

## **ИСПОЛЬЗОВАНИЕ АЭРОБНЫХ СИНТРОФНЫХ АССОЦИАЦИЙ МИКРООРГАНИЗМОВ ДЛЯ ДЕЗАКТИВАЦИИ ЖИДКИХ РАДИОАКТИВНЫХ ОТХОДОВ**

**Н.В. Клочкова<sup>1,@</sup>, А.В. Ананьев<sup>1</sup>, Н.Ю. Позднякова<sup>1</sup>, А.А. Савельев<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>АО «Ведущий научно-исследовательский институт химической технологии», предприятие Госкорпорации «Росатом», Москва 115409, Россия

<sup>2</sup>Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ», Москва 115409, Россия

@Автор для переписки, e-mail: Zelentchev@mail.ru

Целью настоящей работы явилась проверка возможности трансмутации цезия-137 в стабильный изотоп бария при контакте с аэробной синтрофной ассоциацией (СА – конгломерат нескольких тысяч различных видов бактерий, простейших и грибов, живущих в симбиозе друг с другом) в растворе, содержащем набор макро- и микроэлементов в качестве биологической питательной среды. Исследование проводили последовательно на двух различных СА. Обнаружено явление биосорбции цезия-137 в диапазоне pH 7.7–8.6 обеими СА, однако трансмутации цезия-137 экспериментально не выявлено. Найдена зависимость сорбционной емкости синтрофной ассоциации от времени, и рассчитано распределение цезия-137 в жидкой фазе и фазе СА в зависимости от времени. Продемонстрирована возможность получения смеси СА, способной селективно извлекать и концентрировать заданные радионуклиды из жидкой фазы. Полученные результаты могут стать основой создания технологии переработки и кондиционирования низкоактивных жидких радиоактивных изотопов (РАО) за счет перевода основной массы радиоизотопов в фазу СА – так называемый «наносорбент биологического происхождения», сопровождающегося многократным уменьшением их объема. Предлагаемая технология по экономичности и экологичности будет значительно превосходить известные сорбционные процессы, в которых применяются синтетические сорбенты. В качестве аналога по аппаратному оформлению технологии очистки РАО при использовании наносорбентов биологического происхождения может служить процесс BIOX-технологии – окисления сульфидных руд и концентратов, основанный на деятельности хемолитотрофных бактерий, которые переводят нерастворимые сульфиды металлов в растворимые сульфаты.

**Ключевые слова:** аэробная синтрофная ассоциация, сорбция, жидкие радиоактивные отходы, гамма-спектрометрический метод анализа, биореактор.

## **USING AEROBIC SYNTROPHIC ASSOCIATIONS OF MICROORGANISMS FOR THE DECONTAMINATION OF LIQUID RADIOACTIVE WASTE**

**N.V. Klochkova<sup>1,@</sup>, A.V. Ananyev<sup>1</sup>, N.Yu. Pozdnyakova<sup>1</sup>, A.A. Savelyev<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>All-Russian Research Institute of Chemical Technology, Enterprise of ROSATOM, Moscow 115409, Russia

<sup>2</sup>National Research Nuclear University «MePhI», Moscow 115409, Russia

@Corresponding author e-mail: Zelentchev@mail.ru

The primary objective of the study was to test the possibility of cesium-137 transmutation into a stable barium isotope in contact with an aerobic syntrophic association (SA – a conglomerate of several thousands of different species of bacteria, protozoa and fungi living in symbiosis with each other) together with a set of macro- and microelements. The study was performed sequentially on two different SA. In the course of the work, the transmutation of cesium-137 into stable barium with the use of SA was not experimentally revealed, but the phenomenon of cesium-137 biosorption by both SA was detected to different degrees. In the course of the experiment the possibility of cesium-137 sorption by SA from the solution in the pH range of 7.7 – 8.6 was shown. In the process of the work, the time dependence of cesium-137 distribution in the liquid phase and the phase of SA was determined. The time dependence of the sorption capacity of the syntrophic association was revealed. With further continuation of the study, it is possible to obtain a mixture of SA capable of selectively extracting and concentrating prescribed radionuclides from the liquid phase. The result of this work may be the development of a technology for processing and conditioning low-level liquid radioactive waste (RW) by transferring the bulk of radioisotopes in the phase of SA (the so-called "nanosorbent of biological origin"), with multiple volume reduction. The cost of such a technology compared to existing technologies using synthetic sorbents should be several times less due to the cheapness of the SA and the reagents required for it. Besides, the new technology is more environmentally friendly. The process of biotechnology-oxidation of sulfide ores and concentrates based on the activity of chemolithotrophic bacteria that translate insoluble metal sulfides into soluble metal sulfates can serve as analogue for hardware design of RW purification technology using nanosorbent of biological origin.

**Keywords:** aerobic syntrophic association, sorption, liquid radioactive waste, gamma-spectrometric analysis method, bioreactor.

## Введение

В последние годы в научных кругах идет активное обсуждение возможности трансмутации радионуклидов в стабильные изотопы при контакте с аэробными синтрофными ассоциациями<sup>1</sup> (СА, конгломерат нескольких тысяч различных видов бактерий, простейших и грибов, живущих в симбиозе друг с другом) в растворе, содержащем набор макро- и микроэлементов в качестве биологической питательной среды [1–9]. Известно, что СА отличаются высокой степенью адаптации к окружающей среде. Например, они живут в химически агрессивных средах, в которых обычные бактерии не выживают, и выдерживают достаточно сильное радиационное воздействие, которое обычные микробиологические культуры не выдерживают. В случае подтверждения данных о возможности подобной трансмутации это явление возможно было бы использовать для корректировки изотопного состава радиоактивных отходов (РАО), таких, как, например, вода специальных прачечных РосРАО, с целью снижения потенциальной опасности радиоактивных отходов для окружающей среды.

Целью настоящей работы первоначально являлась проверка представленной в работе [10] информации по трансмутации. Работу проводили в два этапа на различных СА (СА1 и СА2). Выбор смеси для

проведения исследования осуществляла автор идеи о возможности трансмутации, старший научный сотрудник Физического факультета МГУ им. М.В. Ломоносова, кандидат физико-математических наук А.А. Корнилова. В процессе исследования, на основании анализа полученных результатов цель работы трансформировалась: нам представлялось необходимым продемонстрировать возможность использования аэробной синтрофной ассоциации в качестве наносорбента биологического происхождения на примере сорбции цезия-137 из раствора.

В соответствии с утвержденной программой-методикой проведения исследования эксперимент был начат на кафедре химической энзимологии Химического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова и далее продолжен в испытательной лаборатории радиационного контроля Ведущего научно-исследовательского института химической технологии Госкорпорации «Росатом» (ИЛРК АО «ВНИИХТ»).

## Экспериментальная часть

Для проверки жизнеспособности синтрофной ассоциации и воспроизводимости экспериментов в шесть пластиковых биореакторов емкостью 1 л, через которые круглосуточно барботировали воздух (расход ~ 1.5 л/мин), помещали СА1 с питательным раствором, общий объем содержимого каждого биореактора составил 0.75 л. На 4-е сутки на основании определения полноты трансформации глюкозы и общего органического вещества был сделан вывод о жизнеспособности СА1 во всех шести биореакторах.

<sup>1</sup>Андреев С.Н. Доклад на заседании постоянного научного семинара в Институте общей физики РАН им А.М. Прохорова 06.06.2016 [электронный ресурс]. URL: <https://regnum.ru/news/2165960.html>.

Далее, в ИЛРК АО «ВНИИХТ» во все биореакторы внесли по 1 мл азотнокислого раствора цезия-137, имитирующего РАО. В качестве контрольного использовали биореактор № 7, содержащий только питательную среду и азотнокислый раствор цезия-137 без микробиологической культуры (рис. 1).



Рис. 1. Проведение экспериментов с использованием СА.

Для оценки микроуноса цезия-137 при барботаже воздухом к биореактору № 7 была подключена ловушка, заполненная силикагелем. Величина активности цезия-137 во всех биореакторах составляла  $16.5 \pm 0.7$  кБк. рН среды в ходе эксперимента поддерживали в диапазоне от 6.9 до 7.6, для чего использовали гидрофосфат натрия 12-водный ( $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \times 12\text{H}_2\text{O}$ ). Температуру в помещении при проведении эксперимента поддерживали в диапазоне от 23 до 25 °С.

При работе со второй синтрофной ассоциацией (СА2) исследование проводили в аналогичных усло-

виях с тремя параллельными биореакторами, а величина активности цезия-137 в них составляла  $15.5 \pm 0.5$  кБк.

Измерение величины активности цезия-137 в биореакторах проводили каждые 2-3 дня. Время контакта обеих синтрофных ассоциаций с цезием-137 составило по 30 дн. для каждой.

Анализ содержимого биореакторов на цезий-137 проводили гамма-спектрометрическим методом с использованием автоматизированного спектрометра Гамма-1П (ЗАО «НПЦ «Аспект») с широкополосным детектором из особо чистого германия типа ВЕ 2820 фирмы «Canberra». При измерении величины активности цезия-137 использовали гамма-линию 661.65 кэВ. Измерение производили в геометрии флакон-750 по 600 секунд по три параллельных измерения, устанавливая каждый биореактор в свинцовый защитный блок гамма-спектрометра с барботажем воздухом для гомогенизации содержимого [11]. Погрешность каждого измерения составляла ~6%. Интерпретацию данных выполняли с применением методов математической статистики в соответствии с ГОСТ 8.207-76<sup>2</sup> и рекомендациями [12] посредством программного обеспечения Microsoft Excel for Windows.

## Результаты и их обсуждение

Результаты измерений величины активности цезия-137 для СА1 при барботаже воздухом представлены в табл. 1.

Таблица 1. Изменение величины активности цезия-137 в присутствии СА1

№	Даты измерений								
	14.11.16 1-й день	16.11.16 3-й день	18.11.16 5-й день	21.11.16 8-й день	24.11.16 11-й день	28.11.16 15-й день	01.12.16 18-й день	05.12.16 22-й день	Среднее за опыт
1	16.2±0.7	17.0±0.6	16.4±0.6	16.5±0.6	16.3±0.6	16.1±0.6	16.4±0.6	16.5±0.6	16.4±0.3
2	16.9±0.6	16.4±0.6	16.7±0.6	16.3±0.6	16.2±0.6	16.2±0.6	16.4±0.6	16.1±0.6	16.4±0.3
3	16.0±0.6	16.4±0.6	16.6±0.6	16.2±0.6	16.1±0.6	15.8±0.6	15.7±0.5	15.6±0.6	16.0±0.3
4	15.9±0.6	16.4±0.6	16.3±0.6	16.4±0.6	16.4±0.6	15.8±0.6	16.5±0.6	16.0±0.6	16.2±0.3
5	16.2±0.6	16.3±0.6	16.4±0.6	16.4±0.6	16.2±0.6	15.8±0.6	16.0±0.6	16.3±0.6	16.2±0.3
6	16.4±0.6	16.4±0.6	16.6±0.6	16.1±0.6	16.2±0.6	15.9±0.6	16.3±0.6	16.3±0.6	16.3±0.3
7	16.5±0.7	17.2±0.6	16.4±0.6	16.9±0.6	16.5±0.6	16.7±0.6	16.8±0.6	16.4±0.6	16.7±0.3

Из данных, представленных в табл. 1, следует, что величина активности цезия-137 при контакте с СА1 меняется незначительно: имеет место снижение величины активности цезия-137 в каждом биореакторе на величину порядка 150–200 Бк, что, по нашему мнению, обусловлено налипанием СА1 на электрод при измерении рН среды.

Установлено, что за все время опыта из биореактора № 7 (холостой) вынесено не более  $0.8 \pm 0.4$  Бк цезия-137 за счет барботирования его содержимого воздухом. Расчет материального баланса с учетом вышеуказанных потерь цезия-137 из биореакторов в

ходе проведения эксперимента показал, что величина активности цезия-137 в содержимом биореакторов не менялась и находилась в течение всего времени проведения исследования в доверительном интервале погрешности измерений его исходной величины активности.

Таким образом, предположение о трансмутации цезия-137 при контакте с СА1 [13] не подтвердилось.

<sup>2</sup>ГОСТ 8.207-76. Государственная система обеспечения единства измерений. Прямые измерения с многократными наблюдениями. Методы обработки результатов наблюдений. М.: Стандартинформ, 2008.

Явление биосорбции известно еще с 1951 года, когда были опубликованы результаты самых первых работ по применению микроорганизмов в качестве сорбентов тяжелых металлов из сточных и природных вод [14]. Поскольку наш коллектив работал со сверхассоциацией бактерий, простейших и грибов, мы сочли целесообразным проверить способность ассоциации СА1 к сорбции Cs-137. Чтобы косвенно

оценить величину сорбции цезия-137 синтрофной ассоциацией СА1, измерение величины активности цезия-137 проводили без барботажа биореакторов воздухом, т.е. когда происходит разделение на фазу СА, оседающую на дно биореактора, и жидкую фазу. В табл. 2 представлены результаты измерений величины активности цезия-137 в биореакторах в статическом режиме без барботажа воздухом.

**Таблица 2.** Величина активности цезия-137, кБк, в биореакторах, измеренная в статическом режиме, в фазе СА1

№ биореактора	Даты измерений					
	18.11.16 5-й день	21.11.16 8-й день	24.11.16 11-й день	28.11.16 15-й день	01.12.16 18-й день	05.12.16 22-й день
1	–	26.0±0.9	28.5±1.0	26.7±0.9	24.7±0.9	20.6±0.7
2	–	27.1±0.9	25.8±0.9	23.5±0.8	22.6±0.8	18.6±0.6
3	–	27.9±1.0	25.2±0.9	24.0±0.8	23.3±0.8	21.7±0.8
4	–	26.3±0.9	23.8±0.8	20.7±0.7	20.0±0.7	18.3±0.6
5	–	27.3±0.9	24.3±0.8	21.3±0.7	23.0±0.8	20.2±0.7
6	20.8±0.9	28.7±0.9	29.6±1.0	24.6±0.9	23.0±0.8	22.8±0.8

Очевидно (табл. 2), что на 8-й день (а, скорее всего, с самого начала эксперимента) наблюдалось нарастание величины активности цезия-137 в фазе СА1, а затем происходило постепенное ее снижение.

На 11-й день эксперимента при проведении опыта по оценке эффективности усвояемости глюкозы,

используемой для питания СА1, была измерена величина активности цезия-137 в отцентрифугированных растворах из биореакторов. Сравнительные результаты изменения величины активности цезия-137 в жидкой фазе и фазе СА1 в середине и в конце опыта представлены в табл. 3 для всех шести биореакторов.

**Таблица 3.** Содержание цезия-137 в жидкой фазе в зависимости от времени их контакта и фазе СА1 после завершения эксперимента

№ биореактора	25.11.2016 (12-й день)	12.12.2016 (после завершения эксперимента)	
	Жидкая фаза А, кБк	Жидкая фаза А, кБк	СА1, А, кБк
1	4.4±0.3	15.4±0.6	1.10±0.06
2	8.6±0.5	14.2±0.5	1.80±0.09
3	7.4±0.5	15.1±0.6	1.30±0.08
4	6.2±0.4	14.9±0.5	1.70±0.08
5	10.1±0.6	14.2±0.5	1.20±0.07
6	8.7±0.5	14.5±0.5	2.10±0.09

Приведенные в табл. 3 величины активности цезия-137 в жидкой фазе в середине и в конце эксперимента подтверждают данные, представленные в табл. 2: начиная с 13-го дня эксперимента, цезий-137 начал переходить в жидкую фазу. По всей видимости, по каким-либо причинам, которые еще необходимо выявить, активность групп, которые удерживали цезий в структуре СА1, стала уменьшаться.

В табл. 4 показаны расчетные значения коэффициентов распределения, полученные по результатам измерений, суммированных в табл. 3. Все расчеты выполнены на влажную (не менее 45%) фазу СА1 после центрифугирования со скоростью 8000 об./мин.

Проанализировав значения коэффициентов распределения, представленные в табл. 4, можно сделать вывод, что предположение о сорбционной способности СА1 справедливо. Однако основная масса цезия-137 в конце опыта перешла в жидкую фазу. К сожалению, путем центрифугирования разделить нацело обе фазы – жидкую и содержащую СА1 – не удалось.

При работе с СА2 также подтвердились данные об отсутствии трансмутации. Единственным отличием от опыта с СА1 стало уменьшение величины активности цезия-137 в начале эксперимента. Причиной временного уменьшения величины активности цезия-137 содержимого биореакторов оказалась

способность СА2 удерживать пузырьки воздуха, способность к флотации, которая не позволяла даже при барботаже воздухом достичь однородности содержимого биореакторов по объему. Как только масса СА2 выросла в достаточном количестве для достижения однородности содержимого биореактора при его барботировании, данный эффект исчез.

Для изучения сорбции СА2 содержимое биореактора с маркировкой ВН-1 было решено считать контрольным опытом. С этим биореактором никаких манипуляций не проводили. Все действия по поддержанию жизнедеятельности СА2 проводили так же, как и с СА1. Содержимое биореактора с маркировкой ВН-5 (СА2 с питательным раствором и цезий-137) гомогенизировали путем интенсивного перемешивания и разделили пополам. Одну половину содержимого перемещали в новый биореактор с маркировкой ВН-5\*. В обоих биореакторах объем доводили до метки 750 мл водопроводной водой, отстоянной в течение двух дней, и рН – до 7.9 путем добавления гидрофосфата натрия 12-водного. Разделение фазы СА2 проводили для увеличения жизненного пространства и стимулирования прироста биомассы и, как следствие, повышения сорбционной способности СА2.

Содержащуюся в биореакторе с маркировкой ВН-6 биомассу заменяли через каждые 6–10 дней с измерением величины активности цезия-137 в отцентрифугированных фазах биомассы СА2 и осветленного раствора. Цель замены СА2 на свежую биомассу – ускорить сорбционный процесс и попытаться в конце опыта получить в этом биореакторе раствор, содержащий единицы беккерелей цезия-137. В начале проведения эксперимента идея полностью себя оправдала: при первой замене в биореакторе ВН-6 (30.01.2017 г.) фаза СА2 сорбировала 4.2 кБк цезия-137. С уменьшением активности при второй замене 06.02.2017 г. фаза СА2 сорбировала уже 8.4 кБк цезия-137. Ожидания, что при третьей замене

16.02.2017 г. фазе СА2 удастся сорбировать почти всю оставшуюся в биореакторе ВН-6 активность цезия-137, не оправдались (табл. 5). В биореакторе стал развиваться другой вид бактерий, что обусловлено, по нашему мнению, изменением диапазона рН среды. Как выяснилось опытным путем, нужный вид бактерий из СА2 лучше вырастает в диапазоне рН от 7.6 до 8.5. В тот же день, 16.02.2017 г., биомассу СА2 заменили на свежую в остальных биореакторах. Результаты измеренной величины активности цезия-137 в фазе СА2 и водной фазе для каждого биореактора представлены в табл. 5.

Кроме того, 16 февраля 2017 г. в процессе перевозки свежей биокультуры СА2 для замены ее во всех биореакторах она была заморожена (температура -23 °С). Данный факт выявили в процессе измерений активности цезия-137 в осветленной жидкой фазе и в биомассе СА2 22.02.2017 г. (табл. 5). Оказалось, что более всего пострадала от низких температур часть биомассы СА2, помещенная в биореактор ВН-6. Такой вывод мы сделали вследствие отсутствия прироста биомассы СА2 в биореакторе ВН-6. Раствор в этом биореакторе начал пениться из-за разложения мертвой массы СА2. Поэтому эксперимент в биореакторе с маркировкой ВН-6 был прекращен. Из данных, полученных при измерении величины активности цезия-137 в мертвой массе СА2 (табл. 5), сделан вывод, что она также обладает небольшой сорбционной способностью.

В связи с тем, что замороженная масса СА2 была в указанный выше день помещена во все биореакторы, и в остальных прирост при следующей ее выгрузке находился в диапазоне от 30 до 80% к исходному значению, мы сделали вывод, что жесткий контроль за температурой окружающей среды в пределах 1–2 °С является излишним, и СА2 обладает высокой степенью выживаемости в широком диапазоне температур от -20 до +25 °С.

Таблица 5. Баланс по распределению цезия-137, кБк, в фазе СА2 и жидкой фазе и в дни выгрузки фазы СА2

№ биореактора	Дата измерений					
	16.02.2017		22.02.2017		03.03.2017	
	СА2	Жидкая фаза	СА2	Жидкая фаза	СА2	Жидкая фаза
ВН-1	11.4±4.0	4.3±0.2	2.3±0.2	1.7±0.1	0.6±0.1	0.7±0.1
½ ВН-5	6.2±0.2	1.7±0.1	1.0±0.1	0.6±0.1	0.30±0.02	0.2±0.1
½ ВН-5*	6.0±0.2	1.4±0.1	1.0±0.1	0.7±0.1	0.30±0.02	0.3±0.1
ВН-6	1.2±0.1	1.6±0.1	0.3±0.1	0.8±0.1	опыт завершен	

Чтобы проверить материальный баланс по цезию-137 по завершению эксперимента, суммировали количество сорбированного цезия-137 фазой СА2 на каждый день ее выгрузки и оставшегося цезия-137 в фазе раствора на 03.03.2017 г. для каждого биореактора (табл. 5). Сумма активности цезия-137 соста-

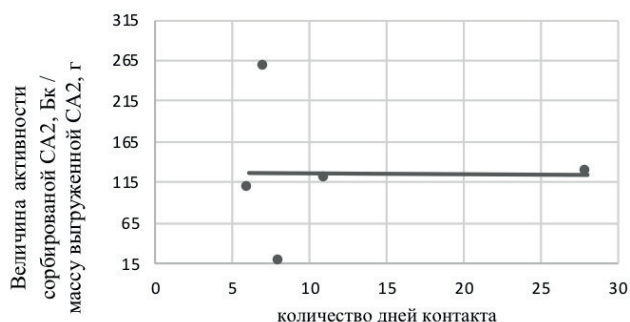
вила, кБк: для биореактора ВН-1 – 14.3±0.5, ВН-5 – 7.4±0.3, для ВН-5\* – 7.3±0.3 (что в сумме для исходного до деления содержимого биореактора ВН-5 дало 14.7±0.3 кБк), ВН-6 – 14.2±0.5 кБк. При учете потерь, которые контролировались и описаны при работе с СА1, материальный баланс по всем биоре-

акторам с исходной величиной цезия-137 в каждом биореакторе по  $15.5 \pm 0.5$  кБк полностью совпал.

По окончании опыта в жидкой фазе биореакторов остался цезий-137 в сопоставимых количествах: для ВН-1 – 0.7 кБк, ВН-6 – 0.8 кБк (опыт закончили на две недели раньше), ВН-5 – 0.5 кБк (по сумме 2-х биореакторов).

Стоит отметить, что поставленная цель – довести содержание цезия-137 в растворе биореактора до единиц беккерелей не была достигнута. Одной из причин, по всей видимости, явилась редкая по времени замена биомассы СА2. Так как СА2 – это симбиоз живых бактерий, простейших и грибов, в процессе их жизнедеятельности в замкнутом объеме начинают накапливаться отходы жизнедеятельности, которыми они дополнительно отравляются, не считая их контакта с цезием-137. Кроме того, для ускорения процесса сорбции необходимо вводить в раствор, содержащий цезий-137, биомассу СА уже в селективно выращенной форме, наиболее предрасположенной к сорбции заданного изотопа. Отсюда следует вывод о необходимости выработки правильного алгоритма подкормки и выращивания СА и нахождения оптимальным путем оптимального диапазона рН среды.

На рис. 2 представлена зависимость величины удельной активности цезия-137 в фазе СА2 от времени контакта с раствором, содержащим цезий-137.



**Рис. 2.** Зависимость величины удельной активности цезия-137 в фазе СА2 от времени, Бк/г.

Минимальное значение удельной активности цезия-137 в фазе СА2 (Бк/г) соответствует замороженной биомассе, а максимальное – результату от 06.02.2017 г., когда, вероятнее всего, в биореакторе преобладал другой вид бактерий. Из анализа полу-

ченной зависимости можно заключить, что величина активности цезия-137 в фазе СА2 является практически постоянной. Данный факт говорит о падении величины активности цезия-137 в дезактивируемом растворе прямо пропорционально скорости роста биомассы СА2.

## Заключение

Выполненное исследование показало отсутствие трансмутации Cs-137 при его контакте с синтрофными ассоциациями и возможность использования последних для дезактивации низкоактивных РАО.

Дальнейшее продолжение исследований открывает возможности для получения смеси СА, способной селективно извлекать и концентрировать заданные радионуклиды из жидкой фазы. В случае получения подобной смеси синтрофных ассоциаций появится возможность разработки технологии переработки и кондиционирования жидких РАО за счет перевода основной массы радиоизотопов в фазу СА (так называемый «наносорбент биологического происхождения») с многократным уменьшением объема и массы, так как при процессе лиофилизации СА теряют свой вес на порядок. Стоимость подобной высокоэкологичной технологии по сравнению с существующими, использующими синтетические сорбенты, должна быть в разы меньше за счет дешевизны самих СА и необходимых реагентов для поддержания их жизнедеятельности. В качестве аналога по аппаратурному оформлению технологии очистки РАО при использовании наносорбентов биологического происхождения может служить процесс ВЮХ-технологии – окисление сульфидных руд и концентратов, основанное на деятельности хемолитотрофных бактерий, которые переводят нерастворимые сульфиды металлов в растворимые сульфаты.

*Работа выполнена в Испытательной лаборатории радиационного контроля Ведущего научно-исследовательского института химической технологии Госкорпорации «Росатом» (ИЛРК АО «ВНИИХТ») и на кафедре химической энзимологии Химического факультета МГУ имени М.В. Ломоносова.*

## Список литературы:

1. Vysotskii V.I., Kornilova A.A. Transmutation of stable isotopes and deactivation of radioactive waste in growing biological systems // *Ann. Nucl. Energy*. 2013. V. 62. P. 626–633.
2. Barmina E.V., Simakin A.V., Shafeev G.A. Laser-induced caesium-137 decay // *Quantum Electronics*. 2014. V. 44. № 8. P. 791–792.
3. Уруцкоев Л.И., Рухадзе А.А., Филиппов

## References:

1. Vysotskii V.I., Kornilova A.A. Transmutation of stable isotopes and deactivation of radioactive waste in growing biological systems. *Annals of Nuclear Energy*. 2013; 62: 626-633.
2. Barmina E.V., Simakin A.V., Shafeev G.A. Laser-induced caesium-137 decay. *Quantum Electronics*. 2014; 44(8): 791-792.
3. Urutskoev L.I., Rukhadze A.A., Filippov

- Д.В., Бирюков А.О., Шпаковский Т.В., Стешенко Г.К., Марколия А.А., Алабин К.А., Леванов А.А., Белоус П.В. Исследование спектрального состава оптического излучения при электрическом взрыве вольфрамовой проволоочки // Краткие сообщения по физике ФИАН. 2012. № 7. С. 13–18.
4. Симакин А.В., Шафеев Г.А. Влияние лазерного облучения наночастиц в водных растворах соли урана на активность нуклидов // Квантовая электроника. 2011. Т. 41. № 7. С. 614–618.
5. Высоккий В.И., Корнилова А.А. Ядерный синтез и трансмутация изотопов в биологических системах. М.: Мир, 2003. 305 с.
6. Vysotskii V.I., Kornilova A.A., Samoilenko I.I. Observation and mass-spectroscopy study of controlled transmutation of intermediate mass isotopes in growing biological cultures // *Infinite Energy*. 2001. V. 6. № 36. P. 64–68.
7. Vysotskii V.I., Kornilova A.A., Samoilenko I.I. Experimental discovery and investigation of the phenomenon of nuclear transmutation of isotopes in growing biological cultures // *Cold Fusion and New Energy Technology*. 1996. V. 2. № 10. P. 63–66.
8. Wendt G.L., Irion C.E. Experimental attempts to decompose tungsten at high temperatures // *J. Am. Chem. Soc.* 1992. V. 44. P. 1887–1894.
9. Додонов В.В., Манько В.И. Инварианты и эволюция нестационарных квантовых систем // Труды ФИАН. Т. 183. М.: Изд-во АН СССР, 1987. 286 с.
10. Vysotskii V.I., Kornilova A.A. Nuclear transmutation of stable and radioactive isotopes in biological systems: Monograph. New Delhi: Pentagon Press, 2010. 192 p.
11. Бушуев А.В., Петрова Е.В., Кожин А.Ф. Практическая гамма-спектрометрия: Учебное пособие. М.: МИФИ, 2006. 124 с.
12. Колыбанов К.Ю., Кузин Р.Е., Писаненко С.С., Таиров Т.Н. Информационная система типовой испытательной лаборатории радиационного контроля // Тонкие химические технологии. 2018. Т. 13. № 4. С. 74–80.
13. Милютин В.В., Каптаков В.О., Ананьев А.В., Ключкова Н.В., Позднякова Н.Ю., Савельев А.А. О биологической трансмутации радионуклидов // Тезисы IX Всероссийской конференции по радиохимии «Радиохимия - 2018». Санкт-Петербург, Россия, 2018. С. 85.
14. Ullrich A.H., Smith M.W. The biosorption process of sewage and waste treatment // *Sewage Ind. Wastes*. 1951. V. 23. P. 1248-1253.
- D.V., Biryukov A. O., Alabin K.A., Rukhadze A.A., Shpakovskii T.V., Steshenko G.K., Levanov A.A., Belous P.V., Markoliya A.A. Study of the spectral composition of optical radiation during electrical explosion of a tungsten wire. *Bulletin of the Lebedev Physics Institute*. 2012; 39(7): 199-203. (in Russ.)
4. Simakin A.V., Shafeev G.A. Effect of laser irradiation of nanoparticles in aqueous uranium salt solutions on nuclide activity. *Kvantovaya elektronika* (Quantum Electronics). 2011; 41(7): 614-618. (in Russ.)
5. Vysotskii V.I., Kornilova A.A. Nuclear fusion and transmutation of isotopes in biological systems. Moscow.: Mir Publ., 2003. 305 p. (in Russ.)
6. Vysotskii V.I., Kornilova A.A., Samoilenko I.I. Observation and mass-spectroscopy study of controlled transmutation of intermediate mass isotopes in growing biological cultures. *Infinite Energy*. 2001; 6(36): 64-68.
7. Vysotskii V.I., Kornilova A.A., Samoilenko I.I. Experimental discovery and investigation of the phenomenon of nuclear transmutation of isotopes in growing biological cultures. *Cold Fusion and New Energy Technology*. 1996; 2(10): 63-66.
8. Wendt G.L., Irion C.E. Experimental attempts to decompose tungsten at high temperatures. *J. Am. Chem. Soc.* 1992; 44: 1887-1894.
9. Dodonov V.V., Manko V.I. Invariants and evolution of nonstationary quantum systems. *Trudy FIAN* (FIAN Proceedings). Moscow: Nauka Publ., 1987. Vol. 183. 286 p. (in Russ.)
10. Vysotskii V.I., Kornilova A.A. Nuclear transmutation of stable and radioactive isotopes in biological systems. Monograph. New Delhi: Pentagon Press, 2010. 192 p.
11. Bushuev A.V., Petrova E.V., Kozhin A.F. Practical gamma-ray spectrometry. Moscow: MIFI (MEPhI) Publ., 2006. 124 p. (in Russ.)
12. Kolybanov K.Yu., Kuzin R.E., Pisanenko S.S., Takhirov T.N. Information system of testing laboratory for radiation control. *Tonkiye khimicheskiye tekhnologii* (*Fine chemical technologies*). 2018; 13(4): 74-80. (in Russ.)
13. Milyutin V.V., Kaptsov V.O., Ananiev A.V., Klochkova N.V., Pozdnyakova N.Yu., Savelyev A.A. About the biological transmutation of radionuclides. In: Proceed. IX Russ. Conf. on Radiochemistry "Radiochemistry - 2018". Russia, Saint-Petersburg, 2018. P. 85. (in Russ.)
14. Ullrich A.H., Smith M.W. The biosorption process of sewage and waste treatment. *Sewage Ind. Wastes*. 1951; 23: 1248-1253.

**Об авторах:**

**Клочкова Наталья Владимировна**, кандидат биологических наук, начальник испытательной лаборатории радиационного контроля (ИЛРК) АО «Ведущий научно–исследовательский институт химической технологии», предприятие Госкорпорации «Росатом», АО «ВНИИХТ» (115409, Россия, Москва, Каширское ш., д. 33).

**Ананьев Алексей Владленович**, доктор химических наук, директор по научной работе АО «Ведущий научно–исследовательский институт химической технологии», предприятие Госкорпорации «Росатом», АО «ВНИИХТ» (115409, г. Москва, Каширское шоссе 33)

**Позднякова Наталья Юрьевна**, ведущий инженер испытательной лаборатории радиационного контроля (ИЛРК) АО «Ведущий научно–исследовательский институт химической технологии», предприятие Госкорпорации «Росатом», АО «ВНИИХТ» (115409, Россия, Москва, Каширское ш., д. 33).

**Савельев Александр Александрович**, аспирант, Национальный исследовательский ядерный университет «МИФИ»; научный сотрудник испытательной лаборатории радиационного контроля (ИЛРК) АО «Ведущий научно–исследовательский институт химической технологии», предприятие Госкорпорации «Росатом», АО «ВНИИХТ» (115409, Россия, Москва, Каширское ш., д. 33).

**About the authors:**

**Natalia V. Klochkova**, Ph.D. (Biology), Head of the Testing Laboratory of Radiation Control, All-Russian Research Institute of Chemical Technology, Enterprise of ROSATOM, (33, Kashirskoe sh., Moscow 115409, Russia).

**Alexey V. Ananiev**, D.Sc. (Chemistry), Director for Scientific Work, All-Russian Research Institute of Chemical Technology, Enterprise of ROSATOM, (33, Kashirskoe sh., Moscow 115409, Russia).

**Natalia Yu. Pozdnyakova**, Leading Engineer of the Testing Laboratory of Radiation Control, All-Russian Research Institute of Chemical Technology, Enterprise of ROSATOM, (33, Kashirskoe sh., Moscow 115409, Russia).

**Alexander A. Savelyev**, Postgraduate Student of the National Research Nuclear University "MEPhI"; Research Officer of the Testing Laboratory for Radiation Control, All-Russian Research Institute of Chemical Technology, Enterprise of ROSATOM, (33, Kashirskoe sh., Moscow 115409, Russia).

**Для цитирования:** Клочкова Н.В., Ананьев А.В., Позднякова Н.Ю., Савельев А.А. Возможность использования аэробных синтрофных ассоциаций микроорганизмов для дезактивации жидких радиоактивных отходов // Тонкие химические технологии / Fine Chemical Technologies. 2018. Т. 13. № 6. С. 52–59. DOI: 10.32362/2410-6593-2018-13-6-52-59

**For citation:** Klochkova N.V., Ananyev A.V., Pozdnyakova N.Yu., Savelyev A.A. Using aerobic syntrophic associations of microorganisms for the decontamination of liquid radioactive waste. *Tonkie khimicheskie tekhnologii / Fine Chemical Technologies*. 2018; 13(6): 52-59. (in Russ.). DOI: 10.32362/2410-6593-2018-13-6-52-59