

УДК 504.06

Н.Н. Данченко¹, М.Л. Кулешова², З.П. Малашенко³, Е.В. Петрова⁴, В.И. Сергеев⁵

ИЗУЧЕНИЕ СВОЙСТВ ИСКУССТВЕННЫХ КОМБИНИРОВАННЫХ МАТЕРИАЛОВ ДЛЯ ПРОНИЦАЕМЫХ ГЕОХИМИЧЕСКИХ БАРЬЕРОВ

Исследованы фильтрационные и сорбционные характеристики приготовленных в лаборатории комбинированных материалов: песчано-гелевого, песчано-гелевого с активирующей добавкой FeS, торфяно-гелевого и коммерческого сорбента на основе целлюлозы с нанесенным MnO₂, которые могут быть использованы для создания проницаемых геохимических барьеров. Для материалов с активирующими добавками изучены вынос и эффективность расхода активного компонента. Показано, что все изученные материалы можно применять в качестве наполнителей проницаемых геохимических барьеров, но каждый имеет свои ограничения.

Ключевые слова: проницаемые геохимические барьеры, искусственные сорбирующие материалы, поглощающая способность.

Some low-cost mixed materials such as sand-gel, sand-gel with activating additive FeS, peat-gel and commercial sorbent on the base of cellulose coated with MnO₂ are investigated for their potential applicability as reactive (immobilizing) media for permeable geochemical barriers. In view of this filtration coefficient and sorption capacity towards Pb-ions are determined for all the materials mentioned. The efficiency and carrying-out of active component were estimated for materials with the activating additives. It is established that all the materials studied may be used for permeable geochemical barriers creation, but all of them have their own limitations.

Key words: permiable geochemical barriers, artificial sorbing materials, absorption ability.

Введение. Идея создания искусственных геохимических барьеров для предотвращения загрязнения природных вод впервые выдвинута А.И. Перельманом [Перельман, 1977] и интенсивно разрабатывалась в Московском университете в 1990-е гг. Для создания таких барьеров были предложены различные варианты природных и искусственных сорбентов: дисперсные и карбонатные грунты, цеолиты, каркасные и листовые алюмосиликаты, алюмосиликатные гели, фосфориты, апатиты, оксиды и гидроксиды железа и марганца, сульфиды и сульфиты железа, угли, активированный уголь, графит, шунгиты, кокс, сажа, целлюлоза, торф и др. [Лапицкий и др., 1995; Жариков и др., 1998, 2001; Alekhin et al., 1999; Савенко, Лапицкий, 2002]. Были также разработаны способы количественной оценки эффективности работы природных и искусственных барьеров, расчета предельно допустимого времени их эксплуатации и минимальной мощности барьера [Sergeev, 1994; Сергеев и др., 2004]; создана математическая модель, описывающая процесс миграции загрязнителей в пределах барьера; определены уравнения, соответствующие этой модели; получены

их решения; создана соответствующая программа [Petrova et al., 1996], оценена сорбционная емкость широкого спектра материалов по отношению к различным типам загрязнителей [Сергеев и др., 2000; Ефимова и др., 2001; Савенко, 2001, 2005].

В США и Западной Европе такой подход наиболее активно развивается в аспекте геохимических барьеров с высокой фильтрующей способностью. Разработана концепция так называемых проницаемых реакционных барьеров (ПРБ), размещаемых непосредственно в водоносном горизонте для перехвата потока загрязненной жидкости [Blowes et al., 2000; Naftz et al., 2002; Bronstein, 2005]. Предложены различные варианты инженерных решений, смоделированы, сооружены и действуют десятки опытных и полупромышленных объектов такого типа.

Принцип их действия состоит в том, что загрязненные подземные воды фильтруются через ПРБ под действием естественного градиента, при этом концентрация загрязнителей в профильтровавшемся потоке падает, подвижность, активность и токсичность загрязнителей также уменьшаются. Фильтрую-

¹ Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, лаборатория охраны геологической среды и взаимодействия подземных и поверхностных вод, ст. н. с.; *e-mail:* nataly_danch@mail.ru

² Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, лаборатория охраны геологической среды и взаимодействия подземных и поверхностных вод, ст. н. с.; *e-mail:* rita5715@mail.ru

³ Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, лаборатория охраны геологической среды и взаимодействия подземных и поверхностных вод, вед. инж.; *e-mail:* malashenko@mail.ru

⁴ Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, лаборатория охраны геологической среды и взаимодействия подземных и поверхностных вод, вед. инж.; *e-mail:* evpetrova@yandex.ru

⁵ Московский государственный университет им. М.В. Ломоносова, геологический факультет, лаборатория охраны геологической среды и взаимодействия подземных и поверхностных вод, заведующий лабораторией, профессор; *e-mail:* bazismo@mail.ru

шая способность реакционной среды ПРБ должна превосходить таковую исходного грунта водоносного горизонта, чтобы предотвратить обтекание барьера. Помимо обеспечения охраны окружающей среды от загрязнения этот подход, в отличие от традиционного метода откачек, не приводит к нарушению гидрогеологического режима территории и позволяет сохранить для хозяйственного пользования на той же территории колоссальное количество воды, применяя при этом относительно недорогие технологии и материалы [Naftz et al., 2002].

Основные требования к материалу проницаемого геохимического барьера: доступность, хорошая фильтрующая способность и эффективное поглощение загрязнителей. Реакционные процессы, в результате которых происходит иммобилизация загрязнителей в ПРБ, можно разделить на четыре основных типа: 1) сорбция и ионный обмен; 2) химическое осаждение; 3) абиотическое восстановление; 4) биотическое восстановление.

В качестве реакционных материалов-наполнителей ПРБ, которые очищают воды за счет процессов первого типа, используются активированный уголь, аморфный оксигидроксид железа, цеолиты и др.; второго типа — известняк, апатит; третьего — нуль-валентное железо, дитионит натрия, четвертого — сульфатредуцирующие бактерии в сочетании с питательной средой. В барьерах с восстанавливающими материалами процесс идет в две стадии — восстановления и последующего осаждения. Этот спектр реакционных процессов также охватывают материалы, предложенные отечественными учеными для искусственных геохимических барьеров.

Помимо ПРБ такие материалы можно использовать в промышленных фильтрующих установках для очистки загрязненных стоков различных производств.

Статья посвящена исследованию свойств новых материалов, потенциально пригодных для создания ПРБ и промышленных очистных фильтрующих модулей. В качестве недорогих наполнителей проницаемых барьеров рассмотрены приготовленные нами искусственные материалы на основе песка и торфа, пропитанные щавелево-алюмосиликатным гелем с активирующими добавками и без них. В качестве активирующей реакционной добавки к песчано-гелевому материалу выбран сульфид железа, предложенный В.С. Савенко для иммобилизации полония и урана из радиоактивных отходов. Низкая растворимость и восстановительно-осадительные свойства этого соединения позволяют предположить его эффективность по отношению ко многим неорганическим загрязнителям с переменной валентностью, таким, как Cr(IV), Pb, Hg, U, Po и др.

Материалы и методы. Приготовление материалов. Сухой песок или измельченный сухой торф заливали

золеи щавелево-алюмосиликатного состава [Сергеев и др., 2009] так, чтобы он полностью покрыл частицы. После окончания гелеобразования материал перемешивали, доводили до воздушно-сухого состояния и в таком виде использовали для экспериментов. Активирующую добавку FeS смешивали с песком до пропитки золеи.

Для сравнения был взят коммерческий сорбент на основе специально обработанной целлюлозы с нанесенным гидроксидом марганца фирмы «Эксорб» (Екатеринбург). Состав приготовленных материалов отражен в табл. 1, в ней же приведены значения коэффициента фильтрации для всех материалов, определенные на трубках Каменского до установления расхода, постоянного во времени.

Таблица 1

Характеристики исследуемых материалов

Образец	Материал	Содержание компонентов, %			K _ф , м/сут
		основа	гель	добавка	
1	Песчано-гелевый	песок, 96	4	—	54,4
2	Песчано-гелевый с FeS	песок, 72	3	FeS, 25	16,3
3	Торфяно-гелевый	торф, 54	46	—	0,3
4	Целлюлозный сорбент	опилки, 96	—	MnO ₂ , 4	103,4

Оценка поглощающей способности⁶ материалов в динамических условиях. Через колонки с образцами материалов фильтровали раствор, содержащий модельный загрязнитель, согласно разработанной в лаборатории методике. В качестве модельного загрязнителя использовали водный раствор азотнокислой соли Pb с концентрацией 80–100 мг/л. Последовательные порции фильтрата собирали и определяли в них содержание Pb. Количество поглощенного загрязнителя определяли по разнице концентрации в исходном растворе и в фильтрате. Песчано-гелевый материал с добавкой FeS испытывали при двух значениях pH: нейтральном pH 6,0 (собственный pH раствора азотнокислого свинца в дистиллированной воде) и слабокислом (pH 3,9), так как известно, что FeS проявляет более высокую восстановительно-осадительную активность в кислой среде. Подкисление проводили разбавленной HNO₃, поскольку свинец использовали в виде нитрата.

Для оценки эффективности расхода реакционного материала в экспериментах с песчано-гелевым материалом, активированным FeS, и с коммерческим сорбентом в фильтрате дополнительно определяли содержание Fe и Mn соответственно. Концентрацию Pb, Fe и Mn в растворе определяли методом атомно-абсорбционной спектроскопии с пламенной атомизацией.

⁶ Мы употребляем термин «поглощающая способность», поскольку иммобилизация загрязнителя из раствора может осуществляться не только за счет сорбции, но и посредством других процессов: ионного обмена, осаждения, соосаждения и др.

Таблица 2

Поглощающая способность исследованных материалов в динамическом режиме

Материал	Поглощающая способность, мг/см ³
Песчано-гелевый	4,0
Песчано-гелевый с FeS (pH 6)	33,8
Песчано-гелевый с FeS (pH 3,9)	63,5
Торфяно-гелевый	21,6
Целлюлозный с MnO ₂	13,9

Результаты и обсуждение. Фильтрационные характеристики материалов. Как видно из данных табл. 1, песчано-гелевые материалы имели достаточную для проницаемых барьеров фильтрующую способность. Наименее проницаемым оказался торфяно-гелевый материал, коэффициент фильтрации (K_f) которого сравним лишь со средними значениями для супесей и, следовательно, мал для водоносных горизонтов. Коммерческий сорбент обладает очень высокой фильтрующей способностью, что в случае больших расходов дает ему несомненные преимущества.

Поглощающая способность материалов. В результате фильтрационных экспериментов получены выходные кривые модельного загрязнителя из колонок, заполненных образцами вышеописанных материалов. Все полученные кривые приведены на рис. 1.

Как видно на графиках, представленных на рис. 1, наиболее долго загрязнитель поглощается колонками с песчано-гелевым материалом и добавкой FeS. В фильтрате из колонки, где исходный раствор был подкислен до pH 3,9, Pb не появляется в заметной концентрации максимально долго, тогда как при pH 6 его присутствие отмечается уже на 6–7-е сутки. Таким образом, из всех исследованных образцов песчано-гелевый материал с добавкой FeS проявляет максимальную емкость поглощения, причем при подкислении ее величина существенно выше, чем при нейтральных значениях pH.

На основе экспериментальных данных рассчитаны значения поглощающей способности для всех исследованных материалов (табл. 2). Данные, приведенные в табл. 2, показывают, что максимальной поглощающей способностью обладает песчано-гелевый материал с добавкой FeS при подкислении до pH 3,9; без подкисления она в 2 раза меньше. Достаточно высокую емкость поглощения показал торфяно-гелевый материал, коммерческий сорбент характеризуется средним значением. Наиболее низкую поглощающую способность из всех изученных образцов имеет песчано-гелевый материал без добавок.

Исследование эффективности расхода активизирующей добавки (FeS). Песчано-гелевый материал с добавкой FeS характеризуется высокой поглощающей способностью, но имеет и значительный недостаток — в фильтрат в высокой концентрации переходят ионы Fe. В данном случае можно предпо-

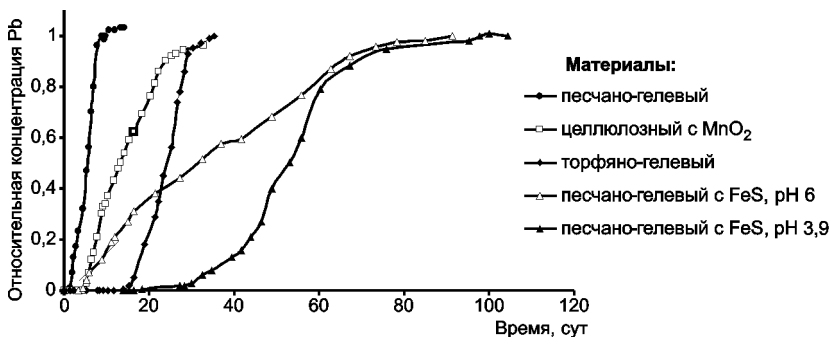
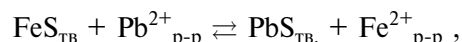


Рис. 1. Выходные кривые для Pb из колонок с разными материалами

ложить два возможных механизма иммобилизации загрязнителя:

1) обменная реакция, в результате которой железо переходит в раствор, а Pb фиксируется в твердой фазе, образуя нерастворимый сульфид свинца PbS:



2) образование внутри колонки фазы гидроксида Fe(III) в результате гидролиза FeS и окисления Fe(II) до Fe(III) (окислители в системе — нитрат-ион и растворенный кислород, поскольку эксперимент проводился в неинертной атмосфере) с последующей сорбцией Pb на его поверхности.

На рис. 2 сопоставлены зависимости количества вымытого Fe и поглощенного Pb от объема профильтрованного модельного раствора.

Как видно на графике (рис. 2, а) при pH 3,9 вымывание Fe очень существенное — концентрация в значительном объеме фильтрата из колонки с образцом материала достигает 150 мг/л, что в 500 раз превышает предельно допустимую концентрацию (ПДК) ($\text{ПДК}_{\text{Fe}} = 0,3 \text{ мг/л}$ [ГН 2.1.5.1315-03]), хотя фильтрат имеет слабоокислую реакцию pH~5. В случае неподкисленного раствора концентрация Fe в фильтрате (рис. 2, б) на порядок ниже (но тоже много выше ПДК), а поглощающая способность ниже всего в 2 раза. Такое сильное вымывание Fe накладывает определенные ограничения на возможность использования такого сорбента: требуются либо дополнительные мероприятия по осаждению Fe, либо дополнительный поглощающий слой, либо отстаивание.

Сравнение суммарного количества поглощенного Pb и вымытого Fe (табл. 3) показывает, что, несмотря на более высокую поглощающую способность материала в кислой среде, реактив при этом используется неэффективно: лишь 3,3 ммоль Fe замещается Pb, тогда как суммарно в фильтрат вынесен 21 ммоль Fe, т.е. значительная часть Fe вымывается из образца.

Сульфидная сера, по-видимому, частично улетучивается в виде H₂S (на определенных стадиях наблюдалось образование пузырьков газа), а частично окисляется растворенным кислородом до

полисульфидов или элементарной серы, поскольку проба на сульфат-ион (по раствору хлорида бария) в фильтрате была отрицательной.

Согласно данным табл. 3, в эксперименте при pH 6 свинцом замещается 2,2 ммоль Fe, а в раствор переходит всего 1,5 ммоль. Очевидно, при pH 6 создаются более благоприятные условия для образования и коагуляции гидроксида Fe(III), который остается в колонке.

Суммарно при pH 3,9 из колонки вымывается 41% железа, содержащегося в колонке в виде FeS, а при pH 6,0 всего лишь 2,5%, т.е. до момента насыщения колонки свинцом даже при подкислении срабатывается меньше половины FeS. Вероятно, пленка образующихся продуктов пассивирует реактив и препятствует его дальнейшему участию в реакции с ионами Pb²⁺.

Таким образом, песчано-гелевый материал с активирующей добавкой FeS характеризуется высокой поглощающей способностью, но его использование требует дополнительных операций в связи с сильным вымыванием железа. Для оптимизации использования этого материала необходимо исследовать процесс поглощения при других значениях pH — промежуточных между 3,9 и 6,0. Кроме того, планируется изучить эффективность материала с меньшим содержанием FeS.

Вымывание Mn из целлюлозного материала с нанесенным MnO₂. При фильтрации модельного раствора через колонку с коммерческим сорбентом количество вымываемого Mn было очень близко количеству поглощенного свинца. Это говорит о том, что в данном случае поглощение происходит в основном за счет процесса ионного обмена с поверхностью сорбента. Максимальная концентрация Mn в единичной пробе элюата составила 58 мг/л, а средняя концентрация в пробах со значимыми количествами — около 25 мг/л, что составляет 250 ПДК [ГН 2.1.5.1315-03]. Следовательно, этот сорбент может стать источником загрязнения вод Mn. Суммарно до полного насыщения колонки Pb вымывается около 60% содержащегося в колонке Mn, т.е. срабатывается почти 2/3 активного компонента сорбента. Из чего можно сделать вывод, что коммерческий сорбент из целлюлозного

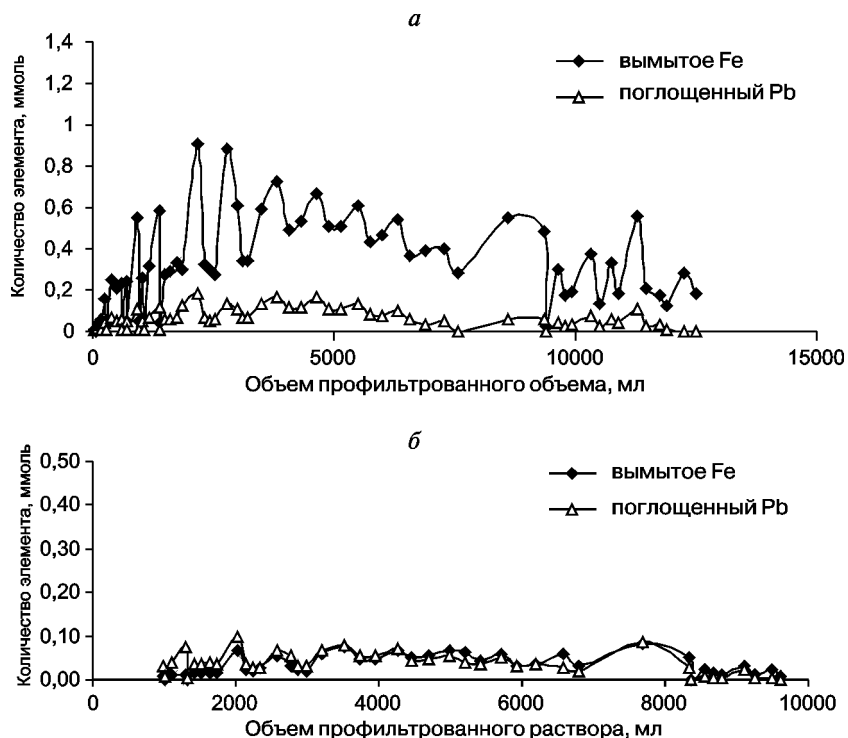


Рис. 2. Сопоставление поглощения Pb с вымыванием Fe для эксперимента с песчано-гелевым материалом с добавкой FeS: а — при pH 3,9; б — при pH 6

материала с нанесенным гидроксидом марганца содержит активный компонент в доступной для обмена форме, хотя предполагалось, что для него основным механизмом иммобилизации будет адсорбция на поверхности. В целом отметим, что реактивная добавка здесь расходуется эффективнее, чем в случае с FeS, это объясняется способом введения добавки. Гидроксид марганца осаждается непосредственно на поверхности целлюлозного носителя, что позволяет достичь высоких значений площади поверхности сорбента.

Торфяно-гелевый материал, несмотря на не очень высокую поглощающую способность, имеет то преимущество, что из него в процессе поглощения не вымываются в значимых количествах никакие токсичные компоненты.

Оценка надежности фиксации загрязнителей исследованными сорбентами. Для этого мы оценили десорбцию Pb при пропускании дистиллированной воды через образцы, насыщенные свинцом. Эксперименты продолжались до тех пор, пока концентрация Pb в фильтрате снизилась до 1 мг/л. Результаты этих экспериментов приведены в табл. 4, видно, что из колонок с песчано-гелевым материалом и коммерческим сорбентом вымывается более 20% Pb, т.е. фиксация не очень эффективная. Из остальных образцов вымывается несущественный процент сорбата. Отмечена значительная разница между результатами для песчано-гелевого материала при разных pH. Большой процент десорбции Pb при pH 6 указывает

Таблица 3

Сравнение суммарного количества Fe, перешедшего в фильтрат, и Pb, поглощенного в колонке с песчано-гелевым материалом с добавкой FeS, при разных pH раствора

pH	Вымыто Fe, ммоль	Поглощено Pb, ммоль
3,9	21,0	3,3
6,0	1,5	2,2

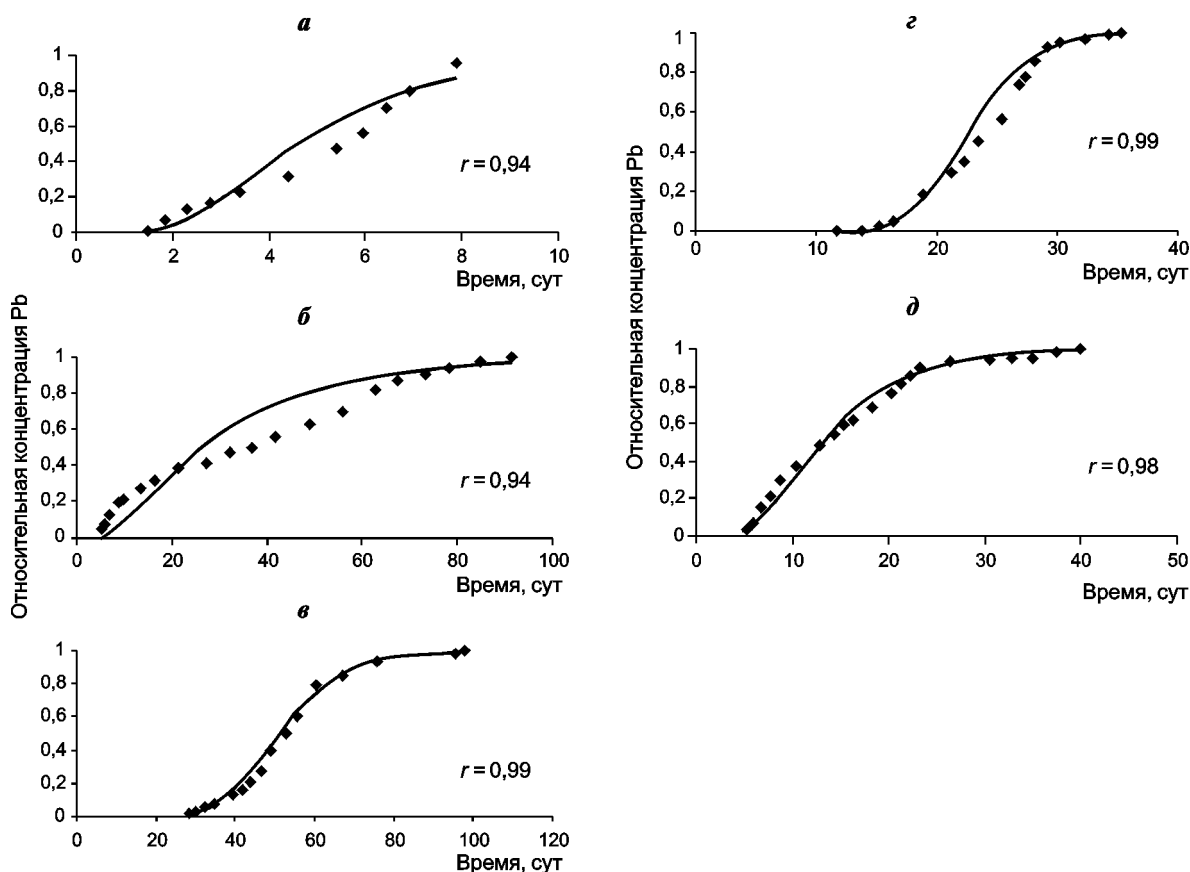


Рис. 3. Экспериментальные и расчетные выходные кривые для Pb из колонок с образцами песчано-гелевого (а), песчано-гелевого с добавкой FeS при pH 6 (б) и при pH 3,9 (в), торфяно-гелевого (з), целлюлозного с нанесенным MnO_2 (д) материалов: ромбики — данные эксперимента, линии — расчетные данные

на различные механизмы связывания при разных значениях pH.

Количественная оценка эффективности изученных материалов в качестве наполнителей проницаемых барьеров и промышленных фильтрующих модулей. Для этого с помощью разработанной в лаборатории программы, базирующейся на микродисперсионной модели [Petrova et al., 1996], рассчитаны миграционные параметры Pb (n — эффективная пористость и D — коэффициент микродисперсии) в образцах всех изученных материалов (табл. 5). С их помощью получены расчетные выходные кривые (рис. 3),

которые для 3 опытов из 5 хорошо совпадают с экспериментальными. Отметим, что ранее эту модель использовали только для описания таких систем, где химическая реакция не была основным механизмом связывания природных грунтов и песчано-гелевых материалов.

Как видно на рис. 3, в и д, модель также хорошо описывает миграцию в материале, содержащем FeS,

Таблица 5

Результаты модельных расчетов ($V_{\phi} = 0,18$ м/сут)

Таблица 4
Исследование десорбции Pb дистиллированной водой из насыщенных колонок

Материал	Десорбция, %	Отношение объема пропущенной воды к объему образца сорбента
Песчано-гелевый	22	1900
Песчано-гелевый с FeS (pH 6)	3,8	2050
Песчано-гелевый с FeS (pH 3,9)	0,4	2140
Торфяно-гелевый	0,9	600
Целлюлозный с MnO_2	23	2300

Материал	Поглощающая способность, мг/см ³	Миграционные параметры		Предельное время эксплуатации, годы	
		n	D	$H=0,5$ м	$H=1$ м
Песчано-гелевый	4,0	37,7	$4,7 \cdot 10^{-4}$	0,25	0,5
Песчано-гелевый с FeS (pH 6,0)	33,8	237,9	$9,7 \cdot 10^{-4}$	1,5	3,6
Песчано-гелевый с FeS (pH 3,9)	63,5	539,2	$1,2 \cdot 10^{-4}$	3,3	6,9
Торфяно-гелевый	21,6	227,8	$4,8 \cdot 10^{-5}$	1,8	3,8
Целлюлозный с MnO_2	13,9	123,3	$3,9 \cdot 10^{-4}$	0,8	1,8

и коммерческом сорбенте, несмотря на то что они принципиально отличаются от ранее исследованных материалов. Поглощение на чистом песчано-гелевом материале и с добавкой FeS при pH 6 хуже описываются моделью (коэффициент корреляции 0,94), что, по-видимому, объясняется наложением двух или более механизмов связывания.

На основе полученных значений миграционных параметров рассчитано предельно допустимое время эксплуатации проницаемых барьеров на основе исследованных материалов мощностью 0,5 и 1 м при одинаковой скорости фильтрации равной 0,18 м/сут (табл. 5). Полученные значения характеризуют время, в течение которого концентрация загрязнителя на нижней границе барьера не превысит ПДК при аналогичной техногенной нагрузке.

Как видно из данных табл. 5, рассчитанное предельное время эксплуатации барьеров мощностью 1 м составило от полугода (для чистого песчано-гелевого материала) до почти 7 лет (для песчано-гелевого с FeS при pH 3,9). Отметим, что предельное время эксплуатации барьера из торфяно-гелевого материала получилось выше, чем для песчано-гелевого с FeS при pH 6, несмотря на его более низкую поглощающую способность. Это объясняется значительно большим периодом полного поглощения Pb у торфяно-гелевого материала (рис. 1).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

ГН 2.1.5.1315-03. Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в воде водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования. Гигиенические нормативы. М., 2003.

Ефимова Л.Е., Савенко А.В., Сергеев В.И. Иммуобилизация хромат-ионов глинистыми минералами // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. 2001. № 5. С. 34–41.

Жариков В.А., Сергеев В.И., Алехин Ю.В. и др. Использование грунтовых толщ и техногенных геохимических барьеров как резервуаров депонирования // Глобальные изменения природной среды / Под. ред. Н.Л. Добрецова, В.И. Коваленко, Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1998. С. 220–232.

Жариков В.А., Сергеев В.И., Шимко Т.Г. и др. Использование природных и искусственных геохимических барьеров для предотвращения антропогенного загрязнения окружающей среды: эксперимент и практика // Глобальные изменения природной среды / Под. ред. Н.Л. Добрецова, В.И. Коваленко. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. С. 333–340.

Защита подземных вод от загрязнения / Под ред. В.И. Сергеева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1992. 168 с.

Лапицкий С.А., Сергеев В.И., Шимко Т.Г. Способ удержания тяжелых металлов, мигрирующих в техногенных потоках загрязнения. Патент РФ № 2050334 от 20.12.1995.

Перельман А.И. Биокосные системы Земли. М.: Наука, 1977. 162 с.

Савенко А.В. Сорбция UO_2^{2+} на карбонате кальция // Радиохимия. 2001. Т. 43, № 2. С. 174–177.

Савенко А.В. Сорбционно-осадительная иммобилизация тяжелых металлов на сульфитном геохимическом

барьере // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. 2005. № 6. С. 66–71.

В целом, так как концепция проницаемых барьеров допускает возможность замены их материала через какое-то значительное время [Naftz et al., 2002], можно сделать вывод, что из исследованных комбинированных материалов для создания ПРБ можно использовать песчано-гелевый с добавкой FeS и торфяно-гелевый.

Заключение. Исследования показали, что все изученные материалы (кроме песчано-гелевого без добавки) эффективно поглощают ионы свинца и их можно применять в качестве реактивного (поглощающего) материала проницаемых геохимических барьеров или промышленных фильтрующих модулей. Однако для каждого из них существуют свои ограничения. При использовании активирующих добавок FeS и MnO_2 необходимы меры по предотвращению загрязнения вод растворимыми формами Fe и Mn. Торфяно-гелевый материал можно применять при невысокой скорости фильтрации или небольшом объеме сброса сточных вод. Коммерческий сорбент незаметен в фильтрационных модулях при высоком расходе, хотя он и оказался менее эффективным, особенно с точки зрения прочности связывания сорбата.

Авторы выражают глубокую признательность Ю.В. Алехину (кафедра геохимии геологического факультета МГУ) и В.Н. Путилиной (ИГЭ РАН) за внимательное прочтение рукописи и ценные замечания.

барьере // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. 2005. № 6. С. 66–71.

Савенко А.В., Лапицкий С.А. Сорбция уранил-ионов на алюмосиликатных гелях // Радиохимия. 2002. Т. 44, № 5. С. 445–447.

Сергеев В.И., Савенко А.В., Гатто Л. Использование калькаринита для удаления тяжелых металлов из вод, содержащих растворенное органическое вещество // Геоэкология. 2000. № 3. С. 229–233.

Сергеев В.И., Шимко Т.Г., Кулешова М.Л. и др. Методика оценки степени защищенности подземных вод от загрязнения в районах складирования отходов атомной промышленности // Вопросы атомной науки и техники. Сер. Физика ядерных реакторов. 2004. № 1. С. 31–36.

Сергеев В.И., Данченко Н.Н., Степанова Н.Ю., и др. Способ защиты водных ресурсов от загрязнения в районах захоронения отходов атомной промышленности // Наукоемкие технологии. 2005. № 1. С. 57–64.

Сергеев В.И., Данченко Н.Н., Кулешова М.Л. и др. Оценка эффективности песчано-гелевого материала как сорбционного экрана на пути миграции радионуклидов // Вопросы атомной науки и техники. Сер. Физика ядерных реакторов. 2009. № 1. С. 42–48.

Alekhin Yu.V., Lapitskii S.A., Savenko V.S. Artificial geochemical barriers: results of research and perspectives of usage // 2nd Italo-Russian symposium «Protection of groundwater from pollution and seawater intrusion», Bari, September 27 – October 1, 1999. P. 43–51.

Blowes D.W., Ptacek C.J., Benner S.G. et al. Treatment of Inorganic Contaminants Using Permeable Reactive Barriers // J. Contam. Hydrol. 2000. Vol. 45. P. 123–137.

Bronstein K. Permeable reactive barriers for inorganic and radionuclide contamination // Rep. for U.S. Environ. Protec. Agency Office of Solid Waste and Emergency Response Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. Washington (DC), 2005.

Field demonstration of reactive chemical barriers to control radionuclide and trace-element contamination in ground water, Fry Canyon, Utah; A partnership among the U.S. Environmental Protection Agency, Bureau of Land Management, U.S. Department of Energy, and U.S. Geological Survey. URL: <http://ut.water.usgs.gov/fry/fry.html> (дата обращения 27.09.2010).

Hammarstrom J.M., Sibrel P.L., Belkin H.E. Characterization of limestone reacted with AMD in a pulsed limestone bed treatment system at the Friendship Hill National Historic Site, PA, USA // *Appl. Geochem.* 2003. Vol. 18. P. 1705–1721.

Kaszuba, J.P., Longmire P., Strietelmeier B. et al. Demonstration of a multi-layered permeable reactive barrier in Mortandad Canyon at Los Alamos National Laboratory Report US DOE Environmental Management. URL: <http://spw911.pile->

buckinternational.com/LANL-MultiLayerPRBreport.pdf (дата обращения 25.09.2010).

Nafiz D.L., Morrison S.J., Davis J.A., Fuller C.C. Handbook of Groundwater Remediation Using Permeable Reactive Barriers: Applications to Radionuclides, Trace Metals, and Nutrients. N.Y.: Academ. Press, 2002. P. 458.

Petrova E.V., Sergeev V.I., Shimko T.G. Mathematical modeling of a migration process and forecasting solutions for one-, two-, threelayer subsoil of the aeration zone // *Appl. Geochem.* 1996. Vol. 11, N 1–2. P. 305–309.

Roehl K.E., Czurda K., Meggyes T. et al. Long-term performance of permeable reactive barriers. N. Y.: Elsevier, 2005.

Sergeev V.I. Methods for estimating the properties of soils as geochemical barriers for heavy metals // *ITC Journal.* 1994. N 1. P. 29–33.

Simon F., Meggyes T. Removal of Organic and Inorganic Pollutants from groundwater Using Permeable Reactive Barriers // *Land Contamination & Reclamation.* 2000. Vol. 8, N 2. P. 103–116.

Поступила в редакцию
30.11.2010