ГИАБ. Горный информационно-аналитический бюллетень /
MIAB. Mining Informational and Analytical Bulletin, 2026;(11):78-94
ОРИГИНАЛЬНАЯ СТАТЬЯ / ORIGINAL PAPER

УДК 622.331 DOI: 10.25018/0236_1493_2026_11_0_78

ПРИМЕНЕНИЕ ТЕХНОГЕННЫХ ОТХОДОВ В СОЗДАНИИ КОМПОЗИТНЫХ СОРБЕНТОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ДЛЯ ОБЕСПЕЧЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЕННЫХ СИСТЕМ

Р.А. Апакашев[1], А.Н. Малышев[1], М.С. Лебзин[1], В.С. Курмачева[1]

[1] Уральский государственный горный университет, Екатеринбург, Россия, e-mail: Apakashev.R@m.ursmu.ru.

Аннотация: Интенсивное развитие горно-металлургической промышленности сопровождается накоплением многотоннажных техногенных отходов, способных вызывать деградацию почв и масштабные экологические риски. В рамках концепции «нулевого уровня отходов» рассмотрена актуальная проблема трансформации промышленных отходов в полезный ресурс для селективной иммобилизации токсичных тяжелых металлов. Объекты исследования – два типа техногенного сырья: красный шлам и осадки водоподготовки фильтровальных станций. Цель работы – анализ сорбционного потенциала техногенных отходов в обеспечении контроля миграции тяжелых металлов, включая изучение кинетики, механизма и термодинамических параметров адсорбции. В работе использован комплекс физико-химических методов исследования: рентгенофлуоресцентный анализ, рентгеновская дифрактометрия, атомно-эмиссионная спектрометрия, метод определения величины удельной поверхности Брунауэра – Эммета – Теллера. Экспериментально подтвержден синергетический эффект комбинирования промышленных отходов с природным торфом в составе композитных сорбентов тяжелых металлов. Такой подход к утилизации техногенного сырья соответствует принципам «зеленых» технологий и способен обеспечить эффективную ремедиацию нарушенных земель. Установлено, что извлечение ионов меди, свинца, цинка, никеля и мышьяка из модельных растворов опытными композитными сорбентами составляет от 75 до 100%. Комплексный термодинамический и кинетический анализ показал, что адсорбция протекает в режиме смешанной диффузии с преобладанием хемосорбции и ионообменного осаждения. Лимитирующей стадией процесса является как внешний массоперенос, так и внутренняя диффузия в порах сорбента. На основе линейной модели Ленгмюра определены величины максимальной адсорбции и константы равновесия.

Ключевые слова: техногенные отходы, красный шлам, осадки водоподготовки, тяжелые металлы, рекультивация земель, сорбент-мелиорант, адсорбция, термодинамика, кинетика, механизм.

Благодарность: Исследование выполнено за счет гранта Российского научного фонда № 26-24-20058, https://rscf.ru/project/26-24-20058/, при финансовой поддержке Правительства Свердловской области.

Для цитирования: *Апакашев Р. А., Малышев А. Н., Лебзин М. С., Курмачева В. С.* Применение техногенных отходов в создании композитных сорбентов тяжелых металлов для обеспечения экологической устойчивости почвенных систем // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2026. – № 11. – С. 78–94. DOI: 10.25018/0236_1493_2026_11_0_78.

© Р.А. Апакашев, А.Н. Малышев, М.С. Лебзин, В.С. Курмачева. 2026.

Application of industrial waste in the development of composite heavy metal sorbents to ensure the environmental sustainability of soil systems

R.A. Apakashev[1], A.N. Malyshev[1], M.S. Lebzin[1], V.S. Kurmacheva[1]

[1] Ural State Mining University, Ekaterinburg, Russia,

Abstract: The intensive development of the mining and metallurgical industries is accompanied by the accumulation of multi-tonnage industrial wastes capable of causing soil degradation and large-scale environmental risks. Within the framework of the "zero waste" concept, the urgent problem of transforming industrial wastes into a useful resource for the selective immobilization of toxic heavy metals is considered. The objects of the study are two types of industrial raw materials: red mud and water treatment sludge from filtration stations. The aim of the work is to analyze the sorption potential of industrial wastes in ensuring the control of heavy metal migration, including the study of kinetics, mechanisms, and thermodynamic parameters of adsorption. A complex of physicochemical research methods was used in the work: X-ray fluorescence analysis, X-ray diffractometry, atomic emission spectrometry, and the Brunauer–Emmett–Teller method for determining the specific surface area. The synergetic effect of combining industrial wastes with natural peat in the composition of composite heavy metal sorbents was experimentally confirmed. This approach to the utilization of industrial raw materials complies with the principles of "green" technologies and is capable of ensuring effective remediation of disturbed lands. It was found that the recovery of copper, lead, zinc, nickel, and arsenic ions from model solutions by experimental composite sorbents ranges from 75 to 100%. A comprehensive thermodynamic and kinetic analysis showed that adsorption occurs in a mixed diffusion mode with a predominance of chemisorption and ion-exchange precipitation. The limiting stage of the process is both external mass transfer and internal diffusion in the sorbent pores. Based on the linear Langmuir model, the maximum adsorption capacities and equilibrium constants were determined.

Key words: industrial wastes; red mud; water treatment sludge; heavy metals; land reclamation; sorbent-ameliorant; adsorption; thermodynamics; kinetics; mechanism.

Acknowledgements: The study was funded by the Russian Science Foundation, grant No. 26-24-20058, https://rscf.ru/project/26-24-20058/, and by the financial support of the Government of the Sverdlovsk Region.

For citation: Apakashev R. A., Malyshev A. N., Lebzin M. S., Kurmacheva V. S. Application of industrial waste in the development of composite heavy metal sorbents to ensure the environmental sustainability of soil systems. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2026;(11):78-94. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236_1493_2026_11_0_78.

Введение

Интенсивное развитие горно-металлургической промышленности как одной из крупнейших отраслей мировой экономики неизбежно сопровождается накоплением больших объемов техногенных отходов, что ведет к деградации нарушенных земель и возникновению серьезных экологических рисков. Рекультивация таких земель обычно включает мероприятия по внесению мелиоранта в формируемый почвогрунт. Использование мелиоративного материала способно обеспечить улучшение физико-химических свойств почвы. При этом является актуальным решение задачи, связанной с созданием эффективных и доступных почвенных мелиорантов —

селективных сорбентов тяжелых металлов. Химическое загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами в настоящее время уже представляет не менее серьезную опасность человечеству и природе, чем, например, проблема глобального потепления. Однако по уровню осведомленности и предпринимаемых для устранения действий химическое загрязнение отстает от проблемы изменения климата на десятилетия, несмотря на наличие доказательств того, что воздействие токсичных металлов может приводить к серьезным последствиям [1, 2].

Тяжелые металлы не исчезают в природном потоке элементов, но можно локально изменить их химическую форму и подвижность, уменьшив ареал воздействия на окружающую среду. Ключевой подход заключается в целенаправленном использовании потенциала техногенных отходов для их применения в качестве составного компонента при формировании барьерных сред. Поиск путей переработки крупнотоннажных техногенных образований в полезные продукты является приоритетной задачей стратегии «нулевого уровня отходов» (Zero Waste). К подобным продуктам относятся сорбенты-мелиоранты для ремедиации и восстановления земель, нарушенных в результате деятельности горных предприятий [3, 4]. Это позволяет реализовать стратегию «зеленой утилизации», трансформируя отходы в ресурс для иммобилизации тяжелых металлов в условиях нарушенных земель и техногенно загрязненных территорий. Важные сведения о механизме иммобилизации токсичных металлов и эффективности применяемых сорбентов могут быть получены на основе анализа термодинамических параметров и кинетики соответствующего процесса [5, 6].

Негативные факторы, связанные с миграционной активностью тяжелых металлов, предопределяют актуальность исследования, направленного на расширение фундаментальных научных знаний в области разработки теоретических основ и принципов создания эффективных барьеров для контроля ареала распространения тяжелых металлов.

Среди широкого спектра крупнотоннажных промышленных отходов большое внимание привлекают красный шлам — побочный продукт производства глинозема — и осадки водоподготовки фильтровальных станций. Несмотря на различное происхождение, оба вида сырья объединяет высокое содержание химически активных компонентов, формирующих сорбционный потенциал.

Красный шлам представляет собой сложную гетерогенную систему, объемы накопления которой в шламохранилищах создают значительную нагрузку на экосистемы. Переход от складирования к глубокой переработке шлама является приоритетной задачей экологической безопасности и рационального природопользования [7]. Благодаря высокому содержанию оксидов металлов красный шлам обладает значительным потенциалом в качестве дешевого сырья для синтеза эффективных сорбентов [8, 9].

Согласно Европейскому каталогу отходов, красный шлам классифицируется как зеркально опасный. Это означает, что он может быть либо опасным, либо неопасным в зависимости от конкретных условий [10]. Эта классификация позволяет использовать его без предварительной обработки для целей очистки другого материала. Вовлечение красного шлама в производство сорбционных композитов может являться одним из наиболее экономически оправданных путей его утилизации.

Осадки водоподготовки, образующиеся при очистке природных вод, проявляют высокую сорбционную селектив-

ность к ионам меди, свинца и мышьяка при совместном использовании с природными почвенными мелиорантами, например торфом. Осадки водоподготовки не требуют сложной предварительной подготовки и также выступают в роли доступного сырья.

С позиций фундаментальных научных исследований разработка химико-технологических процессов, их изучение и практическая реализация невозможны без предварительного термодинамического анализа. В связи с этим результаты исследований термодинамики, механизма и кинетических закономерностей процесса иммобилизации тяжелых металлов сорбентами на основе техногенного сырья и природных компонентов представляют научный и прикладной интерес. Использование промышленных отходов с целью создания эффективных композитных сорбентов позволяет обеспечить снижение антропогенной нагрузки на окружающую среду за счет утилизации накопленных отходов и стабилизации экологических параметров за счет контроля ареала миграции тяжелых металлов.

Цель работы — проведение анализа потенциала двух видов техногенного сырья (красного шлама и осадков водоподготовки) в обеспечении эффективного контроля ареала миграции тяжелых металлов, а также подробное изучение термодинамических параметров и кинетики адсорбции ионов тяжелых металлов на примере композитного сорбента, содержащего осадки водоподготовки.

Материалы и методы исследования

В качестве объектов исследования выбраны два типа отмеченного выше сырья техногенного происхождения, существенно различающиеся по генезису и физико-химическим свойствам: техногенное сырье металлургического цикла — красный шлам — и техногенное сырье городского хозяйства — осадки водоподготовки.

Для формирования композитных сорбционных материалов и придания им дополнительных агрохимических свойств использовали природный мелиорант — торф. На основании ранее выполненных работ [11] для исследования термодинамических параметров и кинетики процесса сорбции тяжелых металлов был выбран базовый состав композитного сорбента-мелиоранта, включающего осадки водоподготовки и торф в соотношении 80/20 мас. %. Анализ проведенных экспериментов по иммобилизации ионов тяжелых металлов показал высокую эффективность данной системы.

Комплексное исследование физико-химических свойств изучаемых материалов и растворов выполнялось с применением современного аналитического оборудования. Элементный состав образцов определяли методом рентгенофлуоресцентного анализа на универсальном спектрометре Clever B-23 (ЗАО «ЭЛЕРАН», Россия). Качественный и количественный фазовый состав контролировали методом рентгеновской дифрактометрии на настольном порошковом дифрактометре PowDiX600 (LINEV ADANI, Беларусь) с медным анодом. Измерение величины удельной поверхности проводили методом Брунауэра — Эммета — Теллера (БЭТ) по изотерме низкотемпературной адсорбции азота на автоматическом анализаторе Sorbi-MS (ООО «Мета», Россия). Аналитический контроль исходного и текущего содержания ионов тяжелых металлов в жидкой фазе осуществляли с помощью атомно-эмиссионного спектрометра ICPE-9800 параллельного действия с индуктивно связанной плазмой (Shimadzu, Япония).

Экспериментальные исследования сорбционных свойств проводили в ста-

тических условиях (без перемешивания) с целью максимально близкой имитации естественного режима миграции и фильтрации поровых растворов в почвенных системах. В качестве рабочих использовали модельные растворы с различной концентрацией солей меди (II), свинца (II), цинка (II), никеля (II) и мышьяка (III) (в составе метаарсенит-иона AsO_2^-).

Эффективность сорбентов в отношении связывания ионов тяжелых металлов оценивали с учетом влияния двух факторов: температуры жидкой фазы и продолжительности взаимодействия в гетерогенной системе «сорбент — раствор соли тяжелого металла». На основе экспериментальных данных определяли величину предельной адсорбции и константу соответствующего равновесия. Последний параметр служил основой для последующего вычисления термодинамических характеристик процесса. Полный комплекс кинетических и термодинамических параметров был рассчитан для реперных (контрольных) ионов Cu^{2+}, Pb^{2+} и As^{3+}, тогда как эффективность адсорбции ионов Zn^{2+} и Ni^{2+} оценивали по степени их извлечения за фиксированный период времени.

Изучение кинетических закономерностей сорбции выполняли посредством аналитического контроля дискретных проб жидкой фазы, отобранных через установленные промежутки времени. На базе полученных результатов рассчитывали текущую величину адсорбции (A, моль/г) по уравнению

$$A = \frac{(C_o - C_p)\cdot V}{m}, \qquad (1)$$

где C_o и C_p — исходное и текущее (в момент времени t) содержание ионов металла в жидкой фазе соответственно, моль/л; V — объем реакционной среды (раствора), л; m — навеска сорбента, г.

Влияние продолжительности контакта фаз системы «сорбент — раствор соли тяжелого металла» на иммобилизацию металлов изучали в изотермических условиях при трех заданных значениях температуры: 278, 298 и 323 K.

Для математического описания полученных изотерм использовали линейную форму классической модели Ленгмюра [12]:

$$\frac{C}{A} = \frac{1}{A_\infty K} + \frac{1}{A_\infty}\cdot C, \qquad (2)$$

где A_∞ — величина максимальной адсорбции, моль/г; K — константа равновесия процесса адсорбции; C — содержание иона тяжелого металла в растворе, моль/л.

Численные значения величин A_∞ и K находили с помощью графического метода: в координатах $C/A = f(C)$ тангенс угла наклона прямой соответствует величине $1/A_\infty$, а отсекаемый этой прямой отрезок на оси ординат равен $1/A_\infty K$.

Полученные значения константы равновесия использовали для вычисления изменения свободной энергии Гиббса (ΔG) и энтальпии (ΔH) в процессе адсорбции:

$$\Delta G_i = -R\cdot T_i \cdot lnK_i, \qquad (3)$$

где R — универсальная газовая постоянная, Дж/(моль·K); T_i — температура, K.

$$\Delta H = \frac{R\cdot T_i \cdot T_k \cdot \ln\frac{K_i}{K_k}}{T_i - T_k}. \qquad (4)$$

Из значений ΔH и ΔG рассчитывали изменение энтропии ΔS:

$$\Delta S_i = \frac{\Delta H - \Delta G_i}{T_i}. \qquad (5)$$

Существенным этапом выполненного исследования стал анализ кинетических кривых адсорбции ионов тяжелых металлов с привлечением уравнений диффузионной кинетики. Подобный анализ

позволяет уточнить механизм протекания адсорбции и выявить лимитирующую стадию процесса [13].

Результаты

Для оценки перспектив использования в составе композитных сорбентов исследован красный шлам — техногенное сырье металлургического цикла, являющееся отходом производства глинозема по методу Байера. Химический состав шлама характеризуется доминирующим содержанием оксида железа Fe_2O_3 — 54,05% (здесь и далее — мас. %), а также значительным количеством оксида алюминия — 15,87% и диоксида кремния — 14,24%. Присутствие оксидов кальция (8,05%) и титана (4,41%) потенциально вносит дополнительный вклад в реакционную способность материала.

Выполненный рентгенофазовый анализ красного шлама позволил уточнить минералогические формы нахождения элементов, определяющие механизмы сорбции:

- гематит (α — Fe_2O_3): основная железистая матрица, ответственная за адсорбцию анионных групп;
- силикат кальция (Ca_2SiO_4): техногенный минерал, обуславливающий щелочную реакцию среды и потенциал для ионного обмена;
- муллит ($3Al_2O_3 \cdot 2SiO_2$): алюмосиликатная фаза, обеспечивающая механическую прочность структуры сорбента;
- оксид титана (TiO_2): примесная фаза, обладающая каталитической активностью.

Сложная гетерогенная структура красного шлама делает его перспективным прекурсором, однако установленная низкая величина удельной поверхности (20,7 м^2/г) указывает на возможность термической или химической (кислотной) активации для полного раскрытия сорбционного потенциала.

Второй объект исследования — осадки водоподготовки — представляют собой техногенное сырье городского хозяйства. В отличие от высокожелезистого красного шлама, данные осадки представляют собой систему с более развитой поверхностью, богатую гидроксидами металлов и фосфатными группами, характерными для минерала графтонита $(Fe,Mn,Ca)_3(PO_4)_2$. Осадки водоподготовки не требуют энергоемкой термоактивации и могут использоваться в исходном состоянии.

Экспериментальные данные, характеризующие изменение текущего содержания ионов тяжелых металлов в жидкой фазе по мере увеличения времени контакта с композитным сорбентом (осадки водоподготовки / торф 20 мас. %) в широком диапазоне температур и начальных концентраций, сведены в табл. 1.

Линейная аппроксимация температурной зависимости адсорбции в координатах $C/A = f(C)$ обеспечила возможность определения максимальной адсорбции и константы равновесия. На основе полученной константы были вычислены ключевые термодинамические функции процесса адсорбции, численные значения которых представлены в табл. 2.

Максимальное количество удерживаемого адсорбата определяется как его геометрическими размерами, так и пространственной доступностью активных центров на поверхности твердой фазы сорбента. Увеличение радиуса сорбируемых частиц закономерно снижает их возможное предельное количество на сорбенте. Это объясняет тот факт, что при одинаковом заряде ионов свинца (II) и меди (II) максимальное значение их адсорбции различается. Ввиду большего ионного радиуса свинца ($R(Pb^{2+})$ = = 0,112 нм) по сравнению с медью ($R(Cu^{2+})$ = 0,071 нм) его предельное поглощение оказывается ниже. Аналогичная тенденция прослеживается для

Таблица 1

Кинетика изменения содержания катионов тяжелых металлов в жидкой фазе при варьировании начальной концентрации и температуры раствора в присутствии сорбента (осадки водоподготовки / торф 20 мас. %)
Kinetics of changes in heavy metal cation content in the liquid phase under varying initial concentration and solution temperature in the presence of a sorbent (water treatment sludge / peat 20 wt. %)

Время контакта фаз, ч	**Концентрация, мг/л**																	
	Cu^{2+}						**Pb^{2+}**						**As^{3+}**					
	C_1			**C_2**			**C_1**			**C_2**			**C_1**			**C_2**		
	278 K	**298 K**	**323 K**	**278K**	**298 K**	**323 K**	**278K**	**298 K**	**323 K**	**278K**	**298 K**	**323 K**	**278K**	**298 K**	**323 K**	**278K**	**298 K**	**323 K**
0	275	275	275	1100	1100	1100	160	160	160	640	640	640	10	10	10	40	40	40
1	156	92	49	540	449	350	65	44	41	216	157	134	1,5	1,3	0,6	8	6	1
5	53	16	3	336	199	79	12	6	5	22	16	3	–	–	–	–	–	–
24	39	1	1	178	62	8	5	2	–	5	3	–	–	–	–	–	–	–
48	15	1	1	66	15	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

Примечание: С1 и С2 — начальные концентрации ионов тяжелых металлов в модельных растворах. Выбор значений концентраций обусловлен необходимостью моделирования высоких уровней техногенной нагрузки и оценки предельной удерживающей способности сорбционных матриц. Прочерк в таблице означает, что концентрация иона ниже предела обнаружения метода.

Таблица 2

Значения предельной адсорбции и термодинамических функций процесса поглощения тяжелых металлов композитным сорбентом (осадки водоподготовки / торф 20 мас. %) из растворов с исходной концентрацией C_1
Ultimate adsorption values and thermodynamic functions of heavy metal uptake by a composite sorbent (water treatment sludge / peat 20 wt. %) from solutions with an initial concentration of C_1

Катион	*T*, K	Предельная адсорбция, A_∞, ммоль/г	Константа адсорбции, $K \cdot 10^{-3}$	ΔG, кДж/моль	ΔH, кДж/моль	ΔS, кДж/(моль.K)
Cu^{2+}	278	43,48	6,133	–20,154	+63,705	+0,302
	298	45,45	17,60	–24,206		+0,295
	323	43,48	285,2	–33,729		+0,302
Pb^{2+}	278	8,13	24,60	–23,367	+49,935	+0,264
	298	7,75	55,82	–27,082		+0,258
	323	7,69	501,2	–35,232		+0,264
As^{3+}	278	5,88	151,2	–27,530	+18,033	+0,164
	298	5,40	451,2	–32,257		+0,169
	323	5,41	448,9	–34,937		+0,164
Примечание: Численные значения концентраций C_1 соответствуют значениям табл. 1.						

мышьяксодержащего иона: из-за более крупных габаритов этой частицы по сравнению с катионами Cu^{2+} и Pb^{2+} рассчитанная для нее величина предельной адсорбции принимает наименьшие значения.

Расчет величины изменения энтальпии (ΔH, кДж/моль) выполнен для температурного диапазона 278 – 323 K исходя из допущения об инвариантности данной термодинамической функции в исследуемых границах.

Отрицательные значения изобарно-изотермического потенциала ΔG во всем исследованном температурном диапазоне свидетельствуют о самопроизвольном протекании адсорбции ионов на композиционном сорбенте. Снижение величины ΔG (увеличение по модулю) при нагревании системы указывает на термодинамическую предпочтительность и интенсификацию процесса сорбции при повышенных температурах.

Эндотермический характер адсорбции всех исследуемых ионов подтверждается расчетными положительными величинами изменения энтальпии ΔH, так как для фиксации ионов на активных центрах матрицы сорбента требуется преодоление энергетического барьера. Этот барьер связан с необходимостью частичного или полного разрушения прочных гидратных оболочек как самих ионов в растворе, так и функциональных групп композиционного материала.

Положительный знак изменения энтропии ΔS в процессе связывания ионов указывает на то, что движущей силой процесса является энтропийный фактор. Несмотря на локализацию и упорядочение подвижных ионов на фиксированных активных центрах матрицы сорбента (что должно снижать энтропию), суммарный баланс системы положителен. Это объясняется дегидратацией сорбционных центров и связываемых ионов: количество высвобождающихся и переходящих в объем раствора молекул воды резко увеличивает хаотичность системы, полностью компенсируя потерю подвижности адсорбированных ионов, что хорошо согласуется с результатами ана-

логичных исследований [14]. Неизменность расчетных значений ΔS на границах исследуемого температурного интервала (278 K и 323 K) обусловлена использованием интегральной формы уравнения Вант-Гоффа, предполагающего постоянство энтальпии и энтропии в узком диапазоне температур. Незначительное отклонение энтропийного фактора в точке 298 K отражает погрешность экспериментального определения констант равновесия.

Результаты выполненных экспериментов и проведенных термодинамических расчетов подтверждают высокое сродство к ионам тяжелых металлов примененного композитного сорбента на основе осадков водоподготовки.

Согласно представленным в табл. 1 результатам исследований, повышение температуры обусловливает рост сорбционного связывания катионов тяжелых металлов при фиксированной продолжительности процесса. Наиболее выраженно отмеченный эффект прослеживается в отношении соединений меди. В частности, через 1 ч взаимодействия сорбента с медьсодержащим раствором (начальная концентрация 275 мг/л) остаточное содержание ионов Cu^{2+} при 50 °C оказывается ниже аналогичного показателя при 5 °C в 3,2 раза.

Оценка кинетики процесса свидетельствует, что в условиях комнатной температуры интенсивное падение концентрации уже на начальном этапе эксперимента (в течение первого часа) регистрируется для всех исследованных ионов тяжелых металлов. Так, количество катионов Cu^{2+} снижается приблизительно в 3 раза, ионов Pb^{2+} — в 3,6 раза, а для ионов As^{3+} падение достигает 7,7-кратного значения. При этом зафиксировано полное извлечение металлов из жидкой фазы в разные временные интервалы: катионы Pb^{2+} аналитически не определяются в растворе спустя двое суток (48 ч), тогда как мышьяк (III) полностью удаляется уже к пятому часу контроля. При этом практически полное связывание ионов свинца (II) и мышьяка (III) из модельных растворов зафиксировано при всех исследованных исходных концентрациях и температурах. Несколько меньшая эффективность адсорбции отмечена в отношении ионов меди (II) при пониженной температуре из раствора с относительно высокой концентрацией. Так, при температуре 5 °C из раствора, имеющего концентрацию 1100 мг/л, за 48 ч

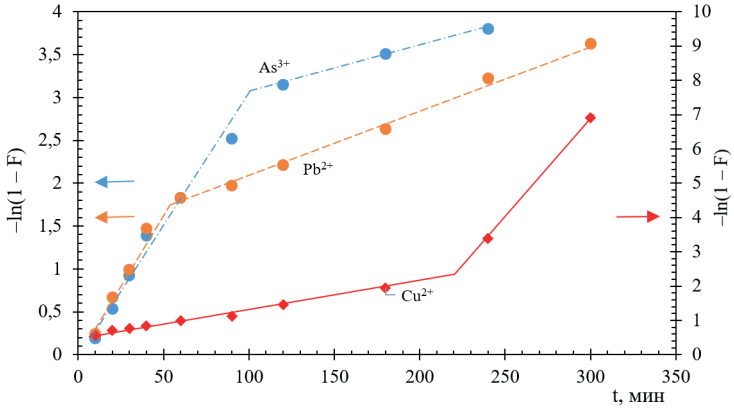


Рис. 1. Адсорбция ионов тяжелых металлов композитным сорбентом (осадки водоподготовки / торф 20 мас. %) при 298 K из растворов с исходной концентрацией 20 ПДК. Зависимость −ln(1 − F) = f(t)

Fig. 1. Adsorption of heavy metal ions by a composite sorbent (water treatment sludge / 20 wt. % peat) at 298 K from solutions with an initial concentration of 20 MAC. Dependence −ln(1 − F) = f(t)

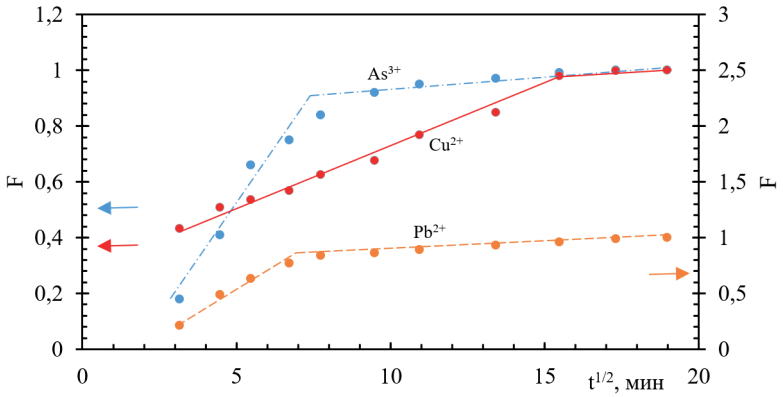


Рис. 2. Адсорбция ионов тяжелых металлов композитным сорбентом (осадки водоподготовки / торф 20 мас. %) при 298 K из растворов с исходной концентрацией 20 ПДК. Зависимость F = f(t1/2)

Fig. 2. Adsorption of heavy metal ions by a composite sorbent (water treatment sludge / 20 wt.% peat) at 298 K from solutions with an initial concentration of 20 MAC. Dependence F = f(t1/2)

эксперимента связывается 94% ионов меди (II).

Для выявления лимитирующего звена исследуемых сорбционных процессов использовали классический кинетический подход. Фиксируемая скорость адсорбции может контролироваться как подводом ионов из объема раствора к границе раздела фаз (внешним массопереносом), так и перемещением адсорбата в пористом пространстве сорбента (внутрипоровой диффузией). Поэтому кинетические данные обработали с помощью моделей Бойда и Морриса–Вебера, построив графики в координатах $-\ln(1 - F) = f(t)$ и $F = f(t^{1/2})$, где t — время, F — степень достижения равновесия в анализируемой системе [15]. В свою очередь, $F = A_t / A_p$, где A_t — количество адсорбированного вещества в момент времени t, A_p — количество адсорбированного вещества в состоянии равновесия.

Семейства полученных соответствующих характерных графических зависимостей приведены на рис. 1 и 2.

Линейная зависимость в координатах $-\ln(1 - F) = f(t)$ (см. рис. 1) может рассматриваться в качестве подтверждения преобладания внешнедиффузионного механизма [15]. Согласно представленным на рис. 1 графическим данным, на стартовом этапе взаимодействия кинетические зависимости поглощения катионов тяжелых металлов имеют выраженный линейный характер. Подобный вид графиков указывает на то, что в начальный период экспозиции скорость массопереноса лимитируется переносом извлекаемых компонентов из объема жидкой фазы к внешней границе раздела сред.

Представленные на рис. 2 кинетические зависимости адсорбции $F = f(t^{1/2})$ также имеют линейный вид на начальных стадиях взаимодействия (в области малых значений временных интервалов), после чего наблюдается их отклонение от прямолинейности. По мере продолжения эксперимента на графиках регистрируются характерные изломы, что косвенно указывает на возрастающее значение переноса вещества за счет внутренней диффузии по мере насыщения активных центров сорбента [15]. Согласно исследованиям авторов работ [15, 16], подобный характер кривых отражает переход контроля над суммарной скоростью процесса к массопереносу непосредственно в твердой фазе. Очевидно,

что общая кинетика извлечения ионов тяжелых металлов определяется сопряженным действием как внешне-, так и внутридиффузионных факторов. Из этого вытекает, что связывание катионов тяжелых металлов композитным сорбентом реализуется в смешанно-диффузионной области, где скорость поглощения лимитируется одновременно транспортом извлекаемых компонентов через пограничный слой жидкости и их миграцией в структуре самого сорбента.

В зависимости от природы взаимодействия между контактирующими фазами принято разграничивать физическую адсорбцию, обусловленную проявлением дисперсионных и электростатических взаимодействий, хемосорбцию, протекающую за счет химического реагирования компонентов, а также ионный обмен, основанный на эквивалентном замещении подвижных ионов между твердой матрицей и раствором электролита [17]. В реальных гетерогенных системах указанные механизмы фиксации зачастую реализуются параллельно, дополняя друг друга.

Выявленное в ходе проведенных исследований влияние температуры и временного фактора на адсорбцию ионов тяжелых металлов указывает, что исследуемый процесс может быть обусловлен наличием ионообменного взаимодействия. Композитный сорбент на основе осадков водоподготовки с добавкой торфа отличается многокомпонентным составом, включающим широкий спектр катионных и анионных комплексов. Результаты рентгенофазового и химического анализа свидетельствуют о присутствии в составе осадков водоподготовки фосфатных анионов, локализованных в структуре минерала графтонита $(Fe,Mn,Ca)_3(PO_4)_2$. Графтонит — малорастворимое соединение [18], но при контакте с водой часть молекул трудно-растворимого вещества переходит из твердой фазы в жидкую и диссоциирует на ионы. Концентрация образующегося при этом насыщенного раствора трудно-растворимого вещества характеризует его растворимость. Введение катионов свинца или меди в такой раствор стимулирует связывание фосфат-анионов, образующихся при диссоциации растворенной части графтонита, в новые гетерогенные фазы фосфатов тяжелых металлов. Движущей силой процесса выступает существенно меньшая растворимость образующихся индивидуальных фосфатов тяжелых металлов по сравнению с исходным комплексным минералом. Поэтому возможность присутствия ионов тяжелых металлов в подвижной (растворимой) форме сильно ограничена данным лимитирующим фактором.

Термодинамическая константа растворимости (произведение растворимости) ортофосфата свинца $Pb_3(PO_4)_2$ имеет крайне низкое значение — $7{,}9 \cdot 10^{-43}$ (при 298 K), что обеспечивает высокую вероятность протекания фазового перехода с участием иона PO_4^{3-} в процессе сорбции. Из-за столь малого значения термодинамического параметра растворимости расчетное равновесное содержание катионов Pb^{2+} над осадком ортофосфата в насыщенном растворе составляет порядка 0,000923 мг/л (после округления — 0,001 мг/л). Такое содержание свинца примерно на один порядок величины меньше законодательно установленного гигиенического лимита для водных объектов (0,03 мг/л согласно СанПиН 2.1.4.1074-01) и гарантирует глубокую детоксикацию поровых растворов.

Аналогичные вычисления для гетерогенной системы — насыщенного раствора ортофосфата меди (II) — демонстрируют, что равновесное содержание катионов Cu^{2+} достигает значения 0,00318 мг/л. Полученный показатель на три порядка величины ниже гигиенического норматива для питьевых вод

(1,0 мг/л) и обеспечивает перевод меди в термодинамически стабильную и недоступную для миграции форму.

Таким образом, одним из ключевых механизмов извлечения ионов в процессе сорбции выступает ионообменное осаждение с формированием труднорастворимых солевых фаз. В основе данного взаимодействия лежит замещение анионных групп исходных малорастворимых компонентов композиционного сорбента с образованием еще более стабильных осадков с катионами тяжелых металлов. Такое превращение характеризуется выраженной кинетической зависимостью и лимитируется массопереносом, что полностью согласуется со стадиями диффузии, зафиксированными в ходе проведенных исследований.

Следует отметить, что мышьяксодержащие анионы эффективно связываются гидроксидными соединениями алюминия и железа в широком интервале значений pH [19]. Эти минеральные фазы изначально присутствуют в осадках водоочистки. Механизм связывания арсенит-ионов базируется на ионообменном замещении поверхностных OH-групп, что приводит к формированию стабильных внутрисферных бидентатных комплексов. Аналогичный химизм комплексообразования характерен также для взаимодействия арсенит-ионов с гидроксидами марганца [20].

Сравнительный анализ показывает, что в красном шламе, благодаря доминированию гематита, механизмы сорбции могут иметь свою специфику. Железистая матрица красного шлама склонна к образованию устойчивых поверхностных комплексов с анионными загрязнителями, причем как с арсенит-, так и с арсенат-ионами. В то время как для осадков водоподготовки лимитирующим фактором является диффузия в порах, для красного шлама ключевым фактором становится доступность активных центров железа, что может требовать предварительной деструкции кристаллических решеток силикатов.

В случае применения красного шлама, согласно его фазовому составу, в качестве основных можно рассматривать два следующих направления:

• магнитная сепарация: наличие 54,05% оксидов железа позволяет путем восстановительного обжига переводить гематит в магнетит (Fe_3O_4). Это дает красному шламу преимущество перед осадками водоподготовки — возможность быстрого отделения отработанного сорбента методом магнитной сепарации;

• специфическая адсорбция: высокое содержание Al_2O_3 (15,87%) и TiO_2 (4,41%) в шламе расширяет спектр поглощаемых токсикантов, включая газы почвенного профиля (H_2S, SO_2), что делает его более универсальным сорбентом в условиях многокомпонентного промышленного загрязнения.

Для композита на основе осадков водоподготовки процесс адсорбции протекает в смешанно-диффузионном режиме. Точки перегиба на кинетических кривых (см. рис. 2) указывают на переход от внешней диффузии к внутреннему массопереносу. Для красного шлама данный переход может быть более выраженным из-за мелкодисперсного состава и низкой исходной пористости. Это подтверждает предположение о возможности активации красного шлама (кислотной или термической) для выравнивания скоростей диффузии и достижения максимальной адсорбционной емкости, сопоставимой с осадками водоподготовки. Использование осадков водоподготовки в сочетании с торфом обеспечивает иммобилизацию ионов тяжелых металлов за счет ионного обмена, тогда как красный шлам представляет собой перспективную матрицу для создания селективных систем с возможностью магнитной сепарации.

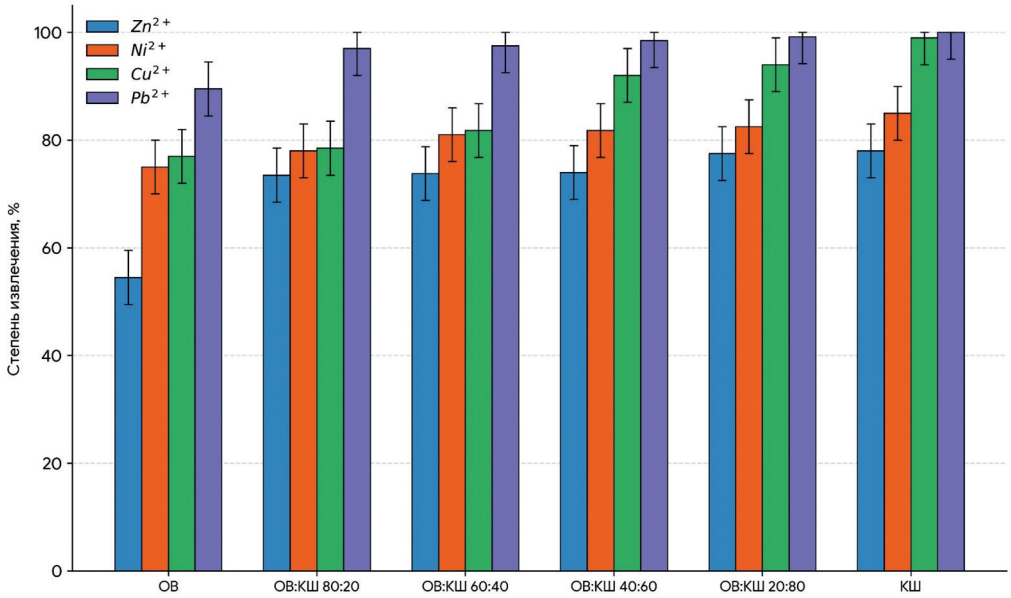


Рис. 3. Степень извлечения ионов тяжелых металлов осадками водоподготовки, красным шламом и композитными сорбентами на их основе

Fig. 3. Heavy metal ion recovery rate by water treatment sludge, red mud, and composite sorbents based on them

В реальных почвенных условиях на эффективность процесса сорбции могут влиять как pH среды, так и присутствие конкурирующих катионов макроэлементов, например Ca^{2+} и Mg^{2+}. Однако рассматриваемые композиты обладают выраженным автокомпенсационным действием: присутствие силиката кальция в красном шламе обеспечивает стабильную щелочную реакцию, а органическое вещество торфа создает высокую буферную емкость, стабилизируя pH в оптимальном для хемосорбции диапазоне. Конкурирующее влияние катионов почвенного комплекса также минимизировано, поскольку движущей силой процесса является ионообменное осаждение соединений тяжелых металлов с экстремально низкой растворимостью, что делает их термодинамически значительно более устойчивыми, чем соединения кальция или магния.

Результаты испытаний сорбционной способности красного шлама (КШ) и композитных сорбентов на основе красного шлама и осадков водоподготовки (ОВ) представлены на рис. 3. Исходная концентрация модельных растворов тяжелых металлов составляла 150,0 мг/л (по металлу). Объем модельного раствора — 100,0 мл, навеска сорбента — 1,0 г, продолжительность эксперимента — 24 ч. Составы композитных сорбентов выражены в массовых процентах.

Из рис. 3 следует, что максимальное связывание из раствора среди исследованных тяжелых металлов имеет место для ионов Pb^{2+}. Степень извлечения данного иона осадками водоподготовки близка к 90%. При добавлении красного шлама к осадкам водоподготовки наблюдается рост эффективности сорбции иона тяжелого металла. Полное замещение осадков водоподготовки красным шламом приводит практически к 100 %-ному связыванию ионов свинца.

В отношении иммобилизации ионов Cu^{2+} минимальное значение параметра, равное 77%, отмечено в случае осадков водоподготовки. При добавлении крас-

ного шлама к осадкам водоподготовки также отмечено повышение эффективности связывания данных ионов: для композита ОВ:КШ 80:20 — 79%, ОВ:КШ 60:40 — 82%, ОВ:КШ 40:60 — 92%, ОВ:КШ 20:80 — 94%. Максимальное извлечение ионов меди из раствора, равное 99%, происходит в случае применения красного шлама.

В отношении ионов Zn^{2+} и Ni^{2+} проявляется аналогичная тенденция роста степени извлечения при замещении осадков водоподготовки в составе сорбента на красный шлам. Так, для ионов Ni^{2+} эффективность связывания осадками водоподготовки, составляющая 75%, увеличивается до 85% в случае замены осадков водоподготовки красным шламом. Тем самым подтверждается возможность высокой эффективности иммобилизации ионов тяжелых металлов в случае применения красного шлама как в индивидуальном состоянии, так и в составе композитных сорбентов.

Рассматривая возможность регенерации сорбентов в условиях ремедиации земель, необходимо разделить подходы к двум типам сырья. Для композитов на основе осадков водоподготовки и торфа регенерация не предусматривается, так как осадки и торф выполняют роль пролонгированного почвенного мелиоранта постоянного действия. В то же время для сорбентов на основе красного шлама регенерация выступает возможным решением при очистке высокозагрязненных почвенных грунтов, обрабатываемых в виде суспензий или пульпы. Благодаря возможности перевода гематита в магнетит отработанный мелкодисперсный сорбент, насыщенный токсикантами, селективно извлекается из основной массы почвогрунта методом магнитной сепарации. Извлеченный магнитный шлам может быть подвергнут химической десорбции тяжелых металлов и возвращен в технологический цикл.

Заключение

1. Установлено, что использование техногенного сырья различного генезиса — красного шлама (металлургического отхода) и осадков водоподготовки (продукта коммунального хозяйства) — является эффективной стратегией создания композитных сорбентов. Высокое содержание активных оксидов железа в красном шламе (54,05 мас. % Fe_2O_3) и фосфатсодержащей фазы в осадках водоподготовки предопределяет их высокую сорбционную емкость по отношению к ионам тяжелых металлов.

2. На основании термодинамического анализа адсорбции ионов тяжелых металлов композитным сорбентом (осадки водоподготовки — торф (20 мас. %)) выявлен самопроизвольный характер процесса (отрицательные значения ΔG). Рост эффективности адсорбции при повышении температуры свидетельствует о преобладании химического взаимодействия и ионного обмена.

3. Экспериментально подтверждено, что адсорбция ионов Cu^{2+}, Pb^{2+}, As^{3+} протекает в смешанно-диффузионном режиме. Лимитирующей стадией является как внешний массоперенос, так и внутренняя диффузия в порах композита. Для красного шлама, ввиду его мелкодисперсного состава, лимитирующая роль внутридиффузионного торможения может быть выражена сильнее, что обосновывает перспективность его предварительной активации.

4. Осадки водоподготовки обеспечивают быструю иммобилизацию ионов тяжелых металлов за счет образования труднорастворимых соединений. В то же время красный шлам, благодаря фазовому составу (гематит, муллит, диоксид титана), является более универсальной матрицей, потенциально пригодной для очистки почв и позволяющей использовать метод магнитной сепарации для отделения отработанного сорбента

с возможностью его последующей регенерации.

5. Совместное использование техногенного сырья (осадки водоподготовки, красный шлам) в сочетании с природным мелиорантом (торфом) соответствует принципу «зеленой» утилизации, а также способно обеспечить эффективную ремедиацию техногенно загрязненных земель и снижение экологической нагрузки от накопленных промышленных отходов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Zhao L., Wang Z., Kong L., Zhao Z., Geng B., Gu S., Li Y., Han X., Liu S., Li B., Zhang J., Zhao M.* Risk assessment of soil heavy metals in mining activity areas: a case study in Eastern Shandong Province, China // Environmental Earth Sciences. 2023, vol. 82, article 513. DOI: 10.1007/s12665-023-11204-7.

2. *Shentu J., Fang Y., Wang Y., Cui Y., Zhu M.* Bioaccessibility and reliable human health risk assessment of heavy metals in typical abandoned industrial sites of southeastern China // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2023, vol. 256, article 114870. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.114870.

3. *Raffa C. M., Chiampo F., Shanthakumar S.* Remediation of metal/metalloid-polluted soils: A short review // Applied Sciences. 2021, vol. 11, no. 9, article 4134. DOI: 10.3390/app11094134.

4. *Song P., Xu D., Yue J., Ma Y., Dong S., Feng J.* Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review // Science of the Total Environment. 2022, vol. 838, no. 3, article 156417. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156417.

5. *Ebelegi A. N., Ayawei N., Wankasi D.* Interpretation of Adsorption thermodynamics and kinetics // Open Journal of Physical Chemistry. 2020, vol. 10, no. 3, pp. 166 — 182. DOI: 10.4236/ojpc.2020.103010.

6. *Kwikima M. M.*, Chebude Y., *Meshesha B. T.* Kinetics, adsorption isotherms, thermodynamics, and desorption studies of cadmium removal from aqueous solutions using bamboo sawdust/rice husk biochar // Biomass Conversion and Biorefinery. 2023, vol. 13, no. 11, pp. 9367 — 9379. DOI: 10.1007/s13399-022-03472-3.

7. *Li G., Liu J., Yi L., Luo J., Jiang T.* Bauxite residue (red mud) treatment: Current situation and promising solution // Science of the Total Environment. 2024, vol. 948, article 174757. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.174757.

8. *Cui W., Cui Q., Dong X., Liu J., Song K., Xie M., Yao X.* Current research status and emerging trends in utilization of red mud resources: A study based on bibliometric network analysis // Construction and Building Materials. 2024, vol. 442, article 137605. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2024.137605.

9. *Meshram N., Lini Dev K.* Sustainable utilization of red mud as recycled waste: A critical review and future research directions // Indian Geotechnical Journal. 2026, vol. 56, pp. 408 — 423. DOI: 10.1007/s40098-024-00997-4.

10. *Rajković M., Jelić I., Janković M., Antonijević D., Šljivić-Ivanović M.* Red mud as an adsorbent for hazardous metal ions: Trends in utilization // Toxics. 2025, no. 2, article 107. DOI: 10.3390/toxics13020107.

11. *Юрак В. В.*, *Апакашев Р. А.*, *Лебзин М. С.*, *Малышев А. Н.* Композитные сорбенты из природного и техногенного сырья: оптимизация состава для рекультивации // Горный информационно-аналитический бюллетень. — 2023. — № 12-1. — С. 177 — 191. DOI: 10.25018/0236-1493-2023-121-0-177.

12. *Дударев В. И.*, *Филатова Е. Г.* Исследование адсорбции токсичных ионов электрогенерируемым гиббситом // Физикохимия поверхности и защита материалов. — 2021. — Т. 57. — № 2. — С. 166 — 171. DOI: 10.31857/S0044185621020054.

13. *Маслова М. В.*, *Евстропова П. Е.* Кинетика сорбции катионов кадмия и кобальта сорбентом на основе фосфата титана // Журнал физической химии. — 2021. — Т. 95. — № 10. — С. 1585 — 1590. DOI: 10.31857/S0044453721100198.

14. *Yakkerimath S.*, *Kulkarni R. M.*, *Divekar S. V.*, *Chate V. R.*, *Purandara Bekal K.* Kinetic, adsorption, and thermodynamic study of removal of Cr6+ by iron-rich natural clay minerals // Desalination and Water Treatment. 2024, vol. 318, article 100302. DOI: 10.1016/j.dwt.2024.100302.

15. *Маслова М. В.*, *Иваненко В. И.*, *Герасимова Л. Г.* Влияние температуры на кинетику сорбции катионов стронция сорбентом на основе фосфата титана // Журнал физической химии. — 2019. — Т. 93. — № 7. — С. 1002 — 1008. DOI: 10.1134/S0044453719060219.

16. *Тимофеев К. Л.*, *Мальцев Г. И.*, *Свиридов А. В.* Кинетика сорбции ионов индия, железа и цинка на модифицированном монтмориллоните // Вестник Московского университета. Серия 2. Химия. — 2017. — Т. 58. — № 3. — С. 135—142.

17. *Teğin İ., Batur M. Ş., Yavuz Ö., Saka C.* Removal of Cu (II), Pb (II) and Cd (II) metal ions with modified clay composite: kinetics, isotherms and thermodynamics studies // International Journal of Environmental Science and Technology. 2023, vol. 20, pp. 1341—1356. DOI: 10.1007/s13762-022-04028-8.

18. *Смольянинова В. Н.* Новые минералы. LXXIII // Записки Российского минералогического общества. — 2019. — № 6. — С. 42. DOI: 10.30695/zrmo/2019.1486.02.

19. *Baigorria E., Cano L., Sapag K., Alvarez V.* Removal efficiency of As(III) from aqueous solutions using natural and Fe(III) modified bentonites // Environmental Technology. 2022, vol. 43, no. 24, pp. 3728—3741. DOI: 10.1080/09593330.2021.1934559.

20. *Aftabtalab A., Rinklebe J., Shaheen S. M., Niazi N. K., Moreno-Jiménez E., Schaller J., Knorr K.-H.* Review on the interactions of Arsenic, Iron (Oxy)(Hydr)Oxides, and dissolved organic matter in soils, sediments, and groundwater in a ternary system // Chemosphere. 2022, vol. 286, article 131790. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131790. ГИАБ

REFERENCES

1. Zhao L., Wang Z., Kong L., Zhao Z., Geng B., Gu S., Li Y., Han X., Liu S., Li B., Zhang J., Zhao M. Risk assessment of soil heavy metals in mining activity areas: a case study in Eastern Shandong Province, China. *Environmental Earth Sciences*. 2023, vol. 82, article 513. DOI: 10.1007/s12665-023-11204-7.

2. Shentu J., Fang Y., Wang Y., Cui Y., Zhu M. Bioaccessibility and reliable human health risk assessment of heavy metals in typical abandoned industrial sites of southeastern China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023, vol. 256, article 114870. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2023.114870.

3. Raffa C. M., Chiampo F., Shanthakumar S. Remediation of metal/metalloid-polluted soils: A short review. *Applied Sciences*. 2021, vol. 11, no. 9, article 4134. DOI: 10.3390/app11094134.

4. Song P., Xu D., Yue J., Ma Y., Dong S., Feng J. Recent advances in soil remediation technology for heavy metal contaminated sites: A critical review. *Science of the Total Environment*. 2022, vol. 838, no. 3, article 156417. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156417.

5. Ebelegi A. N., Ayawei N., Wankasi D. Interpretation of Adsorption thermodynamics and kinetics. *Open Journal of Physical Chemistry*. 2020, vol. 10, no. 3, pp. 166—182. DOI: 10.4236/ojpc.2020.103010.

6. Kwikima M. M., Chebude Y., Meshesha B. T. Kinetics, adsorption isotherms, thermodynamics, and desorption studies of cadmium removal from aqueous solutions using bamboo sawdust/rice husk biochar. *Biomass Conversion and Biorefinery*. 2023, vol. 13, no. 11, pp. 9367—9379. DOI: 10.1007/s13399-022-03472-3.

7. Li G., Liu J., Yi L., Luo J., Jiang T. Bauxite residue (red mud) treatment: Current situation and promising solution. *Science of the Total Environment*. 2024, vol. 948, article 174757. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.174757.

8. Cui W., Cui Q., Dong X., Liu J., Song K., Xie M., Yao X. Current research status and emerging trends in utilization of red mud resources: A study based on bibliometric network analysis. *Construction and Building Materials*. 2024, vol. 442, article 137605. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2024.137605.

9. Meshram N., Lini Dev K. Sustainable utilization of red mud as recycled waste: A critical review and future research directions. *Indian Geotechnical Journal.* 2026, vol. 56, pp. 408—423. DOI: 10.1007/s40098-024-00997-4.

10. Rajković M., Jelić I., Janković M., Antonijević D., Šljivić-Ivanović M. Red mud as an adsorbent for hazardous metal ions: Trends in utilization. *Toxics*. 2025, no. 2, article 107. DOI: 10.3390/toxics13020107.

11. Yurak V. V., Apakashev R. A., Lebzin M. S., Malyshev A. N. Composite sorbents from natural and man-made raw materials: optimization of composition for reclamation. *MIAB. Mining Inf. Anal. Bull.* 2023, no. 12-1, pp. 177—191. [In Russ]. DOI: 10.25018/0236-1493-2023-121-0-177.

12. Dudarev V. I., Filatova E. G. Investigation of the adsorption of toxic ions by electrogenerated gibbsite. *Physical chemistry of the surface and protection of materials*. 2021 vol. 57, no. 2, pp. 166—171. [In Russ]. DOI: 10.31857/S0044185621020054.

13. Maslova M. V., Evstropova P. E. Kinetics of sorption of cadmium and cobalt cations by a sorbent based on titanium phosphate. *Journal of Physical Chemistry*. 2021, vol. 95, no. 10, pp. 1585—1590. [In Russ]. DOI: 10.31857/S0044453721100198.

14. Yakkerimath S., Kulkarni R. M., Divekar S. V., Chate V. R., Purandara Bekal K. Kinetic, adsorption, and thermodynamic study of removal of Cr6+ by iron-rich natural clay minerals. *Desalination and Water Treatment*. 2024, vol. 318, article 100302. DOI: 10.1016/j.dwt.2024.100302.

15. Maslova M. V., Ivanenko V. I., Gerasimova L. G. Influence of temperature on the kinetics of sorption of strontium cations by a sorbent based on titanium phosphate. *Journal of Physical Chemistry*. 2019, vol. 93, no. 7, pp. 1002—1008. [In Russ]. DOI: 10.1134/S0044453719060219.

16. Timofeev K. L., Maltsev G. I., Sviridov A. V. Kinetics of Indium, Iron, and Zinc ion sorption on modified montmorillonite. *Bulletin of Moscow University. Series 2. Chemistry*. 2017, vol. 58, no. 3, pp. 135—142.

17. Teğin İ., Batur M. Ş., Yavuz Ö., Saka C. Removal of Cu (II), Pb (II) and Cd (II) metal ions with modified clay composite: kinetics, isotherms and thermodynamics studies. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2023, vol. 20, pp. 1341—1356. DOI: 10.1007/s13762-022-04028-8.

18. Smolyaninova V. N. New minerals. LXXIII. *Notes of the Russian Mineralogical Society*. 2019, no. 6, pp. 42. DOI: 10.30695/zrmo/2019.1486.02.

19. Baigorria E., Cano L., Sapag K., Alvarez V. Removal efficiency of As(III) from aqueous solutions using natural and Fe(III) modified bentonites. *Environmental Technology*. 2022, vol. 43, no. 24, pp. 3728—3741. DOI: 10.1080/09593330.2021.1934559.

20. Aftabtalab A., Rinklebe J., Shaheen S. M., Niazi N. K., Moreno-Jiménez E., Schaller J., Knorr K.-H. Review on the interactions of Arsenic, Iron (Oxy)(Hydr)Oxides, and dissolved organic matter in soils, sediments, and groundwater in a ternary system. *Chemosphere*. 2022, vol. 286, article 131790. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.131790.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Апакашев Рафаил Абдрахманович[1] — д-р хим. наук,
профессор, профессор, e-mail: Apakashev.R@m.ursmu.ru,
ORCID ID: 0000-0002-9006-3667,
Малышев Александр Николаевич[1] — инженер-исследователь,
e-mail: malyshev.k1b@gmail.com,
ORCID ID: 0000-0002-3104-1687,
Лебзин Максим Сергеевич[1] — канд. техн. наук,
старший научный сотрудник, e-mail: az_ma@mail.ru,
ORCID ID: 0000-0001-5959-135X,
Курмачева Вера Сергеевна[1] — магистрант,
e-mail: verakurmacheva55@mail.ru, ORCID ID: 0000-0005-5925-021X,
[1] Уральский государственный горный университет.
Для контактов: Апакашев Р.А., e-mail: Apakashev.R@m.ursmu.ru.

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

R.A. Apakashev[1], Dr. Sci. (Chem.), Professor, Professor,
e-mail: Apakashev.R@m.ursmu.ru, ORCID ID: 0000-0002-9006-3667,
A.N. Malyshev[1], Research Engineer,
e-mail: malyshev.k1b@gmail.com, ORCID ID: 0000-0002-3104-1687,
M.S. Lebzin[1], Cand. Sci. (Eng.), Senior Researcher,
e-mail: az_ma@mail.ru, ORCID ID: 0000-0001-5959-135X,
V.S. Kurmacheva[1], Master's Student, e-mail: verakurmacheva55@mail.ru,
ORCID ID: 0000-0005-5925-021X,
[1] Ural State Mining University, 620144, Ekaterinburg, Russia.
Corresponding author: R.A. Apakashev, e-mail: Apakashev.R@m.ursmu.ru.

Получена редакцией 01.06.2026; получена после рецензии 17.07.2026; принята к печати 10.10.2026.
Received by the editors 01.06.2026; received after the review 17.07.2026; accepted for printing 10.10.2026.