

ществует множество несанкционированных свалок. На данной территории, рекомендуется проводить экологически значимые мероприятия, как по очистке береговой зоны, так и по очистке сомой реки.

Литература.

1. Ушайка. Томские Товики. [Электронный ресурс]. - Режим доступа: - <http://towiki.ru/view/%D0%A3%D1%88%D0%B0%D0%B9%D0%BA%D0%B0>.
2. Экологический словарь- <http://dic.academic.ru/dic.nsf/ecolog/172/%D0%91%D0%AB%D0%A2%D0%9E%D0%92%D0%9E%D0%99>.
3. Брокгауза Ф.А., Ефрона И.А. Энциклопедический словарь.- http://dic.academic.ru/dic.nsf/brokgauz_efron/18679/%D0%92%D0%B0%D0%BB%D0%B5%D0%B6%D0%BD%D0%B8%D0%BA.

СПОСОБ ОЧИСТКИ ТЕХНОГЕННЫХ ВОД ОТ РАДИОАКТИВНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

*А.В. Москаленко, аспирант, А.Н. Третьяков, к.х.н., ст. преп., М.М. Васильева, магистрант
Томский политехнический университет, г Томск
634050, г. Томск пр. Ленина, 30, тел. (3822)-70-56-60
E-mail: moskalenkoav@tpu.ru*

Загрязнение природных вод радиоактивными веществами вредно не только само по себе, но и тем, что приводит к повышенной радиоактивности водорослей, рыб и других организмов, которые обладают способностью накапливать и концентрировать радиоактивные вещества. [1]. Сточные воды предприятий атомной промышленности, научно-исследовательских, медицинских и других учреждений, использующих в своей работе радиоактивные изотопы, являются причиной загрязнения природных вод искусственными радиоактивными элементами. Ненадежная изоляция твердых и полужидких радиоактивных отходов при их захоронении также может привести к заражению ими подземные и поверхностные воды [4].

Актуальность исследований, направленных на разработку и изучение новых материалов для очистки вод от радиоактивного загрязнения заключается в исключительной опасности радиоактивного поражения в случае чрезвычайной ситуации для компонентов экосистемы и биосферы в целом. Человечество нуждается во введении принципиально новых технологий для выполнения задач обезвреживания радиоактивных отходов. Такие технологии должны быть практичными, легкоизвлекаемыми из водных сред, иметь способность к регенерации и быть экономически выгодными. Первым этапом в разработке такой технологии является исследование сорбционных особенностей материалов и выявление наиболее эффективного сорбента. Для этого в данной работе была поставлена следующая цель: исследование сорбционных способностей нанотрубок металлов оксида титана, железа, алюминия и меди для возможного создания принципиально нового композитного сорбента на основе культивированных с мицелием плесневых грибов нанотрубок оксидов металлов.

Для исследования использовали модельные растворы уранила азотнокислого необходимой концентрации, которые готовили из стандартного раствора ГСО 7115-94 состава раствора урана. В качестве сорбентов использовали коммерческие нанотрубки диоксида титана (TiO₂), полученные методом низкотемпературного спекания электровзрывных нанопорошков, нанопорошки CuO и Fe₃O₄, полученные методом электрического взрыва медного проводника в атмосфере воздуха, нанопорошок оксидно - гидроксидных фаз Al, полученный методом распыления металлического проводника в атмосфере аргона, затем пассирования медленным потоком сухого воздуха. Существуют предпосылки [5], что наночастицы способны проявлять высокую сорбционную активность. Для выявления оптимального количества наночастиц для сорбции были проведены кинетические исследования. Методика исследований заключалась в разделении сорбентов на массы от 50 мг до 2 мг соответственно и добавление их в модельный раствор.

Содержание уранил-ионов в растворе определяли люминесцентным методом, по известной методике [3], с помощью спектрофлюориметра «ФЛЮОРАТ -02 Панорама».

Сорбционную способность оценивали с помощью показателя относительной сорбции:

$$S = \frac{C_{\text{нач}} - C_{\text{кон}}}{C_{\text{нач}}} \cdot 100 (\%), \text{ где } C_{\text{нач}} \text{ и } C_{\text{кон}} - \text{начальная и конечная концентрации уранил-ионов в растворе, мг/дм}^3.$$

Известно, что наноразмерные материалы плохо образуют устойчивые суспензии [2]. Высокая способность к агломерации наночастиц в водной среде не позволяет достичь максимальной поверхности, а, следовательно, и сорбционной активности материала.

Для исследования воздействия ультразвуковой активации на наночастицы использовали ультразвуковой диспергатор. Время воздействия ультразвуковых волн на исследуемый водный раствор составляло 5 минут. Время контакта сорбента с раствором составляло не менее 24 часов. По окончании процесса сорбции замерялась массовая концентрация уранил-ионов в растворе.

Для определения оптимального количества сорбента нами были проведены исследования кинетики сорбции уранил-иона на наночастицах оксидов металлов. В качестве сорбентов использовались нанопорошки оксидов алюминия, титана, меди, железа. Для наглядности приведены таблицы с результатами исследований с применением и без применения воздействия ультразвуковой активации (УЗ), также составлены графики по каждому из исследуемых сорбентов.

Так, нанопорошок оксида алюминия показал высокую сорбционную способность. При этом результаты по сорбции с использованием ультразвуковой диспергации и без нее оказались сопоставимы. Это можно объяснить образованием наночастицами прочных агломератов вследствие высокой гидрофильности оксида алюминия.

Оптимальным количеством нанопорошка оксида алюминия является 5 мг на 10 мл раствора урана (таблица 1) при исходной концентрации уранил-ионов в модельном растворе 79 мг/дм³. Снижение концентрации сорбента приводит к уменьшению количества сорбированного урана. Увеличение количества наночастиц не приводит к значительному увеличению степени сорбции, поэтому использование такого количества сорбента нецелесообразно (рис.1).

Таблица 1

Сорбция уранил-ионов нанопорошком оксидно - гидроксидных фаз алюминия

		Масса навески сорбента AlOOH, (мг)			
		50	20	10	5
Конечная концентрация, (мг/дм ³)	Без УЗ	4,08	8,68	1,33	3,82
	С УЗ	6,72	3,03	1,45	1,5
Степень сорбции, (%)	Без УЗ	94,84	89,01	98,32	95,16
	С УЗ	91,49	96,16	98,16	98,10

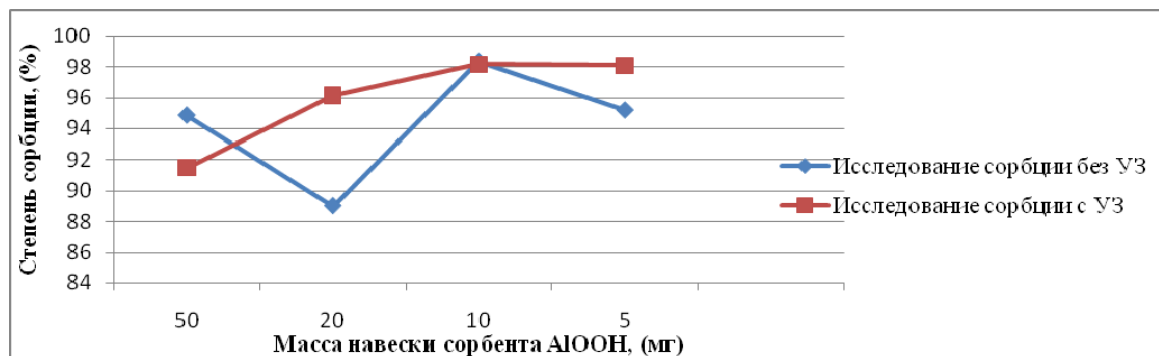


Рис. 1. График зависимости степени сорбции от массы навески сорбента AlOOH

В таблице 2 приведены результаты исследования сорбции уранил-ионов нанопорошком оксида железа. Оксид железа показал наименьшую сорбционную активность по сравнению с другими используемыми в работе нанопорошками. Степень сорбции не превышает 10% при исходной концентрации уранил-ионов в модельном растворе 144 мг/дм³.

Таблица 2

Сорбция уранил-ионов нанопорошком оксида железа

		Масса навески сорбента Fe ₃ O ₄ , (мг)			
		50	20	10	5
Конечная концентрация, (мг/дм ³)	Без УЗ	127,18	140,38	141	133,64
	С УЗ	136,02	132,5	130,2	129,84
Степень сорбции, (%)	Без УЗ	11,68	2,51	2,08	7,19
	С УЗ	5,54	7,99	9,58	9,83

В таблице 3 представлены результаты исследования сорбционных способностей нанопорошка оксида меди. Представленные результаты отражают высокую сорбционную активность данного сорбента, которая достигает 97% при исходной концентрации уранил-ионов в модельном растворе 124 мг/дм³. При этом оптимальное количество нанопорошка составила 10 мг на 10 мл раствора урана (рис. 2).

Таблица 3

Сорбция уранил-ионов нанопорошком оксида меди

		Масса навески сорбента CuO, (мг)			
		50	20	10	5
Конечная концентрация, (мг/дм ³)	Без УЗ	85,2	45,5	18,7	82,3
	С УЗ	3,17	3,5	7,1	41,6
Степень сорбции, (%)	Без УЗ	31,29	63,31	84,92	33,63
	С УЗ	97,44	97,18	94,27	66,45

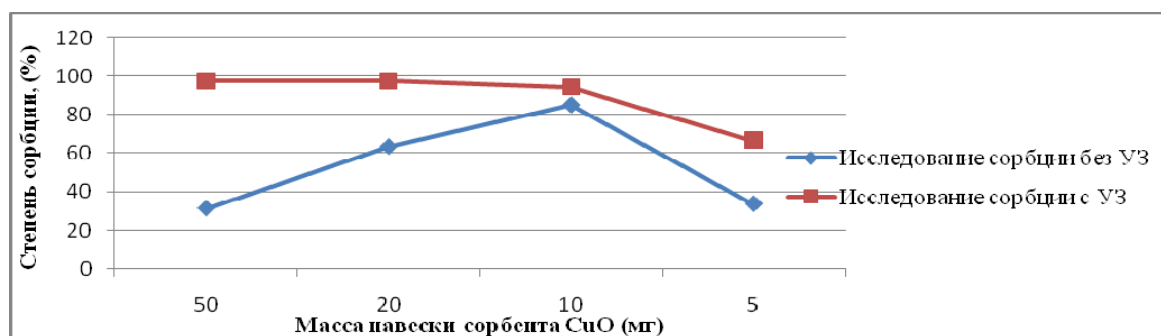


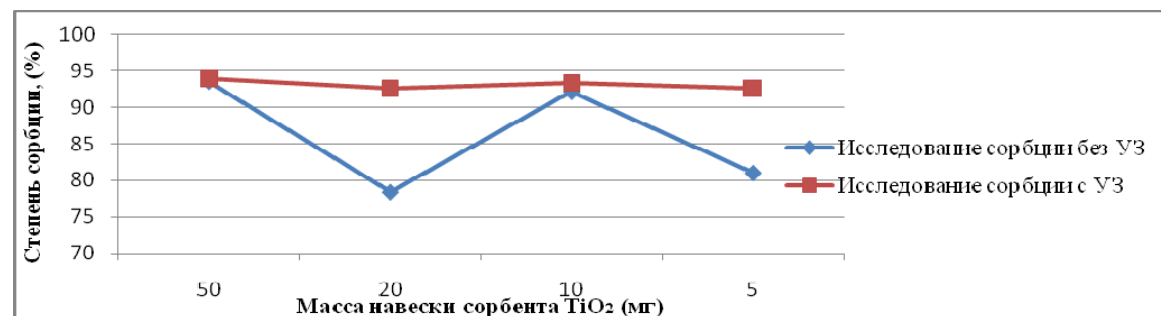
Рис.2. График зависимости степени сорбции от массового количества сорбента CuO

В таблице 4 представлены результаты исследования сорбционных способностей нанопорошка диоксида титана. Представленные результаты также отражают высокую сорбционную активность данного сорбента, которая достигает 93% при исходной концентрации уранил-ионов в модельном растворе 293,5 мг/дм³. При этом оптимальное количество нанопорошка составила 5 мг на 10 мл раствора урана (рис.3).

Таблица 4

Сорбция уранил-ионов нанопорошком оксида титана

		Масса навески сорбента TiO ₂ , (мг)			
		50	20	10	5
Конечная концентрация, (мг/дм ³)	Без УЗ	19,3	63,5	23,4	55,9
	С УЗ	18	21,7	19,8	21,9
Степень сорбции, (%)	Без УЗ	93,42	78,36	92,03	80,95
	С УЗ	93,87	92,61	93,25	92,54

Рис. 3. График зависимости степени сорбции от массового количества сорбента TiO₂

По результатам исследования было выявлено, что при использовании УЗ активации степень сорбции возрастает минимум на 20%, а также наиболее эффективные сорбционные способности показали нанопорошки оксида меди, и оксида титана. Степень сорбции нанопорошком оксида титана

при наименьшем массовом количестве в растворе с использованием УЗ активации составила 90%, без УЗ активации всего 58%, при исследовании сорбционных способностей нанопорошков оксида меди получили аналогичные результаты. При этом более дешевые наночастицы оксидов меди являются перспективными для использования их в промышленных масштабах для очистки водных сред от загрязнения радионуклидами.

Литература.

1. Вольф, И.В. Химия и микробиология природных и сточных вод: учеб. для студентов вузов / И.В. Вольф, Н.И. Ткаченко. – 2-е изд. перераб. и доп. – Л.: ЛГТУ, 1973. – 276 с.
2. Пат. RU 2301771 Способ и устройство перемешивания наночастиц. Заявл.: 06.12.2005. Опубл. 06.12.2005.
3. ПНДФ 14.1:2:4.38 – 95. Методика выполнения измерений массовой концентрации урана в пробах.
4. Теоретические основы и технология кондиционирования воды / Кульский Л. А. 3-е изд., перераб. и доп. — Киев: Наук. думка. — 1980. — 564 с.
5. Krivovichev S.V, Kahlenberg V, Kaindl R, Mersdorf E, Tananaev I.G, Myasoedov B.F. Nanoscale tubules in uranyl selenates. *Angewandte Chemie International Edition*, 2005; 44(7):1134-1136.

ВЛИЯНИЕ РАЗЛИЧНЫХ ГУМИНОВЫХ ПРЕПАРАТОВ НА КИСЛОТНОСТЬ СЕРОЙ ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ, ЗАГРЯЗНЕННОЙ ЦЕЗИЕМ-137

А.С. Чердакова, ст. лаб., С.В. Гальченко, канд. биол. наук, доц.

*ФГБОУ ВПО «Рязанский государственный университет имени С.А. Есенина», г. Рязань
390000, г. Рязань, ул. Свободы, д. 46, тел. +7(920)630-17-34*

E-mail: cerdakova@yandex.ru, s.galchenko@rsu.edu.ru

Расширение сфер антропогенной деятельности и неуклонно возрастающий техногенный прессинг на экосистемы приводят к деградиционным изменениям в их структурной организации и процессах функционирования. Так, с началом развития атомной энергетики особую актуальность приобрела проблема радиоактивного загрязнения всех компонентов окружающей среды, в том числе и почв, отрицательными последствиями чего являются, как непосредственно прямое воздействие ионизирующего излучения на живые организмы (внешнее облучение), так и опасность накопления радионуклидов в звеньях пищевой цепи (внутреннее облучение) [2]. Значимость данного вопроса для РФ обусловлена не только интенсивным развитием предприятий ядерно-топливного цикла и увеличением объемов производства электроэнергии на АЭС (на данный момент около 18 % в общем энергетическом балансе, на перспективу к 2030 г. до 30 %), но и по большей части, последствиями радиационных аварий на ЧАЭС и ПО «Маяк» [10].

Среди контрмер, направленных на минимизацию негативных последствий радиоактивного загрязнения почв, наиболее действенными являются мелиоративные мероприятия, цель которых направлена, в первую очередь, на снижение накопления радионуклидов в фитомассе за счет повышения общего плодородия почв, снижения уровня кислотности почвенного раствора, создания оптимальных условий питания растений, усиления конкурентного взаимодействия между ионами радионуклидов и их химических аналогов и др. Многие исследователи отмечают, что одним из важнейших факторов, определяющих миграционную активность и биологическую доступность радионуклидов, является реакция почвенного раствора [1,2,3,7,11,12]. Данные литературных источников указывают на то, что миграционная подвижность и, как следствие, коэффициент биологического накопления многих радионуклидов значительно выше на кислых почвах, чем на слабокислых и нейтральных [1,2,3,7,11,12].

Традиционным способом снижения уровня кислотности почв является внесение высоких доз извести, который однако может иметь и негативные последствия, такие как переход многих элементов питания растений (калий, бор, сера, марганец, медь, цинк и др.) в малодоступную форму, попадание в почву микроколичеств нежелательных, зачастую токсичных примесей в составе извести и др. [4].

В этой связи особый интерес представляет применение экологически безопасных природных соединений на основе гуминовых веществ – гуминовых препаратов (ГП). Известно, что ГП положительно влияют на все свойства почвы, в том числе и кислотность почвенного раствора, при этом активизируются процессы мобилизации питательных веществ в доступной для растений форме и существенно улучшаются условия азотного, фосфатного и калийного режимов почвы [3,6,13]. Перечис-