

Использование слоистых двойных оксидов и гидроксидов Mg и Al для очистки водных растворов, содержащих ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y и U(VI), от красителей

© С. А. Кулюхин*^а, Е. П. Красавина^а, И. А. Румер^а, А. В. Гордеев^а

^а Институт физической химии и электрохимии им. А. Н. Фрумкина РАН, 119071, Москва, Ленинский пр., д. 31, корп. 4; *e-mail: kulyukhin@ipc.rssi.ru

Получена 27.08.2018, после доработки 30.10.2018, принята к публикации 31.10.2018

УДК 66.067 + 539.163

В работе изучена возможность очистки водных растворов, содержащих ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y и U(VI), от красителей с использованием слоистых двойных оксидов (СДО) и гидроксидов (СДГ) Mg и Al. Установлено, что использование СДО-Mg-Al позволяет достаточно быстро и эффективно проводить предварительную очистку радиоактивных растворов, содержащих радионуклиды Cs и Sr, от красителей для последующего извлечения Cs и Sr другими селективными сорбентами. Использование СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД (ЦД – циклодекстрин) позволяет проводить одновременную очистку водных растворов, содержащих $<10^{-2}$ моль/л $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$, ^{90}Y (аналог трехвалентных *f*-элементов) и краску (степень извлечения более 90%).

Ключевые слова: цезий-137, стронций-90, иттрий-90, уран(VI), красители, очистка водных растворов, слоистые двойные гидроксиды.

DOI: 10.1134/S0033831119050083

В настоящее время на объектах ядерного топливного цикла, в научно-исследовательских и медицинских центрах, использующих радиоактивные вещества, возможно образование жидких радиоактивных отходов (ЖРО) сложного химического состава. При этом образующиеся ЖРО содержат не только различные радионуклиды, но и такие примеси, как ПАВ, красители, комплексообразователи [1, 2]. Кроме того, ЖРО, содержащие красители, в больших объемах могут образоваться в результате анализа аварий на АЭС. Так, для того, чтобы обнаружить трещины в бетонных стенах АЭС «Фукусима-1», специалисты решили залить в резервуары с радиоактивной водой краситель [3]. Было решено окрасить радиоактивную воду в белый цвет. В таком случае, надеются специалисты, будет видно трещины, через которые вытекает вода. Операция по окрашиванию была проведена в апреле 2011 г. Всего в резервуары второго энергоблока добавили 13 кг красящего порошка.

Современная концепция обращения с ЖРО состоит в разработке технологических схем, обеспечивающих их эффективную и дешевую очистку. На сегодняшний день для этой цели разработано много различных химических и физических методов, включая соосаждение, адсорбцию, биологическое окисление, фотокатализ, химическую коагуляцию, фильтрацию и т.д. [4–8]. Широкое применение находят сорбционные методы с использованием сорбентов различных типов (активированный уголь, глина, полимеры, силикагели, оксиды металлов и другие) [9–11]. К адсорбционным материалам, используемым для очистки сточных вод от токсичных

и радиоактивных металлов, относятся слоистые двойные гидроксиды (СДГ) с общей формулой $\text{M}_{1-x}^{2+}\text{M}_x^{3+}(\text{OH})_2\text{A}_{x/n}^{n-} \cdot m\text{H}_2\text{O}$, где M^{2+} и M^{3+} – катионы в степенях окисления +2 и +3 соответственно, а A^{n-} – практически любой анион или анионный комплекс [12–16]. Одним из основных свойств СДГ является их способность к замещению анионов в межслоевом пространстве без разрушения слоистой структуры. Это позволяет легко вводить в них и выводить различные анионы [17–19]. После высокотемпературного прокаливания из СДГ образуются слоистые двойные оксиды (СДО), которые обладают «эффектом памяти». Данное свойство заключается в том, что при помещении СДО в водный раствор восстанавливается гидроструктура исходного СДГ. При этом процесс восстановления гидроструктуры сопровождается включением в межслоевое пространство СДГ различных анионов и соединений, присутствующих в водном растворе [16, 20–22]. Помимо анионов в состав СДГ могут легко входить различные органические соединения, в том числе и красители [23–26]. Именно это свойство позволяет использовать СДГ и СДО для очистки водных растворов от токсичных примесей.

В работе [22] приведены данные по локализации фенола из водных растворов на твердых матрицах СДГ Zn-Al и Mg-Al, содержащих β -циклодекстрин (β -ЦД) в межслоевом пространстве. Показано, что СДГ-Mg-Al, содержащий β -ЦД, эффективно адсорбирует I_2 , нафталин, антрацен, ферроцен и другие органические соединения из водных растворов, а СДГ-Zn-Al, содержащий β -ЦД, – фенол, нитробензол, фенилаланин и другие органические соедине-

ния. В связи с этим представляло интерес исследовать возможность применения СДГ-Mg-Al, содержащего β -ЦД, для удаления красителей из водных радиоактивных растворов.

Ранее в работах [16, 27, 28] нами была исследована сорбция ^{137}Cs , $^{85,90}\text{Sr}$, ^{90}Y и U(VI) на различных СДГ, а также СДО, полученных при термическом разложении соответствующих СДГ. В работах [27, 28] показано, что радионуклиды ^{137}Cs и $^{85,90}\text{Sr}$ практически не сорбируются на СДГ-Mg-Al- CO_3 из водных растворов CsNO_3 и $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ с концентрацией 10^{-5} моль/л. Для $^{85,90}\text{Sr}$ коэффициенты распределения K_d на СДГ-Mg-Al-X ($X = \text{CO}_3^{2-}$, SO_4^{2-} , OH^- , NO_3^- , Cl^-), а также СДО-Mg-Al не превышают 10 мл/г [29]. Одновременно было показано, что степень сорбции ^{90}Y на вышеприведенных СДГ-Mg-Al в 3–5 раз выше, чем у ^{137}Cs и $^{85,90}\text{Sr}$, но при этом не превышает 30%. Что касается U(VI) , то на эффективность его сорбции из водных растворов влияет много факторов, среди которых природа аниона, находящегося в межслоевом пространстве СДГ, концентрация радионуклида в растворе, химический состав раствора и др. В работе [30] показано, что U(VI) эффективно сорбируется на СДГ-Mg-Al- CO_3 из водных растворов 10^{-2} моль/л $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$. Через 15 мин контакта твердой и жидкой фаз степень сорбции U(VI) превышает 99.0% [31]. В то же время из водных растворов 10^{-1} моль/л $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ степень сорбции U(VI) не превышает 30% [31]. В связи с этим представляло интерес исследовать возможность очистки водных растворов, содержащих ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y (как аналога трехвалентных f -элементов), U(VI) и красители (на примере штемпельной краски), с использованием различных СДО и СДГ Mg и Al. Это и составило цель данной работы.

Экспериментальная часть

В работе использовали радионуклиды без носителя, поставляемые ОАО «Изотоп»: ^{137}Cs в виде раствора в 1.3 моль/л HNO_3 , а также $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ в виде азотнокислого раствора с кислотностью <1 моль/л по HNO_3 . Радиоактивность нуклида ^{137}Cs измеряли методом γ -спектрометрии с помощью Ge-Li-детектора на многоканальном анализаторе, а радиоактивность $^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$ – на сцинтилляционном β -спектрометре с использованием программного обеспечения LSRM 2000. Радионуклиды ^{137}Cs и ^{90}Sr использовали в работе как радиоактивные метки для весовых количеств неактивных цезия и стронция. В связи с этим обозначения $^{137}\text{Cs}^+$ и $^{90}\text{Sr}^{2+}$ относятся к меченым формам, а не к чистым радионуклидам ^{137}Cs и ^{90}Sr . В работе использовали радиоактивные растворы с удельной активностью от $2 \cdot 10^3$ до $3 \cdot 10^4$ Бк/мл, в которых концентрации Cs^+ и/или Sr^{2+} составляли $1 \cdot 10^{-5}$ моль/л.

Все соли, щелочи и кислоты, использовавшиеся

в работе, были марки х.ч. β -Циклодекстрин с минимальным содержанием 98% (Sigma, США) использовали без предварительной очистки. Молекулярная масса β -циклодекстрина составляла 1134.99.

В работе использовали штемпельную краску на водной основе фирмы Horse синего цвета.

Состав водопроводной воды, используемой в работе, мг-экв/л: Na^+ 0.28, K^+ 0.1, Mg^{2+} 0.82, Ca^{2+} 2.1, Cl^- 0.13, SO_4^{2-} 0.6, HCO_3^- 2.57; общее солесодержание 0.23 г/л; pH 7.8–8.2.

СДО-Mg-Al получали прокаливанием СДГ-Mg-Al- CO_3 , синтезированного по методике, описанной в работе [16], на воздухе при ~ 825 К в течение 2 ч.

СДГ-Mg-Al-OH получали методом обратимой дегидратации СДО-Mg-Al в деионизированной воде и 1.0 моль/л NaOH [28, 29, 31, 32].

СДГ-Mg-Al-ЦД получали путем одновременного добавления раствора 3.0 моль/л NaOH и водного раствора 10^{-2} моль/л β -ЦД к водному раствору нитратов Mg и Al, взятых в мольном отношении 3 : 1. Образовавшийся осадок СДГ-Mg-Al-ЦД отделяли от маточного раствора центрифугированием, промывали водой и сушили при 373 К. Маточный раствор объединяли с промывными водами, после чего в общем растворе определяли количество β -ЦД по методике, приведенной в работе [33]. Количество β -ЦД в составе СДГ-Mg-Al-ЦД рассчитывали как разность между исходным и конечным количеством β -ЦД в жидкой фазе.

Было установлено, что в результате смешения растворов 1.0 моль/л NaOH , 10^{-2} моль/л β -ЦД и нитратов Mg и Al в состав СДГ-Mg-Al-ЦД входит ~ 7.6 мас% β -ЦД.

Эксперименты по изучению сорбции ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y , U(VI) на твердой фазе СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД из водопроводной воды, содержащей 0.0008 мл штемпельной краски (далее – краска) в 1 мл раствора, проводили по методикам, приведенным в работах [15, 27–31].

Спектры поглощения UO_2^{2+} в 0.1 моль/л растворе HClO_4 и краски снимали на спектрофотометре Sperecord M40 в кварцевых кюветах с толщиной рабочего пространства 0.1–5 см. Расчет концентрации UO_2^{2+} проводили по полосе $\lambda = 413$ нм [$\epsilon = 7.8$ л/(моль·см)]. Содержание краски в растворе контролировали по полосе $\lambda = 630$ нм.

На рис. 1 приведен спектр поглощения водопроводной воды, содержащей 10^{-1} моль/л UO_2^{2+} в присутствии и в отсутствие краски (0.0008 мл/мл раствора). Как видно из рис. 1, присутствие краски в растворе практически не сказывается на полосе поглощения UO_2^{2+} , что позволяет проводить количественное определение U(VI) в маточных растворах методом спектрофотометрии.

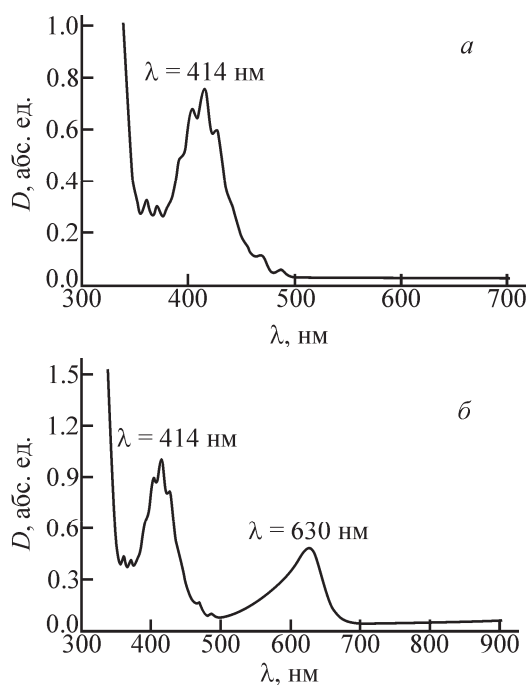


Рис. 1. Спектр поглощения водопроводной воды, содержащей 10^{-1} моль/л UO_2^{2+} , в отсутствие (а) и в присутствии краски (0.0008 мл/мл раствора) (б).

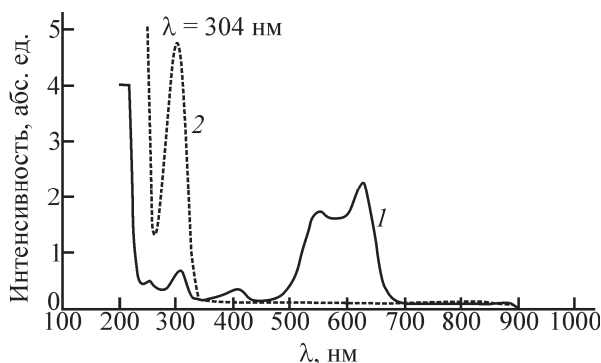


Рис. 2. Спектры поглощения исходного водного раствора, содержащего краску (1), и маточного раствора после отделения твердой фазы СДО-Mg-Al-краска (2).

Результаты и обсуждение

Предварительные эксперименты по синтезу СДГ-Mg-Al из нитратных растворов, содержащих краску, показали, что в процессе образования твердой фазы СДГ-Mg-Al происходит полное извлечение краски из раствора. При этом синий раствор обесцвечивается, а твердая фаза СДГ-Mg-Al принимает синий цвет. Недостаток данного метода очистки водного раствора от краски заключается в том, что в растворе остается заметное количество ионов NO_3^- , которые также представляют экологическую опасность. В спектре поглощения маточного раствора присутствует интенсивная полоса иона NO_3^- ($\lambda = 304$ нм) (рис. 2). В связи с этим основное внимание было уделено процессам адсорбции.

При помещении СДО-Mg-Al в водный раствор,

Таблица 1. Данные по сорбции U(VI) из водопроводной воды, содержащей $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ и краску (0.0008 мл/мл раствора). $V/m = 100$ мл/г

Сорбент	Время контакта твердой и жидкой фаз, мин	Степень сорбции U(VI) (%) из растворов $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$ (моль/л)	
		10^{-1}	10^{-2}
СДО-Mg-Al	30	51.9 ± 5.2	–
	60	53.3 ± 5.3	
	120	55.6 ± 5.6	>99.9
	240	59.3 ± 5.9	
СДГ-Mg-Al-ОН	60	50.2 ± 5.0	50.7 ± 5.1
	120	50.2 ± 5.0	70.8 ± 7.1
	240	52.0 ± 5.2	81.5 ± 8.2
СДГ-Mg-Al-ЦД	60	48.7 ± 4.9	15.1 ± 1.5
	120	48.7 ± 4.9	25.4 ± 2.5
	240	50.1 ± 5.0	32.9 ± 3.3

содержащий краску, в результате обратимой дегидратации происходит не только восстановление гидроструктуры СДГ-Mg-Al, но и заполнение межслоевого пространства СДГ краской, находящейся в водном растворе. При этом раствор обесцвечивается, а твердая фаза приобретает синий цвет. Следует отметить, что в процессе адсорбции перехода посторонних ионов из СДО-Mg-Al в раствор не происходит.

После сорбции U(VI) на СДО-Mg-Al из водопроводной воды, содержащей 10^{-1} моль/л UO_2^{2+} и краску (0.0008 мл/мл раствора), маточные растворы приобретали зеленый цвет, а осадки – желтый. Для СДГ-Mg-Al-ОН и СДГ-Mg-Al-ЦД в аналогичных условиях осадки имели темно-синий цвет, а растворы – ярко-желтый и зеленый для СДГ-Mg-Al-ОН и СДГ-Mg-Al-ЦД соответственно. Добавление 0.1 моль/л HClO_4 к маточным растворам до pH 1 во всех случаях приводило к изменению окраски и образованию растворов желтого цвета, имеющих спектр поглощения, характерный для UO_2^{2+} . Таким образом, добавление кислоты к раствору краски приводит к ее переходу в химическую форму, не имеющую характерного спектра поглощения.

На рис. 3 приведены спектры поглощения маточных растворов после контакта водопроводной воды, содержащей 10^{-2} моль/л U(VI) и краску (0.0008 мл/мл раствора), с твердой фазой СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-ОН и СДГ-Mg-Al-ЦД при $V/m = 100$ мл/г в течение 120 мин. Как видно из рис. 3, использование СДО-Mg-Al позволяет практически полностью сорбировать как краску, так и U(VI). Использование СДГ-Mg-Al-ОН и СДГ-Mg-Al-ЦД не позволяет полностью локализовать краску и U(VI). Во всех случаях большая часть осадка имела желтый цвет, указывающий на сорбцию U(VI).

В табл. 1 приведены данные по сорбции U(VI) на твердой фазе СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-ОН и

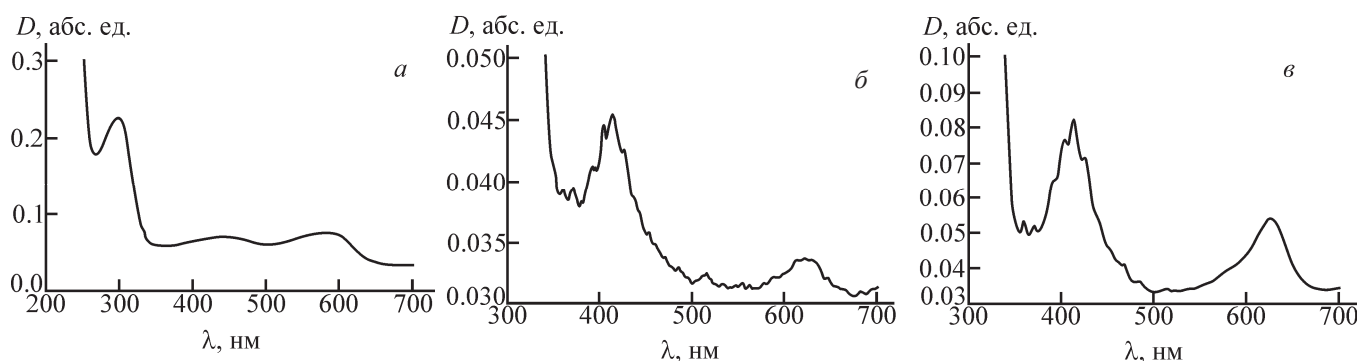


Рис. 3. Спектры поглощения маточных растворов после контакта водопроводной воды, содержащей 10^{-2} моль/л U(VI) и краску (0.0008 мл/мл раствора), с твердой фазой СДО-Mg-Al (а), СДГ-Mg-Al-OH (б) и СДГ-Mg-Al-ЦД (в) при $V/m = 100$ мл/г в течение 120 мин.

СДГ-Mg-Al-ЦД из водопроводной воды, содержащей краску. Как видно из табл. 1, для всех сорбентов за 240 мин контакта твердой и жидкой фаз достигается насыщение твердой фазы U(VI). Степень поглощения U(VI) из водопроводной воды, содержащей 10^{-1} моль/л $UO_2(NO_3)_2$ и краску (0.0008 мл/мл раствора), находится в интервале 45–60%. Учитывая количество сорбента, взятого в эксперимент, получаем, что емкость исследованных сорбентов составляет 1.10–1.43 г U(VI) на грамм сорбента.

Как следует из табл. 1, степень сорбции U(VI) на СДО-Mg-Al из водопроводной воды, содержащей 10^{-2} моль/л $UO_2(NO_3)_2$ и краску (0.0008 мл/мл раствора), превышает 99.9%. Таким образом, в результате применения данного сорбента возможна очистка растворов не только от краски, но и одновременно от U(VI). Для СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД степень сорбции U(VI) увеличивается со временем контакта твердой и жидкой фаз, не достигая равновесного значения. Через 240 мин контакта твердой и жидкой фаз степень сорбции U(VI) составляет 82 ± 8 и $32 \pm 3\%$ для СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД соответственно. Полученные данные показывают, что наиболее эффективным сорбентом для U(VI) в присутствии красителей является СДО-Mg-Al.

В соответствии с диаграммой распределения форм U(VI) в водных растворах в зависимости от pH [34] в диапазоне pH 4–9 преимущественной формой урана является его полимерный однозарядный комплекс состава $(UO_2)_3(OH)_5^+$. Помимо вышеуказанного полимерного комплекса в диапазоне pH 4–6 также наблюдается образование UO_2OH^+ и $(UO_2)_2(OH)_3^+$, однако их концентрации незначительны. В связи с этим можно предположить, что в водопроводной воде при $pH > 8$ U(VI) находится в растворе в виде гидрокомплексов, сорбция которых может протекать путем: 1) участия в построении гидроксильных слоев СДГ-Mg-Al, 2) обмена с различными анионами (OH^- , CO_3^{2-}) в межслоевом пространстве СДГ и 3) взаимодействия с β -ЦД. Исходя из полученных данных можно пред-

положить, что основным механизмом сорбции U(VI) на СДО-Mg-Al является участие гидрокомплексов в построении гидроксидных слоев СДГ. Для СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД присутствие различных анионов (OH^- , CO_3^{2-}) в межслоевом пространстве СДГ препятствует сорбции гидрокомплексов U(VI). Именно этим и объясняется низкая степень извлечения U(VI) по сравнению с СДО. Следует отметить, что присутствие β -ЦД в составе СДГ не только не увеличивает степень сорбции U(VI), но также не повышает степень сорбции краски из водопроводной воды (рис. 3).

Помимо U(VI) в аналогичных условиях была исследована сорбция ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{90}Y . В результате контакта исследованных сорбентов с водопроводной водой, содержащей ^{137}Cs , ^{90}Sr , ^{90}Y и краску (0.0008 мл/мл раствора), образовывались синие осадки. После сорбции маточные растворы не имели окраски, т.е. вся краска сорбировалась на исследованных материалах.

В табл. 2 приведены данные по сорбции ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{90}Y на твердой фазе СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД из водопроводной воды, содержащей краску. Видно, что ^{137}Cs практически не сорбируется на СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД (степень сорбции ^{137}Cs составляет $<0.01\%$ при времени контакта твердой и жидкой фаз 240 мин и $V/m = 100$ мл/г). В то же время данные материалы эффективно извлекают краску из исследованных растворов. Это позволяет сделать предположение о возможной предпочитке радиоактивных растворов, содержащих ^{137}Cs , от красителей на СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД с последующим извлечением ^{137}Cs другими селективными сорбентами.

Как видно из табл. 2, степень сорбции ^{90}Sr зависит не только от времени контакта твердой и жидкой фаз, но и от состава СДГ. Так, степень сорбции ^{90}Sr на СДО-Mg-Al из водопроводной воды, содержащей 10^{-5} моль/л $Sr(NO_3)_2$ и краску (0.0008 мл/мл раствора), достигает максимального значения через 60 мин контакта, а затем резко уменьшается, и че-

Таблица 2. Данные по сорбции ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{90}Y на твердой фазе СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД из водопроводной воды, содержащей краску ($[^{137}\text{Cs}^+] = [^{90}\text{Sr}^{2+}] = 10^{-5}$ моль/л, $V/m = 100$ мл/г)

Сорбент	Время контакта твердой и жидкой фаз, мин	Степень сорбции, %		
		^{137}Cs	^{90}Sr	^{90}Y
СДО-Mg-Al	30	–	89 ± 9	92 ± 8
	60	0.007 ± 0.001	95 ± 5	93 ± 7
	120	0.007 ± 0.001	91 ± 9	97.6 ± 2.4
	240	–	0.45 ± 0.05	97.9 ± 2.0
СДГ-Mg-Al-OH	30	–	0.07 ± 0.01	92 ± 7
	60	<0.001	0.07 ± 0.01	95 ± 5
	120	0.034 ± 0.003	0.07 ± 0.01	95 ± 5
	240	–	0.06 ± 0.01	91 ± 8
СДГ-Mg-Al-ЦД	60	0.006 ± 0.001	–	–
	120	0.005 ± 0.001	0.05 ± 0.01	92 ± 7
	240	–	0.05 ± 0.01	92 ± 7

рез 240 мин сорбция ^{90}Sr на СДО-Mg-Al практически отсутствует. Наблюдаемая зависимость в изменении сорбции ^{90}Sr может быть объяснена следующим образом. Первоначально при внесении СДО-Mg-Al в водопроводную воду в результате обратной дегидратации происходит не только восстановление гидроструктуры СДГ-Mg-Al, но и заполнение межслоевого пространства СДГ компонентами, находящимися в водном растворе, в том числе аква-ионами $^{90}\text{Sr}^{2+}$. Со временем происходит перестройка гидроструктуры, сопровождающаяся как удалением катионов из межслоевого пространства, так и обменом анионов между раствором и СДГ. Так как CO_3^{2-} имеет максимальную эффективность сорбции на СДГ различного состава [19], то со временем происходит обмен анионов в межслоевом пространстве на CO_3^{2-} с образованием фазы СДГ-Mg-Al- CO_3 , которая характеризуется наименьшей эффективностью сорбции по отношению к $^{90}\text{Sr}^{2+}$. В результате весь ^{90}Sr переходит в раствор и фаза сорбента остается обогащенной только краской.

Для СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД степень сорбции ^{90}Sr не превышает $\sim 0.1\%$ при времени контакта твердой и жидкой фаз 240 мин и $V/m = 100$ мл/г. При этом, как отмечалась выше, данные сорбенты эффективно поглощают краску, т.е. возможно удаление красителей без захвата ^{90}Sr твердой фазой.

Для ^{90}Y степень сорбции на всех исследованных сорбентах из водопроводной воды, содержащей 10^{-5} моль/л $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ и краску (0.0008 мл/мл раствора), превышает 90% уже через 30 мин контакта твердой и жидкой фаз при $V/m = 100$ мл/г. Учитывая, что при $\text{pH} > 8$ не менее $95 \pm 5\%$ $^{90}\text{Y}^{3+}$ присутствует в растворе в виде гидроксокомплексов $\text{Y}(\text{OH})^{2+}$ [35], можно предположить, что его сорбция, как и сорбция U(VI), протекает в основном путем участия гидроксокомплексов в построении гидроксидных слоев СДГ. Не исключена также

сорбция ^{90}Y на СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД путем обмена с различными анионами (OH^- , CO_3^{2-}) в межслоевом пространстве СДГ. Таким образом, использование данных сорбентов позволяет проводить одновременную очистку водных растворов от ^{90}Y и красителей.

В заключение следует отметить, что использование СДО-Mg-Al позволяет достаточно быстро и эффективно проводить предварительную очистку радиоактивных растворов, содержащих радионуклиды Cs и Sr, от красителей для последующего извлечения Cs и Sr другими селективными сорбентами. Использование СДО-Mg-Al, СДГ-Mg-Al-OH и СДГ-Mg-Al-ЦД позволяет проводить одновременную эффективную очистку водных растворов, содержащих $<10^{-2}$ моль/л $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$, ^{90}Y (аналог трехвалентных лантанидов и актининов) и краску.

Работа выполнена при частичном финансировании Министерством науки и высшего образования Российской Федерации (тема № АААА-А16-116110910010-3).

Список литературы

- [1] Крицкий В. Г., Родионов Ю. А. Дезактивация объектов ядерного топливного цикла. СПб.: КСИ-Принт, 2013. 464 с.
- [2] Милютин В. В., Алехина М. Б., Рябчиков Б. Е. Современные методы очистки техногенных сточных вод от токсичных примесей. М.: РХТУ им. Д. И. Менделеева, 2016. 132 с.
- [3] Беловский И. Радиацию покрасят в белый // <https://www.gazeta.ru/social/2011/04/04/3574025.shtml>. Дата посещения: 30.10.2018.
- [4] O'Shea K. E., Dionysiou D. D. // J. Phys. Chem. Lett. 2012. Vol. 3, N 15. P. 2112–2113.
- [5] Ahmed M. B., Zhou J. L., Huu Hao Ngo et al. // J. Hazard. Mater. 2017. Vol. 323, Part A. P. 274–298.
- [6] The C. Y., Budiman P. M., Shak K. P. Y., Wu T. Y. // Ind. Eng. Chem. Res. 2016. Vol. 55, N 16. P. 4363–4389.
- [7] Miller D. J., Dreyer D. R., Bielawski Ch. W. et al. // Angew. Chem. Int. Ed. 2017. Vol. 56, N 17. P. 4662–4711.
- [8] Перлов А. Г. Технологии очистки природных вод. М.: АСВ, 2016. 600 с.

- [9] *Ali I.* // Chem. Rev. 2012. Vol. 112, N 10. P. 5073–5091.
- [10] *Дремичева Е. С., Лантедольче Н. К.* // Вода: химия и экология. 2015. N 8. С. 63–68.
- [11] *Khajeh M., Laurent S., Dastafkan K.* // Chem. Rev. 2013. Vol. 113, N 10. P. 7728–7768.
- [12] *Bo A., Sarina S., Liu H. et al.* // ACS Appl. Mater. Interfaces. 2016. Vol. 8, N 25. P. 16503–16510.
- [13] *Zhou J. Z., Wu Y. Y., Liu C. et al.* // Environ. Sci. Technol. 2010. Vol. 44, N 23. P. 8884–8890.
- [14] *Palmer S. J., Frost R. L.* // Ind. Eng. Chem. Res. 2010. Vol. 49, N 19. P. 8969–8976.
- [15] *Yu S., Wang X., Chen Z. et al.* // J. Hazard. Mater. 2017. Vol. 321. P. 111–120.
- [16] *Климович И. В.* Синтетические аналоги гидроталькита в процессах локализации радиоактивных элементов из растворов: Дис. ... к.х.н. М., 2013. 182 с.
- [17] *Majoni S., Hossenlopp J. M.* // J. Phys. Chem. A. 2010. Vol. 114, N 49. P. 12858–12869.
- [18] *Radha A. V., Vishnu Kamath P., Shivakumara C.* // J. Phys. Chem. B. 2007. Vol. 111, N 13. P. 3411–3418.
- [19] *Prasanna S. V., Vishnu Kamath P.* // Ind. Eng. Chem. Res. 2009. Vol. 48, N 13. P. 6315–6320.
- [20] *Koilraj P., Srinivasan K.* // Ind. Eng. Chem. Res. 2011. Vol. 50, N 11. P. 6943–6951.
- [21] *Chitrakar R., Sonoda A., Makita Y., Hirotsu T.* // Ind. Eng. Chem. Res. 2011. Vol. 50, N 15. P. 9280–9285.
- [22] *Xue X., Gu Q., Pan G. et al.* // Inorg. Chem. 2014. Vol. 53, N 3. P. 1521–1529.
- [23] *Shan R.-r., Yan L.-g., Yang Y.-m. et al.* // J. Ind. Eng. Chem. 2015. Vol. 21. P. 561–568.
- [24] *Ahmed I. M., Gasser M. S.* // Appl. Surf. Sci. 2012. Vol. 259. P. 650–656.
- [25] *Lei C., Zhu X., Zhu B. et al.* // J. Hazard. Mater. 2017. Vol. 321. P. 801–811.
- [26] *Benselka-Hadj Abdelkader N., Bentouami A., Derriche Z. et al.* // Chem. Eng. J. 2011. Vol. 169, N 1–3. P. 231–238.
- [27] *Кулюхин С. А., Красавина Е. П., Гредина И. В. и др.* // Радиохимия. 2008. Т. 50, N 5. С. 426–433.
- [28] *Kulyukhin S. A., Krasavina E. P., Rumer I. A., Gredina I. V.* // INCS News. 2009. Vol. 6, N 3. P. 26–31.
- [29] *Кулюхин С. А., Красавина Е. П., Румер И. А., Климович И. В.* // Радиохимия. 2014. Т. 56, N 6. С. 506–517.
- [30] *Кулюхин С. А., Красавина Е. П., Гредина И. В., Мизина Л. В.* // Радиохимия. 2010. Т. 52, N 6. С. 553–560.
- [31] *Кулюхин С. А., Красавина Е. П.* // Радиохимия. 2016. Т. 58, N 4. С. 350–353.
- [32] *Третьяков Ю. Д., Лукашин А. В., Елисеев А. А.* // Успехи химии. 2004. Т. 73, N 9. С. 974–998.
- [33] *Измерение концентрации вредных веществ в воздухе рабочей зоны // Сб. методических указаний Гос. системы санитарно-эпидемиологического нормирования РФ, МУК 4.1.803–4.1.878–99. М.: Минздрав России, 1999. Вып. 35.*
- [34] *Боголепов А. А., Пиинко Г. Н., Корнилович Б. Ю.* // Химия и технология воды. 2007. Т. 29, N 1. С. 18–26.
- [35] *Расчет равновесий в аналитической химии // www.chemequ.ru. Дата посещения: 30.10.2018.*