

УДК 542.67 + 628.349.08

ЖЕЛЕЗОСОДЕРЖАЩИЕ ОТХОДЫ МЕТАЛЛООБРАБОТКИ КАК ХЕМОСОРБЕНТ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОВ МОЛИБДЕНА

М.А. Чукаева^{1*}, В.Г. Поваров², И.П. Сверчков¹

(¹Горный факультет Санкт-Петербургского горного университета, кафедра Геоэкологии; ²Центр коллективного пользования Санкт-Петербургского горного университета, отдел аналитических исследований; *e-mail: chukaeva.mariia@gmail.com)

Изучен механизм извлечения ионов молибдена(VI) из модельных растворов железосодержащими отходами металлообработки. На основании экспериментальных данных рентгенофазового анализа и энергодисперсионного микроанализа установлено, что на первых стадиях хемосорбции происходит образование молибдата железа(III) с последующим формированием слоев, обогащенных оксидом молибдена(VI). Изучена кинетика хемосорбции ионов молибдена(VI) из модельных растворов железосодержащими отходами металлообработки. Показано, что полная обменная емкость модифицированной стружки стали с удельной поверхностью более 15 см²/г по отношению к ионам молибдена(VI) будет лимитироваться только скоростью коррозии стружки стали и теоретически будет достигнута после ее полного растворения. Определена эффективность хемосорбционного процесса и показана возможность применения железосодержащих отходов металлообработки для очистки сточных вод от ионов молибдена(VI) до нормативных значений.

Ключевые слова: хемосорбция, ионы молибдена(VI), отходы металлообработки, кинетика процесса, очистка сточных вод.

Концентрация молибдена в незагрязненных пресных поверхностных водах обычно невелика. Так, в речных водах она составляет в среднем около 0,5 мкг/дм³, а в морских и океанических – не превышает 10,0 мкг/дм³ [1–3].

Тем не менее, проблема загрязнения природных вод молибденом очень важна. В водных объектах, находящихся в зоне воздействия предприятий горнодобывающей, горно-перерабатывающей, нефтехимической и металлургической промышленности, наблюдаются значительные превышения предельно допустимых концентраций (ПДК_{р.х.} = 1 мкг/дм³) по молибдену. Концентрация молибдена в сточных водах медеплавильных заводов составляет 40–50 мкг/дм³, заводов по обработке цветных металлов – 50–60 мкг/дм³, в рудничных водах этот показатель равняется 100–8000 мкг/дм³, в сточных водах обогатительных фабрик – 2500–4000 мкг/дм³.

Например, предприятия горнопромышленного комплекса, расположенные в г. Кировск Мурманской обл., оказывают значительную антропогенную нагрузку на поверхностные воды. Основные источники загрязнения – сбросы карьерных и шахтных вод рудников, а также сточных вод обогатительных фабрик. В сточных водах наблюдаются превышения ПДК по ряду компонентов (Mo, F,

Al), однако одним из основных загрязнителей природных вод является молибден, обнаруженный в зоне добычи и переработки апатит-нефелиновых руд, в количестве ($C_{Mo} = 80–200$ мкг/дм³), значительно превышающем как ПДК для рыбохозяйственных водоемов, так и фоновые значения.

Рассматриваемое месторождение апатит-нефелиновых руд приурочено к Хибинскому горному массиву, в котором широко распространены рудопроявления молибденита (MoS₂), не имеющие промышленного значения. При его отработке происходит нарушение естественных геологических условий, смена окислительно-восстановительной обстановки, что приводит к окислению молибденита и выщелачиванию молибдена. Интенсификации процесса перехода молибдена из нерастворимой формы в раствор способствует натриевый характер вод и значения pH, сдвинутые в щелочную область.

К основным методам очистки сточных вод от ионов молибдена относятся обратный осмос, ультрафильтрация, электродиализ, а также реагентные методы, сорбция и ионный обмен [4–6].

Несмотря на высокую эффективность электродиализа, а также процессов очистки с использованием осмотических мембран применение этих методов связано с рядом неудобств. Во-первых,

электродиализаторы и установки обратного осмоса имеют высокую себестоимость и требуют большого расхода электроэнергии. Во-вторых, их применение предусматривает тщательную водоподготовку, поэтому нецелесообразно для очистки многотоннажных рудничных вод с многокомпонентным составом.

Реагентные методы очистки сточных вод от молибдена основаны на переводе молибдена в нерастворимую форму и последующем его удалении из раствора. К их недостаткам относится низкая степень извлечения молибдена из разбавленных растворов, что не позволяет достичь значений ПДКр.х. в очищаемых водах. Кроме того, значительный расход и высокая стоимость используемых реагентов, а также громоздкость оборудования делают невозможным их использование для очистки рассматриваемых рудничных вод от молибдена до нормативных показателей.

Проведение литературного и патентного анализов показало, что сорбционные и ионообменные методы очистки от молибдена в настоящее время получили наибольшее распространение, так как их применение отличается экологической и экономической эффективностью [7–8]. Тем не менее, учитывая особую специфику формирования стоков горных предприятий (многокомпонентность, многотоннажность, неравномерность притока), существующие технологические схемы очистки, базирующиеся на сорбционных и ионообменных методах, требуют существенной доработки. В настоящее время перспективным считается использование сорбентов на основе отходов производства, так как оно влечет за собой не только решение экологической проблемы, но и позволяет значительно удешевить конечный продукт [9].

Экспериментальная часть

Гидрохимия Мо зависит от форм нахождения его в растворах при определенных значениях E и pH, диаграмма существования различных форм молибдена в зависимости от E и pH представлена на рис. 1. Диаграмма позволяет в общих чертах предсказать формы нахождения молибдена [10].

Миграция молибдена в подземных водах осуществляется в шестивалентной форме. В кислородсодержащих подземных водах при $\text{pH} > 2$ молибден находится в виде соединений молибденовой кислоты H_2MoO_4^0 , HMoO_4^- , MoO_4^{2-} . В природных водах большая часть молибдена находится

в растворенном состоянии, так как оксоанионы (HMoO_4^- и MoO_4^{2-}) обладают слабым сродством к твердой поверхности [2, 11].

Химические особенности молибдена (высокая растворимость оксидов молибдена, молибденовой кислоты и соединений молибдена с натрием) определяют значительную миграционную способность молибдена и возможность его накопления в природных водах в большом диапазоне E и pH при значительном варьировании химического состава подземных вод.

Изучение гидрохимии молибдена позволило установить, что молибден сорбционно соосаждается с многими гипергенными новообразованиями и особенно с гидроксидами железа [2, 11].

К отходам, содержащим реакционноспособное железо, можно отнести отходы химической промышленности, металлургического производства и отходы металлообработки. Наиболее перспективным представляется использование в качестве сорбента отходов металлообработки, так как они являются дешевым и доступным железосодержащим материалом, который получают на большинстве промышленных предприятий.

Для проведения лабораторных исследований был взят образец стружки нелегированной стали СтЗсп1, как наиболее широко используемой в производстве. В целях получения окисленных форм железа, обладающих развитой удельной поверхностью и повышенной реакционной способностью, стружку смачивали дистиллированной водой, после чего выдерживали на воздухе в течение суток (для протекания процессов окисления).

Оценку сорбционной способности модифицированного сорбента по отношению к молибдену проводили на модельных растворах в статических условиях. Для приготовления модельных растворов молибдена использовали аммоний молибденовокислый химически чистый $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, который при диссоциации дает молибдат-ион MoO_4^{2-} . Модельные растворы готовили с концентрацией $C_{\text{Мо}} = 100 \text{ мкг/дм}^3$, соответствующей среднему содержанию молибдена в рудничных водах рассматриваемых производственных объектов.

Предварительно подготовленную стружку стали помещали в модельный раствор в массовом соотношении ТВ : Ж = 1 : 250 в режиме перемешивания на орбитальном шейкере «KS 260 basic IKA» (скорость перемешивания 300 об/мин) в течение 20 ч. Исследования проводили при температуре 18 °С и pH 5,2. Концентрацию молибдена определяли до и после очистки на

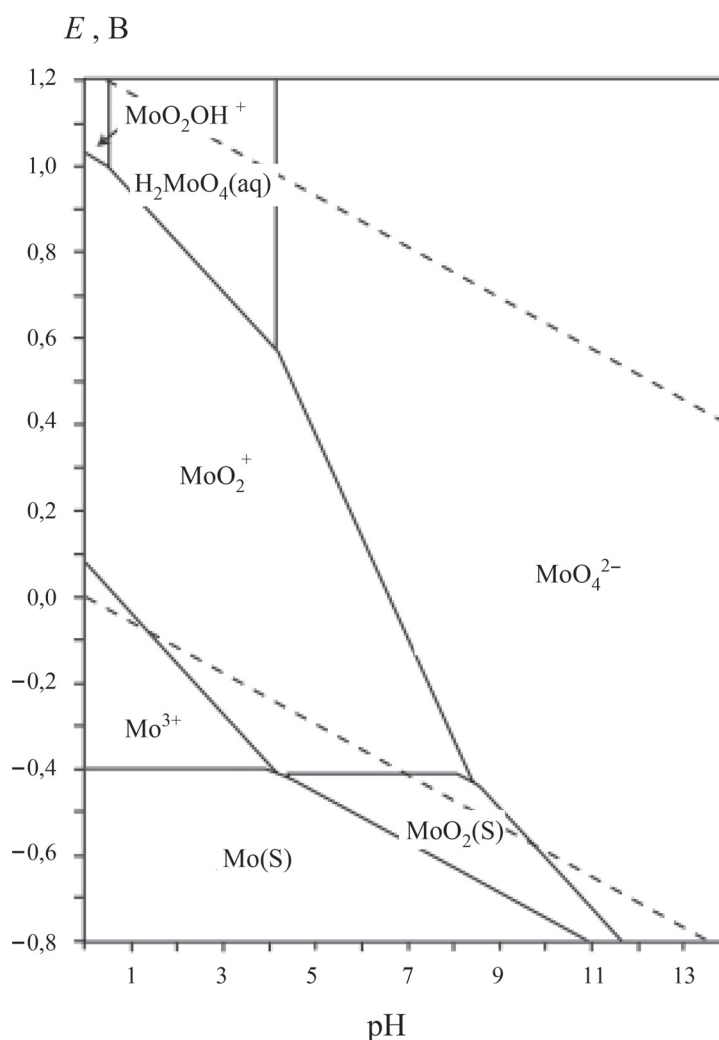


Рис. 1. Диаграмма существования различных форм молибдена в зависимости от E и pH

атомно-абсорбционном спектрометре с электро-термической атомизацией «ААС-7000». В результате было установлено, что эффективность очистки модельных растворов от молибдена с использованием сорбента на основе отходов металлообработки составляет $> 99\%$.

Результаты и обсуждение

Для выявления механизма очистки модельных растворов от молибдена с использованием железосодержащих отходов металлообработки был взят образец стружки нелегированной стали СтЗсп1. Продукты коррозии железа имеют разный состав, который зависит от условий протекания коррозии. Наиболее часто образуются такие соединения, как $\text{Fe}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, FeOOH , FeO , Fe_3O_4 , Fe_2O_3 [12]. Продукты коррозии железа равномерно распределяются по всей поверхности металла, отличаются рыхлой структурой и зани-

мают в 2,5–3 раза больший объем, чем проржавевшая сталь.

Для получения продуктов коррозии навеску стружки стали массой 1 г помещали в 250 см³ деионизированной воды с pH 3; 5; 7 и 9 в режиме перемешивания в течение 72 ч. Полученный осадок отделяли от раствора, высушивали и анализировали на мессбауэровском спектрометре «МС1104Ем» с источником ^{57}Co (Cr), позволяющем проводить исследования спектров ядерного гамма-резонанса на ионах железа. Состав полученных продуктов коррозии при разных значениях pH практически одинаков, однако их масса достаточно сильно варьирует, поскольку скорость протекания процесса коррозии различна. Из результатов мессбауэровской спектроскопии (рис. 2) следует, что дуплет представлен оксидом железа(III), а секстеты – оксидом железа(II) и железа(III), причем со-

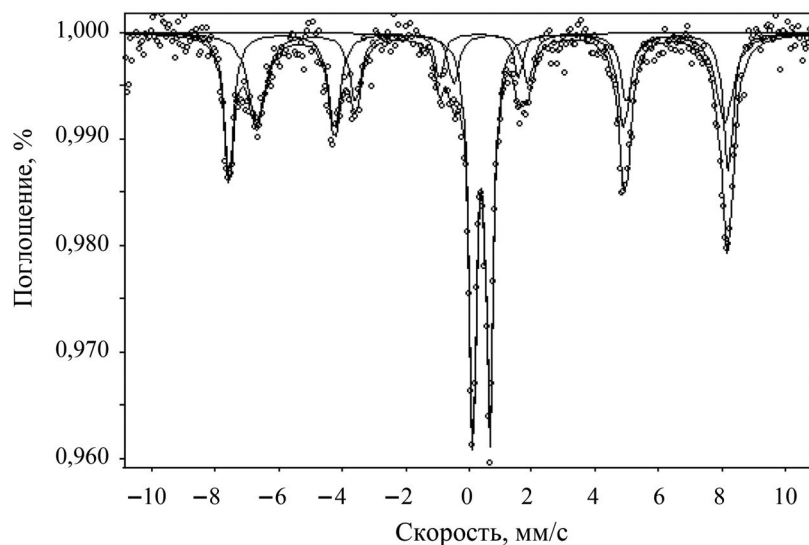


Рис. 2. Мессбауэровский спектр поглощения продуктов коррозии стружки стали Ст3сп1, полученных при pH 5

держание Fe_2O_3 и Fe_3O_4 составляет 32,2 и 67,8% соответственно.

Для установления эффективности очистки модельных растворов от молибдена каждым из полученных продуктов коррозии в отдельности были проведены опыты с использованием в качестве реагентов оксидов железа(II) квалификации «ч.» и железа(III) квалификации «ос.ч.». В модельные растворы с концентрацией молибдена 1 мг/дм^3 объемом 250 см^3 помещали 1 г образцов FeO , Fe_2O_3 и Fe_3O_4 в режиме перемешивания на орбитальном шейкере «KS 260 basic IKA» (скорость перемешивания 300 об/мин) в течение 20 ч. Исследования проводили при температуре $18 \text{ }^\circ\text{C}$ и pH 5,2. При этом во избежание процессов окисления FeO и Fe_3O_4 до Fe_2O_3 модельные растворы были дегазированы с помощью водоструйного вакуумного насоса и закрыты пробкой на протяжении всего времени контакта. Затем растворы отстаивали в течение 30 мин и центрифугировали.

Концентрацию молибдена определяли до и после очистки на атомно-абсорбционном спектрометре «ААС-7000». Результаты анализов, которые обрабатывали с вычислением средне-

го арифметического значения эффективности очистки из двух параллельно выполненных экспериментов, представлены в таблице, где показано, что извлечение ионов молибдена происходит при использовании всех оксидов железа, однако более высокая эффективность очистки от молибдена достигается при использовании оксида железа(III).

Для определения состава продуктов, образующихся в результате очистки, модельный раствор молибдена ($C_{\text{Mo}} = 1000 \text{ мг/дм}^3$) совмещали с навеской стружки стали Ст3сп1 массой 1 г в режиме перемешивания в течение 72 ч. Стружку предварительно смачивали дистиллированной водой, после чего выдерживали на воздухе в течение суток (для протекания процессов окисления).

Полученный осадок отделяли от раствора, высушивали и анализировали на рентгеновском дифрактометре «XRD-6000» фирмы «Shimadzu».

Рентгенофазовый анализ показал, что продукт, образующийся в результате очистки модельного раствора от молибдена частично представлен рентгеноаморфной фазой, однако идентификация кристаллической фазы позволяет сделать вывод о ее соответствии библиотечному рентгеновскому

Эффективность очистки модельных растворов от молибдена с использованием FeO , Fe_3O_4 и Fe_2O_3

Железосодержащий реагент	FeO	Fe_3O_4	Fe_2O_3
Эффективность очистки, %	34,8	41,3	99,9

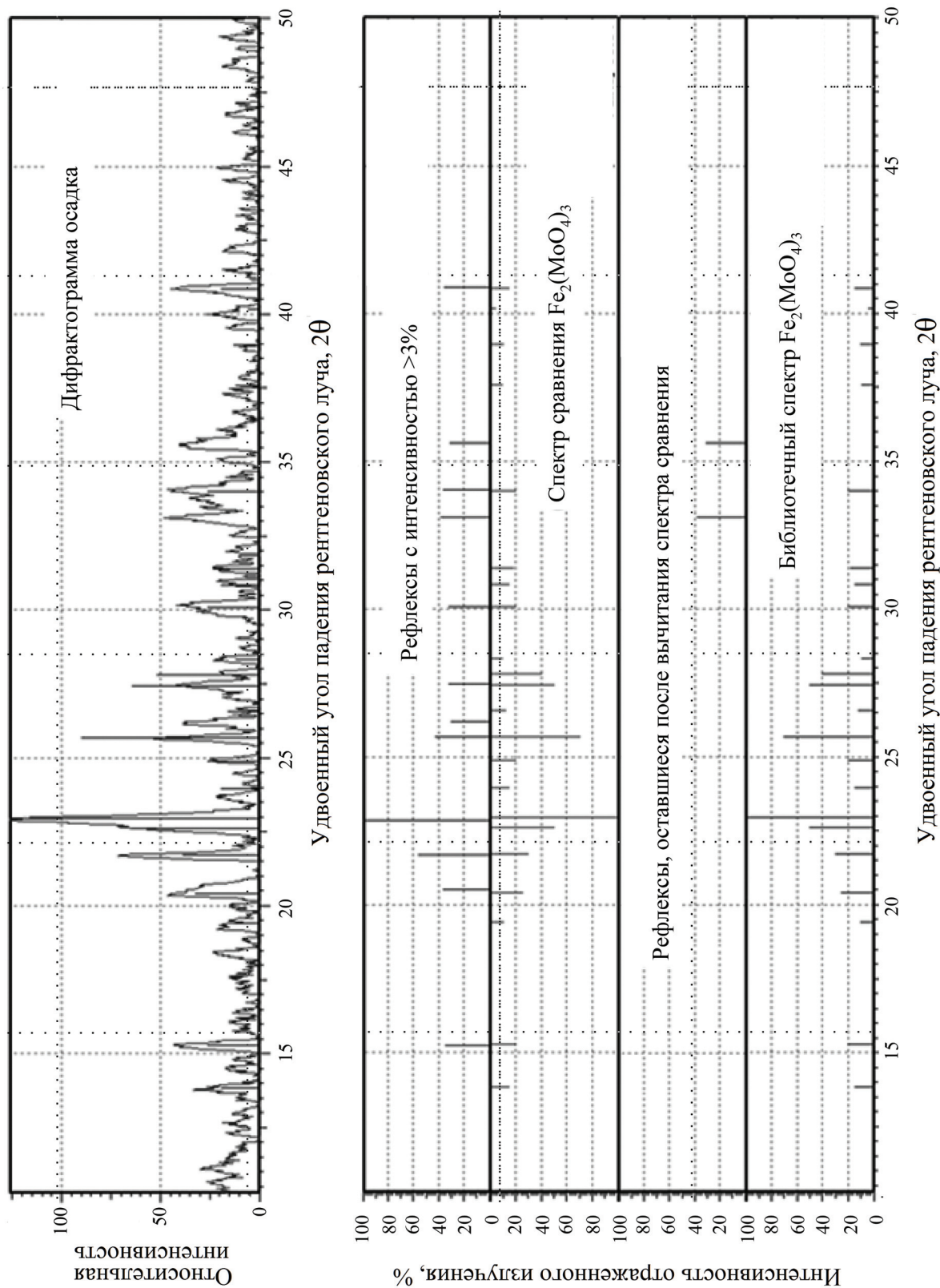


Рис. 3 – Дифрактограмма продукта, образующегося в результате очистки модельного раствора от молибдена, и библиотечный спектр сравнения $\text{Fe}_2(\text{MoO}_4)_3$

спектру $\text{Fe}_2(\text{MoO}_4)_3$ (№ 31-0642 эталона картотеки PDF ICDD) по совпадению значений межплоскостных расстояний и соответствующей интенсивности линий (рис. 3).

Полученные данные позволяют сделать предположение, что механизм очистки модельных растворов от молибдена с использованием железосодержащих отходов металлообработки основан на процессе хемосорбции, который протекает с формированием нерастворимых молибдатов железа и их последующей сорбцией на развитой прокорродированной поверхности стружки стали.

Однако валовый анализ продуктов взаимодействия молибденсодержащего раствора с продуктами коррозии стружки стали не позволяет выявить структурные особенности образующегося осадка, поэтому для подтверждения выдвинутой гипотезы и установления структуры образующихся соединений было предпринято исследование методом электронной микроскопии. Для этого пластинку нелегированной стали марки СтЗсп1, предварительно обработанную дистиллированной водой на воздухе, помещали в модельный раствор с концентрацией молибдена 1000 мг/дм^3 . Для интенсификации процесса формирования соединений железа и молибдена на поверхности пластинки раствор перемешивали путем встряхивания. Эксперимент проводили в течение 7 суток, после чего пластинку извлекали из раствора и высушивали на воздухе. При визуальном осмотре образовавшегося продукта было установлено, что верхний слой осадка представлен рыхлой рентгеноаморфной массой цвета охры, тогда как прилегающий к металлу слой имел более плотную структуру и темную окраску. Оба слоя были исследованы методами сканирующей электронной микроскопии и энергодисперсионного анализа на электронном микроскопе «Tescan Vega TS» с системой энергодисперсионного микроанализа «INCAx-ACT» фирмы «Oxford Instruments» (рис. 4): область А соответствует нижнему слою осадка, область Б – верхнему.

Установлено, что в верхнем слое массовое соотношение Мо и Fe составляет 6,5:1,0; тогда как в нижнем слое оно близко к 1,5:1,0, что отвечает молибдату железа(III). Из полученных данных следует, что образование молибдата железа(III) происходит только в непосредственной близости от поверхности стальной пластины, тогда как верхние слои обогащены молибденом и содержат железо только в виде незначительной примеси.

Для изучения кинетики процесса очистки модельных растворов от молибдена были построены изотермы хемосорбции. В качестве образ-

цов хемосорбентов были использованы образцы стружки стали марки СтЗсп1 с разными значениями удельной площади поверхности (30, 25, 15 и $8 \text{ см}^2/\text{г}$). Величину удельной площади поверхности стружки стали до протекания процессов коррозии определяли методом БЭТ на быстродействующем анализаторе удельной поверхности и размеров пор «Quantachrome NOVA 1000е».

Для построения изотерм хемосорбции были приготовлены модельные растворы с концентрацией молибдена в диапазоне от 0,1 до 1000 мг/дм^3 . Для обеспечения соотношения ТВ : Ж = 1 : 250 навески стружки стали с разными значениями удельной площади поверхности (30, 25, 15 и $8 \text{ см}^2/\text{г}$) массой 0,4 г добавляли к модельным растворам ($V = 100 \text{ см}^3$) в режиме перемешивания на орбитальном шейкере «KS 260 basic IKA» при скорости перемешивания 300 об/мин в течение равновесного времени контакта.

Расчет статической обменной емкости хемосорбента проводили по стандартной методике, разработанной НИИ Минерального сырья, «СТО РосГео 08-002-98. Технологические методы исследования минерального сырья» [13]. При однократном введении сорбента (g , г) на определенный объем обрабатываемой воды в качестве расчетного можно использовать уравнение баланса:

$$\text{СОЕ} \cdot g + V \cdot C_{\text{равн.}} = V \cdot C_{\text{исх.}} \quad (1)$$

где СОЕ – статическая обменная емкость, мг/г; g – масса сухого сорбента, г; V – объем приливаемого к сорбенту раствора, дм^3 ; $C_{\text{исх.}}$ – кон-

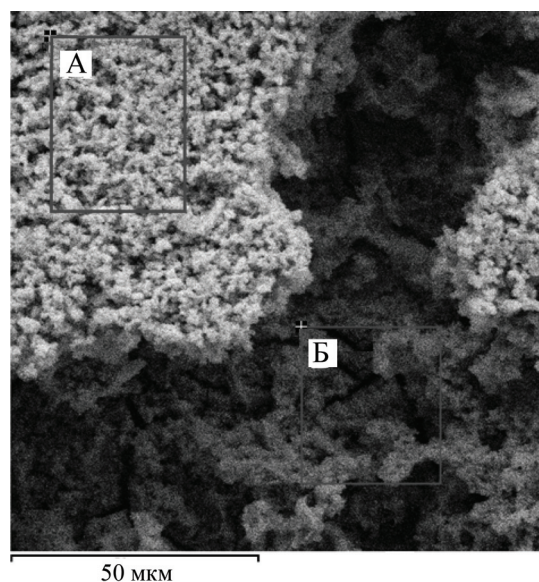


Рис. 4. Электронно-микроскопическое изображение продукта взаимодействия железа с молибденсодержащим раствором

центрация извлекаемого компонента в исходном растворе, мг/дм^3 ; $C_{\text{равн}}$ – остаточная (равновесная) концентрация извлекаемого компонента, устанавливающаяся в растворе после взаимодействия с сорбентом в течение равновесного времени, мг/дм^3 .

Статическую обменную емкость при заданных рабочих условиях эксперимента определяли по уравнению баланса:

$$[\text{COE} = (C_{\text{исх.}} - C_{\text{равн.}}) V] / g. \quad (2)$$

На основании полученных данных были построены изотермы хемосорбции (рис. 5).

Из графиков, представленных на рис. 5, видно, что для стружки с большей удельной поверхностью величина хемосорбции гораздо выше, чем для стружки с более низким значением удельной площади поверхности при одной и той же равновесной концентрации. Кроме того, различен характер кривых, описывающих изотермы хемосорбции молибдена из раствора на стружке стали с разной удельной площадью поверхности. При удельной площади поверхности 25 и 30 $\text{см}^2/\text{г}$ статическая обменная емкость резко возрастает с увеличением концентрации молибдена в исходном растворе. Для стружки стали с удельной площадью поверхности 15 $\text{см}^2/\text{г}$ с увеличением концентрации молибдена в исходном растворе наблюдается лишь незначительный прирост статической обменной емкости, стремящейся к постоянному значению ($\text{COE} = 18 \text{ мг/г}$). При более низком значении удель-

ной площади поверхности (8 $\text{см}^2/\text{г}$) статическая обменная емкость принимает вид кривой насыщения с максимальным значением ($\text{COE} = 8,8 \text{ мг/г}$). Это можно объяснить тем, что при высоких значениях концентрации молибдена в исходном растворе на поверхности стружки стали с небольшой удельной площадью образуется тонкий слой молибдатов железа и происходит пассивация, препятствующая формированию новых окисленных форм железа и, как следствие, прохождению дальнейшего процесса очистки. В случае предварительно обработанной стружки поверхность изначально оказывается более развитой и процесс пассивации идет медленнее, вследствие чего статическая обменная емкость оказывается выше. При большей удельной площади поверхности стружки процесс коррозии происходит быстрее, чем формирование молибдатов железа.

Исследования показали, что скорость хемосорбции молибдена на стружке стали из растворов зависит от интенсивности процесса образования оксидов железа, формирующих с молибденом нерастворимые соединения. Таким образом, полная обменная емкость модифицированной стружки стали с удельной поверхностью более 15 $\text{см}^2/\text{г}$ лимитируется только скоростью ее коррозии и теоретически может быть достигнута после ее полного растворения.

Кроме того, изучена возможность десорбции молибдена из продуктов хемосорбции. Для этого отработанную стружку стали вместе с осадком,

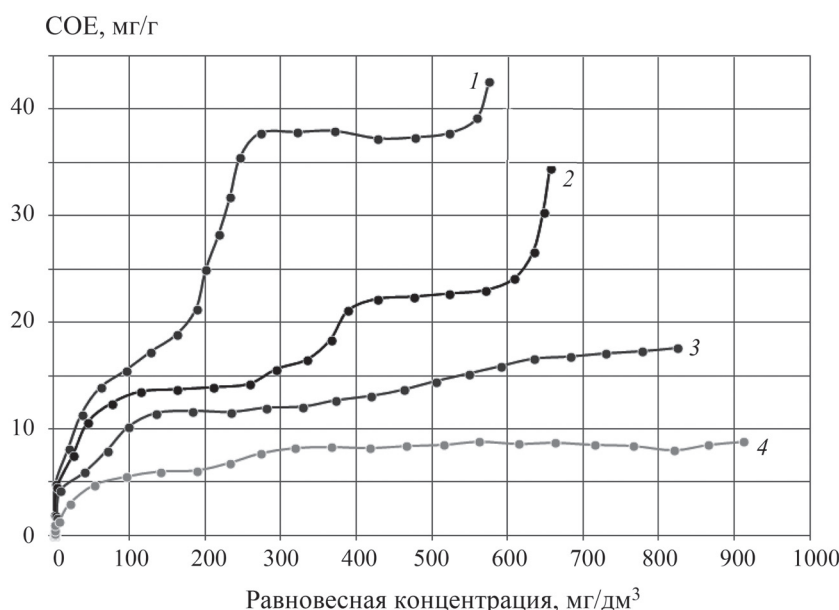


Рис. 5. Изотермы процесса хемосорбции молибдена из модельных растворов на стружки стали ($T = 18 \text{ }^\circ\text{C}$) при удельной площади поверхности, $\text{см}^2/\text{г}$:
1 – 30, 2 – 25, 3 – 15, 4 – 8

полученным после очистки модельного раствора от молибдена, помещали в ультразвуковую ванну на 120 мин при температуре 45 °С и заливали 1 дм³ деионизированной воды. Полученный раствор извлекали из ультразвуковой ванны, центрифугировали, после чего на атомно-абсорбционном спектрометре «ААС-7000» с электротермической атомизацией измеряли концентрацию молибдена, которая оказалась ниже предела обнаружения (менее 0,1 мкг/дм³). Полученные результаты позволяют сделать вывод об отсутствии процессов десорбции молибдена из продуктов хемосорбции.

Как отмечалось выше, полученный в ходе процесса очистки осадок представлен смесью нерастворимых молибдатов, оксидов и гидроксидов железа, что позволяет рассматривать его как товарный полупродукт для производства ферромолибдена по известным технологиям [14–16]. Такое использование отработанного хемосорбента экологически эффективно, экономически выгодно и позволяет получить ценный промышленный продукт из отходов производства.

Выводы

1. Установлено, что механизм очистки модельных растворов от молибдена с использованием железосодержащих отходов металлообработки основан на образовании молибдата железа(III) в виде поверхностного слоя с хорошей адгезией к стальной поверхности на первых стадиях и формировании на поверхности этого

молибдата аморфных слоев, обогащенных оксидом молибдена(VI), на следующих стадиях хемосорбции.

2. Изучение кинетики хемосорбции показало, что статическая обменная емкость (СОЕ) стружки стали по отношению к молибдену ограничивается процессом пассивации железа, происходящим при формировании молибдатов железа на поверхности стружки стали с удельной поверхностью меньше 15 см²/г, причем полная обменная емкость модифицированной стружки стали с удельной поверхностью более 15 см²/г будет лимитироваться только скоростью коррозии и теоретически может быть достигнута после ее полного растворения.

3. Образующийся в процессе очистки осадок, представленный нерастворимыми молибдатами, оксидами и гидроксидами железа, может служить сырьем для производства ферромолибдена.

4. Проведенные лабораторные исследования свидетельствуют о возможности использования хемосорбента на основе железосодержащих отходов металлообработки для очистки сточных вод от ионов молибдена(VI) до нормативных значений, что позволит экологически эффективно и экономически выгодно решить поставленную задачу.

Работа выполнена в рамках реализации Государственного контракта № 5.12850.2018/8.9 «Оценка и снижение воздействия техногенных экологических катастроф на производственных объектах минерально-сырьевого комплекса». Конфликта интересов нет.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Barceloux D.G.* // Clin. Toxicol. 1999. Vol. 37, N 2. P. 231.
2. *Линник П.Н., Игнатенко И.И.* // Гидробиологический журнал. 2015. Т. 51. № 2. С. 89.
3. *Medley P.L., Cooper D.M., Ander E.L. et al.* // Appl. Geochem. 2014. Vol. 40. P. 144.
4. *Трякина А.С.* // Записки Горного института. 2017. Т. 227. С. 608.
5. *Воронов Ю.В., Яковлев С.В.* Водоотведение и очистка сточных вод. М., 2006.
6. *Проскураков В.А., Шмидт Л.И.* Очистка сточных вод в химической промышленности. Л., 1977.
7. *Каплан Г.Е.* Ионообменные сорбенты в промышленности. М., 1963. С. 183.
8. *Воропанова Л.А.* Пат. РФ. 2229530. Способ извлечения молибдена (VI) / Оpubл. 27.05.2004.
9. *Matveeva V., Lytaeva T., Danilov A.* // J. Ecological Engineering. 2018. Vol. 19. P. 97.
10. Atlas of Eh-pH diagrams. Intercomparison of thermodynamic databases. National Institute of Advanced Industrial Science and Technology. Research Center for Deep Geological Environments. Naoto TAKENO. 2005.
11. *Крайнов С.Р., Рыженко Б.Н., Швец В.М.* Геохимия подземных вод. Теоретические, прикладные и экологические аспекты. М., 2004.
12. *Семенова И.В., Флорианович Г.М., Хорошилов А.В.* Коррозия и защита от коррозии. М., 2002.
13. СТО РосГео 08-002-98. Твердые негорючие полезные ископаемые. Технологические методы исследования минерального сырья. Гидрометаллургические способы оценки минерального сырья. Ионообменные процессы.
14. Пат. 1605560 SU. Способ получения ферромолибдена металлотермическим процессом и шихта для его получения / Институт структурной макрокинетики АН СССР. Оpubл. 11.05.1989.
15. Пат. 2174163 РФ. Способ электролитического осаждения сплава железо-молибден / Курская государственная сельскохозяйственная академия им. проф. И.И. Иванова. Оpubл. 22.02.2000.
16. *Гаспарян Ю.Б., Чунин С.Н.* Пат. 2008151017 РФ. Способ получения молибдена и ферромолибдена / Оpubл. 27.06.2010.

Поступила в редакцию 14.05.2019
Получена после доработки 18.05.2019
Принята к публикации 14.06.2019

THE USE OF IRON-CONTAINING WASTE METAL AS A CHEMOSORBENT FOR CLEANING SEWAGE FROM MOLYBDENE IONS

M.A. Chukaeva^{1*}, V.G. Povarov², I.P. Sverchkov¹

(Saint-Petersburg Mining University, ¹Division of Geoecology; Saint-Petersburg Mining University, ²Department of analytical studies of the collective sharing center; *e-mail: chukaeva.mariia@gmail.com)

In this paper, the extraction mechanism of Mo(VI) from model solutions with the iron-containing waste metal has been studied. The experimental data of X-ray phase analysis and energy-dispersive microanalysis showed that iron(III) molybdate is formed at the first stages of chemisorption, followed by the formation of layers enriched in molybdenum oxide(VI). Chemisorption kinetics for Mo(VI) ions from model solutions with the iron-containing waste metal was investigated. It was shown, that the total exchange capacity of modified steel chips with a specific surface more than 15 cm²/g towards Mo(VI) ions will be limited only by the corrosion rate of steel chips, and theoretically will be achieved after its complete dissolution. The efficiency of the chemisorption process has been determined. So the possibility of using the iron-containing waste metal as a chemisorbent for sewage treatment from Mo(VI) ions to the reference value was shown.

Key words: chemisorption, Mo (VI) ions, waste metal, process kinetics, sewage treatment.

Сведения об авторах: Чукаева Мария Алексеевна – зав. лабораторией экологического мониторинга кафедры геоэкологии Санкт-Петербургского горного университета, канд. техн. наук (chukaeva.mariia@gmail.com); Поваров Владимир Глебович – начальник отдела аналитических исследований центра коллективного пользования Санкт-Петербургского горного университета, докт. хим. наук (povarovvg@rambler.ru); Сверчков Иван Павлович – вед. инженер лаборатории моделирования экологической обстановки кафедры геоэкологии Санкт-Петербургского горного университета (johanosvr@gmail.com).