуемых растворах (объем  $50 \text{ см}^3$ ) осуществляли перемешивание на аппарате АВУ-6с. После установления сорбционного равновесия твердую фазу отделяли от жидкой центрифугированием ( $5000 \text{ мин}^{-1}$ ) на центрифуге ОС-6 в течение 15 минут.

По остаточным концентрациям в растворе определяли степень удаления радионуклидов и рассчитывали величину адсорбции ( $a_s$ ) металлов биосорбентом. Концентрацию урана в растворе определяли фотометрическим методом с помощью красителя арсеназо III [40], стронция и цезия – на атомно-абсорбционном спектрофотометре С-115М1. Содержание стабильного изотопа стронция определяли методом атомной абсорбции, используя пламя ацетилен/закись азота, по спектральной линии  $460,7 \text{ нм}$ , цезия – методом эмиссии с атомизацией в пламени пропан/воздух, аналитическая линия –  $852,1 \text{ нм}$  [41].

Для блокирования карбоксильных групп на поверхности бактериальных клеток использовали реакцию этерификации этиловым спиртом в кислой среде [42]. Биомассу промывали этанолом, а затем помещали в этанол, подкисленный соляной кислотой ( $0,1 \text{ М}$  раствор  $HCl$  в этаноле), на 24 часа при комнатной температуре. Клетки трижды отмывали дистиллированной водой и изучали их сорбционные свойства. Для определения суммы кислых групп на поверхности бактериальных клеток использовали метод обратного потенциометрического титрования [43].

Для изучения конкурентного влияния катионов и анионов на процесс сорбции использовали  $0,1 \text{ М}$  растворы  $KCl$ ,  $NaCl$ ,  $CaCl_2$ ,  $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ ,  $KH_2PO_4$  в соотношении  $Sr : Кат (Ан)$  1:1, 1:10, 1:50, 1:100 и 1:500.

В экспериментах по замещению катионов клеток биосорбента стронцием и цезием в суспензию клеток (конечная концентрация биомассы  $0,3 \text{ г/дм}^3$  сух. вещ.) вносили раствор исследуемого металла (конечная концентрация  $100 \text{ мкмоль/дм}^3$ ). pH раствора измеряли до и после внесения металла. До начала эксперимента и через 1 мин после добавления растворов соединений стронция и цезия суспензию центрифугировали и определяли содержание  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$  и  $K^+$  в надосадочной жидкости [12]. Концентрации магния и кальция определяли методом атомной абсорбции, используя пламя ацетилен/закись азота и спектральные линии, соответственно,  $285,1$  и  $422,7 \text{ нм}$ , натрия и калия – методом эмиссии с атомизацией в пламени пропан/воздух, аналитические линии –  $589,0$  и  $766,5 \text{ нм}$ , соответственно [41].

Зависимость сорбционной способности клеток *B. polymyxa* ИМВ 8910 от температуры изучали при  $6, 20, 40$  и  $60 \text{ }^\circ\text{C}$ . Для инактивации биосорбента суспензию клеток кипятили 10 мин. При изучении влияния Sr и Cs на рост микроорганизмов в среду культивирования вносили хлориды данных металлов в концентрациях  $100$  и  $1000 \text{ мкмоль/дм}^3$ , прирост биомассы контролировали по оптической плотности.

Десорбцію уранил-ионов и ионов стронция с клеток биосорбента оценивали по изменению их концентрации в растворе после обработки десорбирующими агентами в течение 1 часа и рассчитывали степень десорбции ( $D$ , %). В качестве десорбирующих агентов были использованы дистиллированная вода, 0,1 М растворы  $\text{HCl}$ ,  $\text{HNO}_3$ ,  $\text{NaOH}$ ,  $\text{NaHCO}_3$  и 0,05 М растворы  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{Na}_2\text{CO}_3$ , трилона Б,  $\text{CaCl}_2$  и  $\text{MgCl}_2$ .

### Результаты и обсуждение

В ходе проведенных экспериментов установлено, что чистая культура *B. polymyxa* ИМВ 8910 способна удалять соединения стронция из раствора, хотя и в меньшей степени, чем уранил-ионы. Так, степень удаления  $\text{Sr}^{2+}$  составляет около 30%, тогда как  $\text{UO}_2^{2+}$  – 70-80%, что было установлено в [39] (условия экспериментов:  $C_{\text{исх}} = 100$  мкмоль/дм<sup>3</sup>; pH – 6,0;  $I = 0,01$ ; время сорбции 60 мин). Накопление ионов цезия данным биосорбентом в этих условиях не происходит.

Стронций связывается клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910 очень быстро и сорбционное равновесие достигается уже в первые минуты контакта. Поэтому во всех последующих экспериментах время контакта ионов стронция с биосорбентом составляло 30 минут. Данные о высокой скорости удаления стронция находят подтверждение в литературе относительно других биосорбентов [10, 17, 44].

Такая кинетика сорбции ионов стронция дает возможность предположить, что его накопление биосорбентом происходит в основном за счет физико-химического, то есть пассивного связывания на поверхности клеток. Установлено также, что температура окружающей среды (в диапазоне от 6 до 60 °С) практически не влияет на удаление ионов стронция.

Процессы адсорбции ионов металлов описываются с помощью изотерм сорбции. Адсорбцию стронция изучали в диапазоне концентраций стронция от 50 до 1200 мкмоль/дм<sup>3</sup>. Как видно из рис.1 максимальная величина адсорбции стронция клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910 составляет около 350 мкмоль/г сух.вещ., что значительно меньше таковой для урана – 800 мкмоль/г сух.вещ.

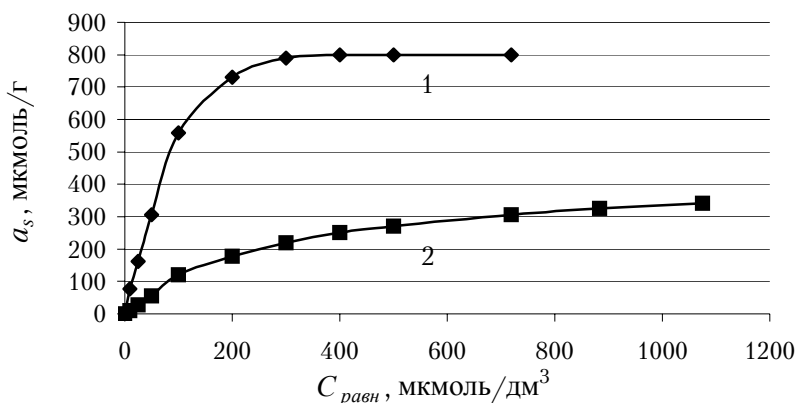


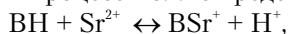
Рис. 1. Изотерма сорбции урана (1) [39] и стронция (2) клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910 при pH 6,0

Известно, что адсорбция стронция различными биологическими объектами может быть описана как изотермой Ленгмюра, так и изотермой Фрейндлиха [11, 12, 17]. При обработке полученных нами экспериментальных данных были использованы оба уравнения изотерм адсорбции и применен метод наименьших квадратов. Анализ коэффициентов уравнений, приведенных в таблице 1, свидетельствуют о том, что в изученном интервале концентраций сорбция ионов стронция лучше описывается уравнением Ленгмюра, что может свидетельствовать о хемосорбционном взаимодействии в системе  $\text{Sr}^{2+}$  – клетки *B. polymyxa* ИМВ 8910 в нейтральной среде, как и в случае сорбции уранил-ионов [39].

Таблица 1. Коэффициенты уравнений Ленгмюра и Фрейндлиха, характеризующие процессы сорбции  $\text{Sr}^{2+}$  и  $\text{UO}_2^{2+}$  клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910

Радио- нуклид	Коэффициенты уравнения Ленгмюра			Коэффициенты уравнения Фрейндлиха		
	$k$ , мкмоль <sup>-1</sup>	$a_{\text{max}}$ , мкмоль/г	$R$	$\lg\beta$	$1/n$	$R$
$\text{Sr}^{2+}$	3,3	435	0,999	2,56	0,517	0,973
$\text{UO}_2^{2+}$ [39]	11,1	1000	0,992	3,19	0,592	0,915

Согласно [11], при рассмотрении сорбции  $\text{Sr}^{2+}$  бактериальной клеткой необходимо учитывать наличие на ее поверхности протонированных функциональных групп (карбоксильных, фосфатных, гидроксильных), и тогда данный процесс можно представить реакцией:



где  $\text{ВН}$  – протонированная функциональная группа, а  $\text{BSr}^+$  – сорбированный стронций.

Известно, что на формирование комплексов металлов с функциональными поверхностными группами оказывает влияние кислотность среды, так как она обуславливает заряд микробных клеток вследствие изменения степени диссоциации ионогенных активных групп на клеточной поверхности. На рис.2. представлена зависимость величины сорбции  $\text{Sr}^{2+}$  биосорбентом от значения рН очищаемых растворов.

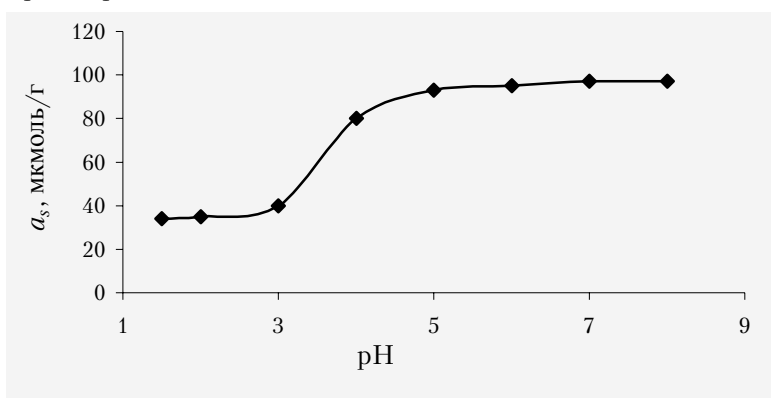


Рис. 2. Влияние рН на сорбцию  $\text{Sr}^{2+}$  клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910

Полученные экспериментальные данные указывают на то, что эффективность удаления ионов стронция *B. polymyxa* ИМВ 8910 существенно зависит от рН. Максимальная сорбция наблюдается в диапазоне рН 4,0–8,0, что согласуется с результатами других исследователей [11, 14].

Известно об участии карбоксильных групп в процессах связывания ионов металлов [1, 2, 6, 45]. Несмотря на то, что  $-\text{COO}^-$  группы являются слабыми комплексообразователями, в отличие, например, от  $-\text{SH}$ -групп, они в больших количествах располагаются непосредственно на клеточной стенке и внешних покровах клетки, а именно капсулах, слизях и других структурах полисахаридной природы [46], что обеспечивает их значительную роль при образовании комплексов с ионами металлов. В связи с тем, что основной особенностью различных штаммов бактерии *Bacillus polymyxa*, в частности и использованного в данной работе *B. polymyxa* ИМВ 8910, является интенсивный синтез кислого гетерополисахарида [38], нами был изучен вклад карбоксильных групп в процесс концентрирования урана и стронция данным биосорбентом. Для этого были проведены эксперименты по блокировке карбоксильных групп на поверхности бактериальных клеток при помощи реакции этерификации этиловым спиртом в кислой среде. Полученные данные, приведенные в табл. 2, указывают на то, что величина адсорбции урана клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910, предварительно обработанными спиртом, составляет около 667 мкмоль/г сухого вещества, что на 17% меньше адсорбции исходной (нативной) биомассой при исходной концентрации урана 1000 мкмоль/дм<sup>3</sup>. Сорбция ионов стронция клетками после блокирования карбоксильных групп уменьшается более значительно – на 50 %.

Таблица 2. Сорбция  $\text{Sr}^{2+}$  и  $\text{UO}_2^{2+}$  *B. polymyxa* ИМВ 8910 нативными клетками и после блокировки карбоксильных групп

Радионуклид	Величина адсорбции $a_s$ , мкмоль/г	
	нативная биомасса	после блокирования $\text{COOH}$ -групп
$\text{UO}_2^{2+}$	802	667
$\text{Sr}^{2+}$	414	198

Уменьшение величин адсорбции урана и стронция бактериальными клетками после предварительной обработки их спиртом свидетельствует о том, что  $\text{COOH}$ -группы непосредственно входят в активные центры связывания металлов на поверхности внеклеточных образований и собственно клеток *B. polymyxa* ИМВ 8910.

Поскольку в реальных водных системах радионуклиды и металлы находятся, как правило, в виде комплексов, а также учитывая присутствие катионов, которые являются конкурентами за центры связывания на поверхности микроорганизмов, нами было исследовано влияние анионов (на примере  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ) и катионов ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ) на сорбцию стронция клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910. Результаты исследования влияния  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  показали, что уменьшение величины сорбции  $\text{Sr}^{2+}$  наблюдается во всем изученном диапазоне концентраций аниона (Рис. 3) и уже при  $C_{\text{H}_2\text{PO}_4^-} = 10$  ммоль/дм<sup>3</sup> сорбция сокращается на 40 %.

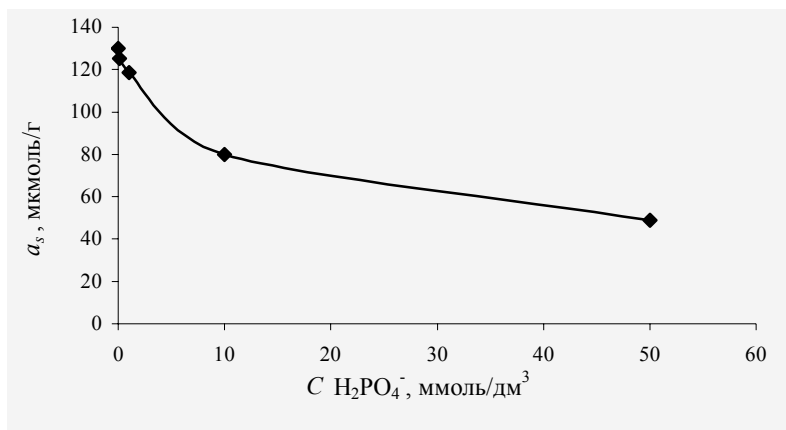


Рис. 3. Влияние ионов  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$  на сорбцию  $\text{Sr}^{2+}$  клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910

Установлено, что ионы натрия и калия практически не влияют на эффективность извлечения стронция, что согласуется с результатами исследований других авторов, полученных на других биосорбентах [10, 12]. Наиболее распространенными в окружающей среде являются катионы кальция. Прочность связывания  $\text{Ca}^{2+}$  функциональными группами бактериальной клеточной стенки в десятки раз выше, чем  $\text{Mg}^{2+}$ , т.е. присутствие в растворе  $\text{Ca}^{2+}$  может существенно влиять на адсорбцию клеткой других ионов [46]. Присутствие в модельном растворе ионов кальция и магния приводит к существенному уменьшению сорбции  $\text{Sr}^{2+}$  (Рис.4). Уже при концентрации  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$  1 ммоль/дм<sup>3</sup> адсорбция  $\text{Sr}^{2+}$  уменьшалась на 70 и 30%, соответственно. При повышении содержания  $\text{Ca}^{2+}$  до 10 ммоль/дм<sup>3</sup> сорбция  $\text{Sr}^{2+}$  прекращалась вовсе, а в присутствии такого же количества  $\text{Mg}^{2+}$  – составляла около 20% от исходной.

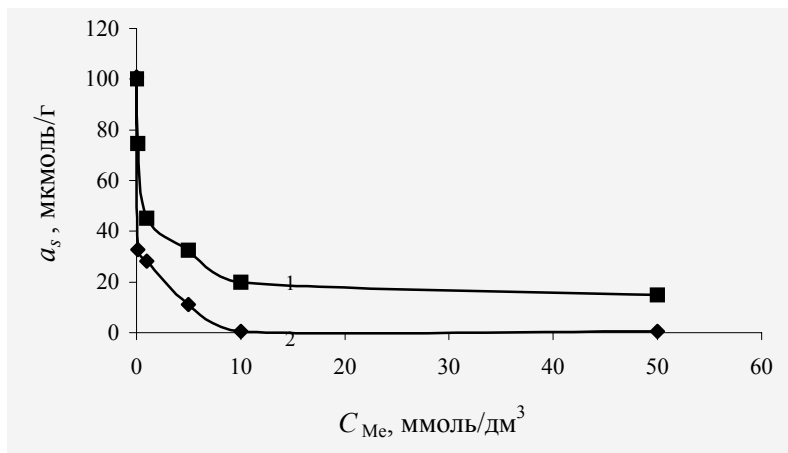


Рис. 4. Влияние ионов  $\text{Mg}^{2+}$  (1) и  $\text{Ca}^{2+}$  (2) на сорбцию  $\text{Sr}^{2+}$  клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910

Полученные результаты свидетельствуют о сильной конкуренции катионов кальция и магния со стронцием за центры связывания на поверхности клетки, при этом основными конкурентами являются ионы кальция.

Для изучения прочности связывания урана(VI) и стронция микроорганизмами была выполнена серия десорбционных экспериментов (Таблица 3). Как  $UO_2^{2+}$ , так и  $Sr^{2+}$  прочно связываются биосорбентом и практически не десорбируются дистиллированной водой – степень десорбции составляет 6,8 и 2,1 %, соответственно.

Таблица 3. Десорбция  $UO_2^{2+}$  и  $Sr^{2+}$  с биосорбента различными реагентами.

Десорбирующий агент	Степень десорбции D, %	
	$UO_2^{2+}$	$Sr^{2+}$
дистиллированная вода	6,8	2,1
NaOH 0,1 М	63,1	12,2
$Na_2CO_3$ 0,05 М	85,5	13,5
$NaHCO_3$ 0,1 М	75,2	15,6
$H_2SO_4$ 0,05 М	64,0	18,2
HCl 0,1М	66,8	21,7
$HNO_3$ 0,1 М	78,6	20,3
трилон Б 0,05 М	69,7	16,8
$CaCl_2$ 0,05 М	13,6	21,0
$MgCl_2 \cdot 6H_2O$ 0,05 М	7,0	21,7

Как видно из таблицы 3 в большинстве случаев ионы стронция связываются клетками *B. polymyxa* ИМВ 8910 более прочно, чем уранил-ионы. Исключение составляет десорбция хлоридами кальция и магния. Так, степень десорбции стронция  $CaCl_2$  и  $MgCl_2 \cdot 6H_2O$  составляет 21,0 и 21,7 %, соответственно, что объясняется их сильной конкуренцией с  $Sr^{2+}$  в результате стереохимической схожести. Установлено, что эффективно вымывает стронций также соляная кислота (21,7 %), а уран – карбонат натрия (85,5 %). Высокая десорбция урана раствором  $Na_2CO_3$  может быть объяснена образованием прочных водорастворимых анионных комплексов  $[UO_2(CO_3)_3]^{4-}$ .

С целью изучения природы связывания биомассой ионов стронция, был изучен обмен стронция с ионами водорода, натрия, калия и химически подобными катионами  $Mg^{2+}$  и  $Ca^{2+}$ . Показано, что при внесении стронция в суспензию клеток не происходит изменения концентраций ионов калия, натрия и кальция. В то же время содержание  $Mg^{2+}$  и  $H^+$  в растворе возрастает и составляет около 16 и 2 мкмоль/г сух. вещ., соответственно, или 89 и 11 % от общего количества вытесненных ионов.

Наблюдаемое вытеснение  $Mg^{2+}$  и  $H^+$  ионами стронция позволяет сделать вывод, что связывание  $Sr^{2+}$  клеточной стенкой включает в себя как ионный, так и ковалентный механизмы. Ковалентное связывание  $Sr^{2+}$  может осуществляться карбоксильными, фосфатными или другими группами клеточной поверхности. Однако обмен  $Sr^{2+}$  с данными катионами нестехиометричный, так как общее количество высвободившихся при адсорбции стронция катионов  $Mg^{2+}$  и  $H^+$  составляет около 31 %. Такой обмен стронция в клетках биосорбента, как предполагают в работе [12], может свидетельствовать о том, что  $Sr^{2+}$  связывается также с функциональными группами, которые не были ранее заняты другими катионами.



При внесении цезия в суспензию клеток *B. polymyxa* ИМВ 8910 не наблюдалось вытеснения  $H^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  и  $Na^+$ , концентрация  $K^+$  увеличивалась незначительно. Это подтверждает установленный ранее факт, что данный микроорганизм не способен накапливать ионы цезия.

При изучении влияния цезия на процессы роста *B. polymyxa* ИМВ 8910 показано, что исследуемый металл (в концентрациях 100 и 1000 мкмоль/дм<sup>3</sup>) не подавляет рост культуры. Отсутствие прямого угнетающего действия цезия также установлено в работах [19, 31, 34], в которых показано, что  $Cs^+$  оказывает ингибирующий эффект в результате уменьшения количества внутриклеточного калия при его аккумуляции.

Следует отметить, что внесение в питательную среду стронция (100 и 1000 мкмоль/дм<sup>3</sup>) также не угнетает рост бактериальной культуры. Предположительно, ингибирующее действие стронция, как и в случае с цезием, могло бы проявиться при недостатке ионов кальция, поскольку известно, что  $Sr^{2+}$  при отсутствии  $Ca^{2+}$  может включаться в метаболизм клеток вместо последнего [24, 25], также как  $Cs^+$  способен замещать в определенных процессах  $K^+$  [36, 37].

Исследования, проведенные с инактивированными клетками бактерий (100 °С, 10 мин), показали, что их сорбционная способность относительно уранил-ионов и ионов стронция не отличается от интактных (живых) клеток. Это подтверждают эксперименты как по определению общего количества кислотных групп на поверхности клеток, так и по блокировке карбоксильных групп. Для интактных и инактивированных клеток бактерий общее количество кислотных групп на поверхности клеток составило по 3,4 ммоль/г сух.вещ., а в результате блокировки COOH-групп сорбция уменьшилась на 27 и 24 %, соответственно.

Таким образом, показано, что культура *B. polymyxa* ИМВ 8910 способна эффективно сорбировать уран (VI) и стронций из водных растворов, в отличие от цезия, который не накапливается бактерией в данных условиях. Можно предположить, что концентрирование урана (VI) и стронция происходит путем биосорбции, т.е. представляет собой физико-химический процесс пассивного связывания ионов металлов функциональными группами клеточной стенки микроорганизмов. Определяющая роль при сорбции исследуемых радионуклидов принадлежит карбоксильным группам. Установлено, что связывание ионов стронция клеточной стенкой бактерий включает в себя ионный и ковалентный механизмы. Изученные закономерности и особенности сорбции урана (VI) и стронция культурой *B. polymyxa* ИМВ 8910 могут быть использованы при разработке биотехнологических способов очистки промышленных вод, загрязненных радионуклидами.

## ЛИТЕРАТУРА

1. Сенцова О.Ю., Максимов В.Н. Действие тяжелых металлов на микроорганизмы // Успехи микробиологии. – 1985. – Т.20. – С. 227–252.
2. Давидова Е.Г., Каспарова С.Г. О природе сорбции металлов клеточными стенками дрожжей // Микробиология. – 1992. – Т.61, № 6. – С.1018–1022.
3. Подгорский В.С., Касаткина Т.П., Лозовая О.Г. Дрожжи – биосорбенты тяжелых металлов // Микробиол. журнал. – 2004. – Т.66, № 1. – С.91–103.

4. Саванина Я.В., Лебедева А.Ф., Гусев М.В. Способность цианобактерий и микроводорослей к накоплению тяжелых металлов и возможность их использования для очистки водной среды // Вест. Моск. ун-та. – 1999. – сер. 16, № 3, биология. – С. 3–12.
5. Volesky B., Holan Z.R. Biosorption of heavy metals: a review // *Biotechnol. Prog.* – 1995. – №11. – P. 235–250.
6. Sar P., D'Souza S.F. Biosorptive uranium uptake by a *Pseudomonas* strain: characterization and equilibrium studies // *J. Chem. Technol. Biotechnol.* – 2001. – V. 76. – P. 1286–1294.
7. Fowle D.A., Fein J.B., Martin A.M. Experimental Study of Uranyl Adsorption onto *Bacillus subtilis* // *Environ. Sci. Technol.* – 2000. – Vol. 34, № 17. – P. 3737–3741.
8. Кузнецов Ю.В., Щебетковский В.Н., Трусов А.Г. Основы очистки воды от радиоактивных загрязнений. – М.: Атомиздат. – 1974. – 360 с.
9. Кульменко М.И., Поликарпов Г.Г. Радиоэкология природных вод на стыке тысячелетий // *Гидробиол. журн.* – 2000. – Т.36, № 2. – С. 60–76.
10. Faison B.D., Cancel C.A., Lewis S.N., Adler H.I. Binding of dissolved strontium by *Micrococcus luteus* // *AEM.* – 1990. – V.56, No.12. – P. 3649–3656.
11. Small T.D., Warren L.A., Rodrn E.E. Grant Ferris F. Sorption of strontium by bacteria, Fe(III) oxide, and bacteria–Fe(III) oxide composites // *Environ. Sci. Technol.* – 1999. – V.33. – P. 4465–4470.
12. Avery S.V., Tobin J.M. Mechanisms of Strontium Uptake by Laboratory and Brewing Strains of *Saccharomyces cerevisiae* // *AEM.* – 1992. – V. 58, No.12. – P. 3883–3889.
13. de Rome L., Gadd G.M. Use of pelleted and immobilized yeast and fungal biomass for heavy metal and radionuclide recovery. // *J. Indust. Microbiol.* – 1991. – V. 7. – P. 97–104.
14. Roomans G.M., Theuvenet A.P., van den Berg T.P., Borst-Pauwels G.W. Kinetics of Ca<sup>2+</sup> and Sr<sup>2+</sup> uptake by yeast. Effects of pH, cations and phosphate. // *Biochim. Biophys. Acta.* – 1979. – V. 551, No.1. – P. 187–196.
15. Dabbagh R., Ghafourian H., Baghvand A., Nabi G. R., Riahi H., Faghih M. A. A. Bioaccumulation and biosorption of stable strontium and <sup>90</sup>Sr by *Oscillatoria homogenea* cyanobacterium // *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.* – 2007. – V. 272, No.1. – P. 53–59.
16. Connolly J.H., Shortle W.C., Jellison J. Translocation and incorporation of strontium carbonate derived strontium into calcium oxalate crystals by the wood decay fungus *Resinicium bicolor* // *Can. J. Bot.* – 1999. – V.77. – P. 179–187.
17. Pipiska M., Hornik M., Kociova M., Augustin J., Lesny J. Radiostrontium uptake by lichen *Hypogymnia physodes* // *Nucleonika.* – 2005. – V.50, No.1. – P. S.39–S.44.
18. Crist R.H., Martin J.R., Guptill P.W., Eslinger J.M., Crist D.R. Interaction of metals and protons with algae. 2. Ion exchange in adsorption and metal displacement by protons. // *Environ. Sci. Technol.* – 1990 – V. 24. – P.337–342.
19. Avery S.V. Codd G.A., Gadd G.M. Replacement of cellular potassium by caesium in *Chlorella emersonii*: differential sensitivity of photoautotrophic and chemoheterotrophic growth // *J. Gen. Microbiol.* – 1992. – V. 138. – P. 69–76.

20. Avery S.V., Codd G.A., Gadd G.M. Transport kinetics, cation inhibition and intracellular location of accumulated caesium in the green microalga *Chlorella salina* // *J. Gen. Microbiol.* – 1993. – V. 139. – P. 827–834.
21. Avery S.V., Codd G.A., Gadd G.M. Caesium accumulation and interactions with other monovalent cations in the cyanobacterium *Synechosystis* PCC 6803 // *J. Gen. Microbiol.* – 1991. – V. 137. – P. 405–413.
22. Anderson S., Appanna V.D. Microbial formation of crystalline strontium carbonate. // *FEMS Microbiol. Rev.* – 1994. – V.116. – P. 43–48.
23. Roden E.F., Leonardo M.R., Ferris F.G. Immobilization of strontium during iron biomineralization coupled to dissimilatory hydrous ferric oxide reduction // *Geochim. Cosmochim. Act.* – 2002. – V. 66. – P. 2823–2839.
24. Kim S.H., Ramaswamy S., Downard J. Regulated exopolysaccharide production in *Mycococcus xanthus*. // *J. Bacteriol.* – 1999. – V. 181, No.5. – P. 1496–1507.
25. Robinson J.B., Tuovinen O.H., Bauer W.D. Role of divalent cations in the subunit associations of complex flagella from *Rhizobium meliloti*. // *J. Bacteriol.* – 1992. – V. 174, No.12. – P. 3896–3902.
26. Bakken L.R., Olsen R.A. Accumulation of radiocaesium in *fulgi* // *Can. J. Microbiol.* – 1990. – V.36. – P. 704–710.
27. Vinichuk M.M., Johanson K.J., Rosén K., Nilsson I. Role of the fungal mycelium in the retention of radiocaesium in forest soils // *J. Environ. Radioactiv.* – 2004. – V. 78, No.1. – P. 77–92.
28. Perkins J., Gadd G.M. Caesium toxicity, accumulation and intracellular localization in yeast // *Mycol. Res.* – 1993. – V. 97, No.6. – P. 717–724.
29. Avery S.V., Codd G.A., Gadd G.M. Caesium transport in the cyanobacterium *Anabaena variabilis*: kinetics and evidence for uptake via ammonium transport system(s) // *FEMS Microbiol. Lett.* – 1992. – V.95. – P. 253–258.
30. Singh S., Negi S., Bharati N., Singh H.N. Common nitrogen control of caesium uptake, caesium toxicity and ammonium (methylammonium) uptake in the cyanobacterium *Nostoc muscorum* // *FEMS Microbiol. Lett.* – 1994. – V.117, No.3. – P. 243–248.
31. Perkins J., Gadd G.M. The influence of pH and external K<sup>+</sup> concentration on caesium toxicity and accumulation in *Escherichia coli* and *Bacillus subtilis* // *J. Ind. Microbiol.* – 1995. – V.14, No.3-4. – P. 218–225.
32. Tomioka N., Uchiyama H., Yagi O. Isolation and Characterization of Cesium-Accumulating Bacteria // *AEM.* – 1992. – V.58, No.3. – P.1019–1023.
33. Tomioka N., Uchiyama H., Yagi O. Cesium Accumulation and Growth Characteristics of *Rhodococcus erythropolis* CS98 and *Rhodococcus* sp. Strain CS402 // *AEM.* – 1994. – V.60, No.7. – P.2227–2231.
34. Івшина І.Б., Пешкур Т.А., Коробов В.П. Эффективное извлечение цезия клетками бактерий рода *Rhodococcus* // *Микробиология* – 2002. – Т. 71, № 3. – С. 418–423.
35. Johnson E.E., O'Donnell A.G., Ineson P. An autoradiographic technique for selecting Cs-137-sorbing microorganisms from soil // *J. Microbiol. Meth.* – 1991. – V.13. – P. 293–298.
36. Andersson C.E., Mowbray S.L. Activation of ribokinase by monovalent cations // *J. Mol. Biol.* – 2002. – V. 315, No.3. – P. 409–419.
37. Jasper P. Potassium transport system of *Rhodopseudomonas capsulata* // *J. Bacteriol.* – 1978 – V. 133, No.3. – P. 1314–1322.

38. Пат. 71374 Україна. Штам *Paenibacillus polymyxa* – продуцент гетерополісахариду // Болоховська В.А., Болоховський В.В., Воцелко С.К., Гвоздяк Р.І., Литвинчук О.О., Нагорна О.В. – Опубл. 15.11.2004, Бюл. 11.
39. Спасенова Л.Н., Тобилко В.Ю., Лещук І.А., Гвоздяк П.І., Корнилович Б.Ю. Сорбція урана(VI) природної асоціацією організмів активного іла і чистої культурою *Bacillus polymyxa* ІМВ 8910 // ХТВ – 2006. – Т. 28, № 6. – С. 604-615.
40. Лазарев А. И. Органические реактивы в анализе металлов. – М.: Металургия. – 1980. – 232 с.
41. Хавезов И., Цалев Д. Атомно-абсорбционный анализ. – Л.: Химия. – 1983. – 144 с.
42. Звягинцев Д.Г., Гузев В.С. Концентрирование и разделение бактерий на анионите Дауэкс // Микробиология – 1971. – Т.40, №1. – С. 139.
43. Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. – Л.: Наука. – 1980. – 287 с.
44. Valentine N.B., Bolton Jr.H., Kingsley M.T., Drake G.R., Balkwill D.L., Plymale A.E. Biosorption of cadmium, cobalt, nickel, and strontium by a *Bacillus simplex* strain isolated from the vadose zone // J. Ind. Microbiol. Biotechnol. – 1996. – V.16, No.3. – P. 189–196.
45. Gonzales-Munoz M. T., Merroun M. L., Ben Omar N., Arias J. M. Biosorption of uranium by *Mycococcus xanthus* // International Biodeterioration and Biodegradation. – 1997. – V. 40. – P. 107–114.
46. Buffle J. Complexation reactions in aquatic systems: An analytical approach. – Chichester: Ellis Horwood Limited. – 1988. – 692 p.