ИЗВЛЕЧЕНИЕ Sb(III) ИЗ ВОДНЫХ РАСТВОРОВ АЛЮМОСИЛИКАТАМИ ИЗ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА РИСА

С.В. Довгань, О.Д. Арефьева, Н.В. Макаренко, М.А. Цветнов, А.Е. Панасенко

Сергей Витальевич Довгань (ORCID 0009-0009-2118-1703)

Департамент ядерных технологий, Дальневосточный федеральный университет, о. Русский, б. Аякс-10, Владивосток, Российская Федерация, 690922

E-mail: dovgan.sv@dvfu.ru

Ольга Дмитриевна Арефьева (ORCID 0000-0001-8001-4370), Наталья Викторовна Макаренко (ORCID 0009-0003-7955-008X) *, Александр Евгеньевич Панасенко (ORCID 0000-0001-7875-6068)

Лаборатория химии редких металлов, Институт химии Дальневосточного отделения Российской Академии наук, пр. 100-летия Владивостока, 159 Д, Владивосток, Российская Федерация, 690022 E-mail: arefeva.od@dvfu.ru, makarenko@ich.dvo.ru*, panasenko@ich.dvo.ru

Михаил Александрович Цветнов (ORCID 0009-0009-5274-0143)

Департамент химии и материалов, Дальневосточный федеральный университет, о. Русский, б. Аякс-10, Владивосток, Российская Федерация, 690922 E-mail: tsvetnov.ma@dvfu.ru

В статье представлены результаты исследования сорбции сурьмы(III) из водных растворов алюмосиликатами калия, полученными из рисовой соломы и шелухи. Установлен химический состав, строение и физико-химические характеристики полученных биогенных образцов. Кинетика сорбции ионов Sb(III) алюмосиликатами калия была исследована при помощи моделей диффузионной и химической кинетики. Показано, что скорость процесса сорбции сурьмы на исследованных алюмосиликатах лимитируется смешаннодиффузионным проиессом, а также стадией химического взаимодействия катионов сурьмы с поверхностью сорбента. Показано, что в диапазоне концентраций 0,017-0,1 ммоль/л процесс адсорбции Sb(III) природными материалами определяется химическим взаимодействием с поверхностью образцов и подчиняется модели Фрейндлиха, что свидетельствует о неоднородности поверхности сорбентов. Исследовано влияние среды раствора на сорбцию сурьмы(III) алюмосиликатами. Показано, что поверхность адсорбента имеет положительный заряд в кислой среде и отрицательный заряд в нейтральной среде. С увеличением pH раствора сорбционная активность для всех сорбентов снижается. Десорбция Sb(III) зависит от времени контакта сорбента с раствором и от среды раствора, причем десорбция выше в нейтральной среде. Результаты исследования показывают, что алюмосиликаты калия, полученные из рисовой соломы и шелухи, являются перспективными материалами для удаления сурьмы(III) из водных растворов. Данные исследования позволяют дать рекомендации по выбору материалов для очистки растворов от ионов Sb(III), расширяя спектр используемых в настоящее время природных сорбентов на основе растительного сырья, а также решить актуальную эколого-экономическую проблему – утилизацию отходов рисового производства.

Ключевые слова: отходы производства риса, рисовая шелуха и солома, алюмосиликаты, сурьма(III)

Для цитирования:

Довгань С.В., Арефьева О.Д., Макаренко Н.В., Цветнов М.А., Панасенко А.Е. Извлечение Sb(III) из водных растворов алюмосиликатами из отходов производства риса. Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2024. Т. 67. Вып. 4. C. 53-63. DOI: 10.6060/ivkkt.20246704.6935.

For citation:

Dovgan S.V., Arefieva O.D., Makarenko N.V., Tsvetnov M.A., Panasenk A.E. Extraction of Sb(III) from aqueous solutions with aluminosilicates from rice production waste. ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]. 2024. V. 67. N 4. P. 53-63. DOI: 10.6060/ivkkt.20246704.6935.

EXTRACTION OF Sb(III) FROM AQUEOUS SOLUTIONS WITH ALUMINOSILICATES FROM RICE PRODUCTION WASTE

S.V. Dovgan, O.D. Arefieva, N.V. Makarenko, M.A. Tsvetnov, A.E. Panasenko

Sergey. V. Dovgan (ORCID 0009-0009-2181-1703)

Department of Nuclear Technology, Far Eastern Federal University, Ajax-10, Vladivostok, 690922, Russia E-mail: dovgan.sv@dvfu.ru

Olga D. Arefieva (ORCID 0000-0001-8001-4370), Natalia V. Makarenko (ORCID 0009-0003-7955-008X)*, Alexander E. Panasenko (ORCID 0000-0001-7875-6068)

Laboratory of Chemistry of Rare Metals, Institute of Chemistry, Far Eastern Branch of the Russian Academy of Sciences, Pr. 100-letiya Vladivostoka, 159, Vladivostok, 690022, Russia

E-mail: are feva.od @dv fu.ru, makarenko @ich.dvo.ru*, panasenko @ich.dvo.ru

Mikhail A. Tsvetnov (ORCID 0009-0009-5274-0143)

Department of Chemistry and Materials, Far Eastern Federal University, Ajax-10, Vladivostok, 690922, Russia E-mail: tsvetnov.ma@dvfu.ru

The paper presents the results of the study of sorption of antimony(III) from aqueous solutions by potassium aluminosilicates obtained from rice straw and husks. The chemical composition, structure and physicochemical characteristics of the obtained biogenic samples were established. The sorption kinetics of Sb(III) ions by potassium aluminosilicates was investigated using diffusion and chemical kinetics models. It is shown that the rate of antimony sorption process on the studied aluminosilicates is limited by the mixed-diffusion process, as well as by the stage of chemical interaction of antimony cations with the sorbent surface. It is shown that in the concentration range of 0.017-0.1 mmol/l the adsorption process of Sb(III) by natural materials is determined by chemical interaction with the surface of samples and obeys the Freundlich model, which indicates the heterogeneity of the sorbent surface. The influence of the solution medium on the sorption of antimony(III) by aluminosilicates has been investigated. It is shown that the adsorbent surface has a positive charge in acidic medium and a negative charge in neutral medium. The sorption activity for all sorbents decreases with increasing pH of the solution. The desorption of Sb(III) depends on the contact time of the sorbent with the solution and on the solution medium, and the desorption is higher in neutral medium. The results show that potassium aluminosilicates obtained from rice straw and husks are promising materials for the removal of antimony(III) from aqueous solutions. These studies allow us to give recommendations on the choice of materials for purification of solutions from Sb(III) ions, expanding the range of currently used natural sorbents based on plant raw materials, as well as to solve an urgent environmental and economic problem the utilization of rice production waste.

Key words: rice production waste, rice husk and straw, aluminosilicates, antimony(III)

ВВЕДЕНИЕ

Сурьма является одним из наиболее часто используемых металлоидов, с мировыми запасами 1,9 млн тонн. Согласно отчету [1], почти 80% производства Sb было сосредоточено в Китае, России и Боливии. В 2020 г Китай стал ведущим производителем сурьмы в мире, второе место принадлежит России [2].

Сурьма в настоящее время является одним из приоритетных поллютантов природных и техногенных вод. Высокие концентрации данного элемента токсичны для экосистем и потенциально опасны для здоровья населения из-за накопления в пищевой цепи. При попадании в организм сурьма и ее соединения взаимодействую с сульфгидрильными группами в тканях человека, что приводит нарушению работы нервной системы и многих жизненно важных органов [3]. Хотя сурьма и ее соединения ядовиты и являются канцерогенными для человека, точные механизмы токсичности до сих пор недостаточно изучены [4]. Соединения трехвалентной сурьма более токсичны, чем соединения сурьмы(V).

Токсичность сурьмы зависит от ее подвижности в почве. Подвижность сурьмы в почве в 4 раза

выше мышьяка. В работе [5] по исследованию почв, загрязненных Sb и Sb_2O_3 при выбросе плавильных заводов, было показано, что здесь идут окислительные процессы. Техногенные формы восстановленной сурьмы переходят в самую окисленную и подвижную форму Sb(V), что затрудняет ремедиацию почв.

Сурьма попадает в подземные воды в результате выветривания горных пород и деятельности микроорганизмов, а также в результате антропогенных воздействий, таких как промышленные сбросы, добыча полезных ископаемых и сельское хозяйство [6]. Сурьма, как сопутствующий металл, присутствует во многих рудах, которые служат сырьем для получения цветных, редких и драгоценных металлов [7]. Допустимая концентрация сурьмы в незагрязненных водах составляет 0,005 мг/л. Однако, вблизи антропогенных источников концентрация сурьмы может быть превышена в 100 раз естественного уровня.

Наиболее распространенным и часто применимым способом очистки водных растворов от сурьмы на сегодняшний день является адсорбция. Важным и примечательным моментом является то, что адсорбцию можно использовать во всем диапазоне исходных концентраций сурьмы. Для очистки сточных вод от катионов Sb³⁺ используют сорбенты неорганического и органического происхождения: оксид марганца(IV) и Fe-Mn-бинарный диоксид [8], бентонит [9], монтмориллонит натрия [10], модифицированный перлит [11], Fe(III)- и Zr(IV)-насыщенные омыленные отходы апельсина [12], дубильную сосновую смолу [13], биогенные кремнийсодержащие материалы [14].

При очистке сточных вод от ионов токсичных металлов основная практическая задача заключается в подборе местных материалов, имеющих невысокую стоимость, но обеспечивающих достаточную степень очистки. Отдельного внимания заслуживает использование рисовой соломы и шелухи, а также продуктов их переработки в качестве сорбентов [15]. Они имеют ряд преимуществ – экономически эффективный материал, возобновляемый ресурс, нерастворимы в воде, обладают высокой химической стабильностью и высоким содержанием кремния (~20%).

Цель работы – исследовать извлечение ионов сурьмы(III) из водных растворов биогенными алюмосиликатами, полученными из отходов производства риса.

МЕТОДИКА ЭКСПЕРИМЕНТА

Объекты исследования

В качестве сорбентов были использованы образцы биогенного алюмосиликата калия, полученные из шелухи и соломы риса (*Oryza sativa*) сорта «Каскад» Дальневосточной селекции.

Получение образцов алюмосиликата калия Образцы алюмосиликатов калия получали по методике, описанной [16].

Сырье промывали дистиллированной водой и высушивали на воздухе. Далее проводили щелочной гидролиз этого сырья раствором гидроксида калия при нагревании до 90 °С в течение 60 мин на верхнеприводной мешалке HS-50A-Set (Daihan, Южная Корея) с перемешивавшим устройством пропеллерного типа. Температуру контролировали с помощью термопары ЕКТ Hei-Con (Heidolph, Германия). Полученный щелочной гидролизат отфильтровывали от твердого целлюлозного остатка, добавляли к нему раствор Al₂(SO₄)₃·18H₂O в необходимом количестве и доводили рН реакционной смеси до значения 7 концентрированной HCl. Далее смесь кипятили в течение 3 ч. Образовавшийся осадок промывали декантацией дистиллированной водой до бесцветных промывных вод, отделяли, сушили на воздухе, рассеивали и отбирали фракцию размером 0,16-0,2 мм. Синтезированные алюмосиликаты были обозначены Al-10 (рисовая солома, PC), Al-10 (рисовая шелуха, РШ), Al-12 (рисовая солома, РС) (табл. 1).

Методы исследования образцов алюмосиликатов

Элементный состав образцов природных алюмосиликатов определяли методом энергодисперсионной рентгенофлуоресцентной спектроскопии с использованием спектрометра EDX 800 HS (Shimadzu, Япония).

Для определения функциональных групп в исследуемых образцах были записаны ИК спектры поглощения в области 400-4000 см⁻¹ в бромиде калия на ИК-Фурье спектрометре ФСМ 2201 (ИН-ФРАСПЕК, Россия).

Определение массовой доли влаги проводили по ГОСТ 12597-67, зольности – ГОСТ 12596-67, рН водной вытяжки образцов – ГОСТ 4453-74, насыпную плотность – ГОСТ 8269.0-97.

Сорбция Sb(III) из водных растворов

Раствор пентафтороатимоната(III) калия K_2SbF_5 с концентрацией C (1/2 Sb) = 0,1 моль/л готовили растворением точной навески в дистиллированной воде. Исследование извлечения ионов сурьмы проводили при соотношении T:Ж = 1:100 в статических условиях. В пластиковые колбы объемом 25 мл помещали 10 мл водного раствора K_2SbF_5 и навеску сорбента массой 0,1 г. Колбы закрывали пробками и содержимое перемешивали при комнатной температуре на шейкере Unimax 1010 (Heidolph, Германия) в течение 30 мин для установления равновесия. После перемешивания содержимое колб центрифугировали, надосадочный раствор переносили в колбу на 100 мл. Остаточное содержание Sb(III) определяли броматометрическим методом [17]. По полученным данным рассчитывали количество сорбируемой сурьмы(III) (Г, ммоль/г) по формуле:

$$\Gamma = \frac{(C_{\text{HCX.}} - C_{\text{e}}) \cdot V}{1000 \cdot \text{m}} \tag{1}$$

где $C_{\text{исх.}}$ и C_e – исходная и равновесная концентрации, ммоль/л; V – объем пробы, мл; m – масса сорбента, г.

Эффективность извлечения Sb(III) из водных растворов (n, %) вычисляли по формуле:

$$\eta = \frac{C_{\text{HCX.}} - C_{\text{e}}}{C_{\text{HCX.}}} \cdot 100\%$$
 (2)

где $C_{\text{исх.}}$ и C_e – исходная и равновесная концентрации, ммоль/л.

Исследование кинетики сорбции Sb(III) из водных растворов

В конические колбы на 100 мл отобрали по 10 мл 0,1 М раствора K_2SbF_5 и добавляли по 0,1 г сорбента. Затем колбы встряхивали в течение 3 мин, 5 мин, 15 мин, 30 мин и 1 ч и определяли остаточное содержание Sb(III). По полученным данным рассчитывали количество сорбируемой Sb(III) по формуле (1) и строили кинетическую кривую зависимости величины сорбции (Г, ммоль/г) от времени. Для анализа кинетических кривых сорбции были применены модели [18-21]: псевдопервого (модель Лагергрена) (3), псевдовторого порядка (Хо и Маккея) (4), Еловича (5) и Морриса-Вебера (6). Интегральные уравнения соответственно имеют вид:

$$\ln(\Gamma_{e} - \Gamma) = \ln\Gamma_{e} - t \cdot k_{1}, \qquad (3)$$

$$\frac{1}{\Gamma} = \frac{1}{k_2 \Gamma_e^2} + \frac{1}{\Gamma_e}, \tag{4}$$

где Г – сорбция в момент времени t, ммоль/г; Ге – равновесная сорбция, ммоль/г; k₁ – константа скорости сорбции для модели псевдопервого порядка, с⁻¹; k₂ – константа скорости сорбции для модели псевдовторого порядка, г·(ммоль·с)⁻¹; t – время, с.

$$\Gamma = \frac{1}{\beta} \cdot \ln (\alpha \cdot \beta) + \frac{1}{\beta} \cdot \ln t, \qquad (5)$$

где α – константа начальной скорости адсорбции, г/(ммоль мин); β – десорбционная константа, г/ммоль.

$$\alpha = K_{id} \cdot t^{\frac{1}{2}} + C, \qquad (6)$$

где K_{id} — константа скорости диффузии, ммоль/(г·мин^{1/2}); С — параметр, связанный с толщиной пограничного слоя, ммоль/г.

Построение изотерм сорбции

Сорбцию проводили при температуре 25 °С. В конические колбы на 100 мл помещали 10 мл раствора K_2SbF_5 и 0,1 г сорбента. В качестве искусственно загрязненных растворов использовали водные растворы K_2SbF_5 с концентрацией Sb(III) от 0,017 до 0,1 моль/л. Затем колбы встряхивали на шейкере в течение 30 мин и определяли остаточное содержание Sb(III). По полученным данным рассчитывали количество сорбируемой Sb(III) по формуле (1) и строили изотерму сорбции. Изотерма сорбции была аппроксимирована уравнениями Фрейндлиха (7), Ленгмюра (8) и Дубинина-Астахова (9) [22]:

$$\Gamma = \mathbf{k} \cdot \mathbf{C}_{\mathbf{e}}^{1/\mathbf{n}},\tag{7}$$

где Γ – адсорбция, ммоль/г; С_е – равновесная концентрация, ммоль/л; п – постоянная уравнения Фрейндлиха; k – константа адсорбции, (ммоль/г)·(л/ммоль)ⁿ.

$$\Gamma = \Gamma_{e} \cdot \frac{k \cdot C_{e}}{1 + k \cdot C_{e}'}$$
(8)

где Γ – адсорбция, ммоль/г; Γ_e – предельная адсорбция, ммоль/г; C_e – равновесная концентрация, ммоль/л; k – константа адсорбции, г/ммоль.

$$\Gamma = \Gamma_{\infty} e^{-k(RT \cdot \ln \frac{C_s}{C_e})^n}, \qquad (9)$$

где Γ – адсорбция, ммоль/г; Γ_{∞} – предельная адсорбция, ммоль/г; C_e – равновесная концентрация, ммоль/л; C_s – предельная растворимость, ммоль/л; R – универсальная газовая постоянная, кДж/моль; T – температура, K; k – константа адсорбции, моль/кДж; n – 1,2...6.

Определение влияния pH на сорбцию Sb(III)

Зависимость адсорбции сурьмы от pH была исследована в диапазоне от 1 до 6 ед. pH. Буферные растворы готовили в соответствии с ГОСТ 4919.2-2016 [23]. Навеску образца массой 0,1 г помещали в коническую колбу вместимостью 100 см³, приливали 10 см³ буферного раствора и 1 см³ сурьмы массовой концентрации 0,01 мг/дм³. Затем колбы встряхивали на шейкере в течение 30 мин и определяли остаточное содержание Sb(III).

Исследование десорбции сурьмы(III)

Десорбцию сурьмы(III) из водных растворов проводили в статических условиях. Для десорбции были использованы навески сорбента, после процесса адсорбции (масса образца 0,1 г), которые по отдельности заливали 10 мл дистиллированной воды и 10 мл раствора HCl с концентрацией 0,1 моль/л. Для времени контакта 30 мин проводили десорбцию дистиллированной водой и раствором HCl, для 60 и 120 мин использовали только дистиллированную воду. Затем колбы встряхивали на шейкере и определяли остаточное содержание Sb(III).

Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2024. Т. 67. Вып. 4

Количество Sb(III), оставшейся на сорбенте, оценивали по следующим балансовым зависимостям [24]:

$$\mathbf{m}_{\mathrm{r}} = (\Gamma_{\mathrm{e}} - \Gamma_{\mathrm{d}}) \cdot \mathbf{m}_{\mathrm{a}} \tag{10}$$

где m_r — масса сурьмы в биосорбенте, г; Γ_d — десорбция, ммоль/г; Γ_e — равновесная сорбция, ммоль/г; m_a — масса биосорбента, г.

$$\mathbf{Y}_{d} = \frac{\mathbf{C}_{d}}{\mathbf{m}_{a}} \cdot \mathbf{V} \tag{11}$$

где Г_d – десорбция, ммоль/г; С_d – концентрация сурьмы после десорбции, ммоль/л; V – объем, л.

$$%$$
 десорбции= $\frac{\Gamma_d}{\Gamma_e} \cdot 100$ (12)

Определение точки нулевого заряда

Для установления точки нулевого заряда в конические колбы вместимостью 250 мл приливали 20,0 мл раствора с рН в диапазоне от 1 до 13. Значения рН каждого раствора корректировали путем добавления либо 0,1 М раствора соляной кислоты, либо 0,1 М раствора гидроксида натрия. Затем в каждую колбу добавляли образец сорбента с массой 0,10 г, закрывали пробками и встряхивали на шейкере течение 24 ч. После перемешивания были измерены значения рН надосадочного раствора на pH-метре SevenCompact (Mettler Toledo, Швейцария), и посчитана разница между начальным и конечным значениями pH ($\Delta pH = pH0-pH$). По полученным результатам строили график зависимости ΔpH от pH0, точка пересечения которого с нулевым значением ДрН соответствовала точке нулевого заряда, согласно [25].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

Состав и свойства образцов алюмосиликата калия

Содержание основных компонентов в алюмосиликатах и их мольное соотношение показаны в табл. 1. Полученные из шелухи и соломы риса алюмосиликаты отвечают формуле KAlSi_xO_y.

Таблица 1

Состав исследованных образцов алюмосиликата калия *Table 1*. The composition of the investigated samples of potassium aluminosiliente

	potassium alumniosincate					
Образец	Сы- рье	Содержание, масс. %			Мольное со- отношение	A
		K ₂ O	Al ₂ O ₃	SiO ₂	$K_2O:Al_2O_3:$ SiO ₂	Формула
Al- 10(PC)	PC	16,0	14,8	69,2	1,19 : 1 : 8,03	KAlSi ₄ O ₁₀
Аl- 10(РШ)	РШ	15,8	14,3	69,9	1,21 : 1 : 8,38	KAlSi ₄ O ₁₀
Al- 12(PC)	PC	12,3	13,5	74,2	0,98 : 1 : 9,22	KAlSi ₅ O ₁₂

В ИК спектрах (рис. 1) полученных образцов наблюдаются полосы поглошения, отвечающие валентным и деформационным колебаниям связей О-Н адсорбированной и связанной воды с максимумами в области ~3430 см⁻¹ (валентные) и ~1630 см⁻¹ (деформационные). В спектрах образцов присутствуют полосы поглощения в области ~1060 см⁻¹, ~790 см⁻¹ и ~460 см⁻¹, соответствующие колебаниям силоксановых связей. В образце Al-12(РС) полоса поглошения валентных ассиметричных колебаний силоксановых связей смещена в высокочастотную область 1080 см⁻¹, что связано с возрастанием доли кремния в образце. Присутствие в ИК спектре перегиба в области 900 см⁻¹ указывает на наличие силанольных групп Si-OH. Наличие полос слабой интенсивности в областях ~2920 см⁻¹, ~2850 см⁻¹ и ~1400 см⁻¹ объясняется присутствием сорбированных из раствора различных органических соединений (фенолы, полисахариды, лигнины), извлеченных при гидролизе рисовой шелухи и соломы [16, 26].



000 3800 3600 3400 3200 3000 2800 2600 260 2200 200 1800 1600 1400 1200 1000 800 600 400 Wavenumber (cm-1)

Рис. 1. ИК спектры полученных образцов алюмосиликата калия: 1 – образец Al-10(PC); 2 – образец Al-10(PШ); 3 – образец Al-12(PC)

Fig. 1. IR spectra of the obtained samples of potassium aluminosilicate: 1 – Al-10(RS) sample; 2 – Al-10(RSh) sample; 3 – Al-12(RS) sample

В работе были изучены физико-химические свойства алюмосиликатов (табл. 2). С увеличением массовой доли кремнезема в составе алюмосиликата калия (Al-12(PC) насыпная плотность уменьшается в 2 раза, значение pH водной вытяжки смещается из щелочной области в нейтральную. Меньшие потери при прокаливании в образце Al-12(PC) обусловлены меньшим количеством органических примесей.

Кинетика сорбции Sb(III) из водных растворов

На рис. 2 приведены кривые сорбции Sb(III) алюмосиликатами калия, которые сходны между собой.

Таблица 2

Покоролоди	Образцы				
Показатель	Al-10(PC)	Al-10(РШ)	Al-12(PC)		
Виешций рил	Порошок	Порошок светло-серого	Порошок кремового		
Биешний вид	светло-серого цвета	цвета	цвета		
Насыпная плотность, кг/м ³	204	193	100		
рН водной вытяжки	8,8	9,0	6,7		
Массовая доля влаги, %	5	5	6		
Потери при прокаливании, %	10	11	8		

Физико-химические свойства образцов алюмосиликата калия *Table 2.* Physical and chemical properties of samples of potassium aluminosilicate

Таблица З

<i>Tuble 5. Farameters of Kinetic models of sorption</i>					
Модель	Пополнотри	Al-10(PC)	Al-10(PIII)	Al-12(PC)	
кинетики сорбции	параметры	Значение			
Поорнонорый норанок	k ₁ , c ⁻¹	0,0006	0,0006	0,0002	
псевдопервый порядок	\mathbb{R}^2	0,91	0,77	0,95	
Поордорторой норанок	k ₂ , г·(ммоль·с) ⁻¹	0,001	0,001	0,001	
псевдовторой порядок	\mathbb{R}^2	0,99	0,99	0,99	
	α, ммоль/(г·с)	0,81	6,37	13,96	
Модель Еловича	β, г/ммоль	1,85	2,39	2,47	
	\mathbb{R}^2	0,98	0,97	0,85	
	k, ммоль/(г·с ^{1/2})	0,23	0,18	0,19	
Модель Морриса-Вебера	С, ммоль/г	2,81	3,15	3,32	
	\mathbb{R}^2	0.95	0.92	0 94	

Параметры кинетических моделей сорбции *Table 3.* Parameters of kinetic models of sorption





Полученные интегральные кривые кинетики сорбции были проанализированы при помощи моделей диффузионной (псевдопервого порядка, Морриса-Вебера) и химической кинетики (псевдовторого порядка, Еловича) (табл. 3).

Для выяснения диффузионного механизма процесса сорбции и его лимитирующей стадии была использована модель Морриса-Вебера. Полученные коэффициенты аппроксимации (0,94-0,95) свидетельствуют о смешанно-диффузионном механизме кинетики сорбции, когда процесс однозначно не может лимитироваться исключительно внешней или внутренней диффузией.

Кинетическая модель псевдопервого порядка не позволяет хорошо описать кинетику сорбции, что указывает на то, что процесс сорбции не может однозначно описываться диффузией.

Для изучения вклада в процесс сорбции взаимодействия собрат-сорбент были использованы модели псевдовторого порядка и Еловича.

Большое значение коэффициента детерминации ($R^2 = 0,99$) позволяет судить о применимости данной модели к описанию кинетики сорбции и для возможности учета межмолекулярного взаимодействия ионов сурьмы с поверхностью исследуемых сорбентов.

Высокие значения коэффициента детерминации (0,98-0,97) для сорбентов Al-10(PC) и Al-10(PШ) по модели Еловича могут означать, что сорбенты имеют малоупорядоченную структуру, а их поверхность неоднородна. Меньшее значение коэффициента детерминации ($R^2 = 0,85$) по рассматриваемой модели для Al-12(PC) может свидетельствовать о более упорядоченной структуре сорбента [27].

Анализ полученных данных показывает, что кинетика адсорбции Sb(III) из водных растворов алюмосиликатами имеет практически идентичные механизмы, скорость сорбции лимитируется смешанным процессом – с одной стороны диффузией внутри сорбента и на его поверхности, с другой – стадией взаимодействия катионов сурьмы с поверхностью сорбента.

Изотермы сорбции Sb(III) из водных растворов

Экспериментальные изотермы сорбции сурьмы тремя образцами биогенных алюмосиликатов относятся к III типу изотерм адсорбции по классификации БДДТ [28] (рис. 3). Данный тип изотерм характерен для сильного химического взаимодействия адсорбат-адсорбент. Изотермы сорбции были линеаризованы в координатах уравнений Фрейндлиха, Ленгмюра и Дубинина-Астахова (табл. 4).

Уравнения Ленгмюра и Дубинина-Астахова не применимы для описания процесса сорбции Sb(III) алюмосиликатами ввиду того, что в полученных уравнениях линеаризации коэффициенты принимают отрицательные значения, что не позволяет вычислить параметры сорбции по данным моделям (табл. 4). По данным проведенных расчетов определено, что экспериментальные изотермы близки к изотермам, построенным по уравнению Фрейндлиха. Полученные значения константа адсорбции и параметра п указывают на то, что сорбенты Al-10(PIII) и Al-12(PC) лучше сорбируют ионы сурьмы(III) из водных растворов [29].

Таким образом, процесс сорбции Sb(III) алюмосиликатами из PC и PIII подчиняется уравнению Фрейндлиха, применимому для описания адсорбции на неоднородной поверхности. Полученные результаты согласуются с кинетическими моделями, подтверждающими неоднородную структуру синтезированных алюмосиликатов.

Влияние среды раствора на сорбцию Sb(III) из водных растворов

Важной характеристикой адсорбента является точка нулевого заряда, так как она показывает, при какой величине pH раствора поверхность адсорбента не имеет электрического заряда [30]. Из рис. 4 видно, что поверхность исследуемых алюмосиликатов до значений pH 7,8-9,37 остается положительно заряженной, а при больших pH становится отрицательно заряженной. Связано это, прежде всего, с ионизацией функциональных групп на поверхности адсорбента, что влияет на эффективность адсорбции [31].





Fig. 3. Sorption isotherm of Sb(III) with potassium aluminosilicate: a - Al-12(RS), δ - Al-10(RSh), B - Al-12(RS)

Таблица 4

Результаты обработки изотерм адсорбции Sb(III) в рамках моделей Фрейндлиха, Дубинина-Астахова и Ленгмюра

models					
Уравнение	Сорбент	Уравнение линеаризации	Параметры моделей		
Модель	A1 10(PC)	y = 1,6005x-0,3998	k = 0,67		
	AI-10(1 C)	$R^2 = 0,89$	n = 0,62		
	Al-10(PIII)	y =1,3128x+0,0748	k = 1,08		
Фрейндлиха		$R^2 = 0,95$	n = 0,76		
	Al-12(PC)	y = 1,2141x + 0,035	k = 1,04		
		$R^2 = 0,87$	n = 0,73		
	Al-10(PC)	y= -1,6005x+16,564			
		$R^2 = 0,89$			
Модель Дубинина-	Al-10(PIII)	y= -1,3128x+13,989			
Астахова		$R^2 = 0,95$			
	A1 (12)(DC)	y= -1,2141x+12,903			
	AI-12(PC)	$R^2 = 0,87$	Не подходят для		
	(1, 1, 0, 0, 0)	y= 1,4346x - 0,1615	описания изотерм		
Модель Ленгмюра	AI-10(PC)	$R^2 = 0,86$			
	A1 10/DIII)	y= 1,0239x - 0,1075			
	АІ-10(РШ)	$R^2 = 0,94$			
	Al-12(PC)	y =0,8797x - 0,0357			
		$R^2 - 0.83$			

Table 4. Results of processing Sb(III) adsorption isotherms using the Freindlich, Dubinin-Astakhov, and Langm	uir
models	





silicates (Al-12(RS) (1); Al-10(RS) (2); Al-10(PSh) (3))



В настоящей работе проводились эксперименты по влиянию среды раствора на сорбцию в диапазоне pH 1,0-6,0, т.к. в нейтральной и щелочной средах соединения сурьмы подвергаются гидролизу (рис. 5).

Из рис. 5 видно, что с увеличением pH раствора сорбционная активность для всех сорбентов снижается. Данную закономерность можно объяснить следующим образом. В кислой среде поверхность сорбента положительно заряжена (рис. 4), то есть создаются условия для взаимодействия с отрицательно заряженными частицами, в данном случае с $[Sb(OH)_xF_{5-x}]^{2-}$, которые образуются при гидролизе $[SbF_5]^{2-}$ [32].

При повышении pH поверхность становится менее протонированной, ввиду этого она хуже взаимодействует с $[Sb(OH)_xF_{5-x}]^{2-}$.

Протонирование поверхности может происходить ввиду того, что на поверхности синтетических алюмосиликатов присутствуют бренстедовские основные центры, образование которых связано с примесями оксидов щелочноземельных металлов, содержащихся в рисовой соломе и шелухе, которые представлены группами Me(OH)^{δ-} [33].

Десорбция Sb(III) из водных растворов

Для исследования десорбции сурьмы(III) из сорбентов Al-10(PC), Al-10(PIII) и Al-12(PC) были выполнены три последовательных цикла адсорбции-десорбции: в течение 30, 60 и 120 мин. Проведенные исследования показали, что для всех сорбентов эффективность десорбции зависит от среды раствора. Как видно из табл. 5, десорбция выше в нейтральной среде. В кислой среде поверхность более протонирована, что может ускорять процесс сорбции ионов сурьмы, перешедших в раствор из сорбента.

Таблица 5 Десорбция Sb(III) алюмосиликатами калия, % *Table 5*. Desorption of Sb(III) by potassium aluminosili-

cates, %					
	Время, мин				
Образец	(*)	30	60	120	
	HC1	вода дист.	вода дист.	вода дист.	
Al-10(PC)	2,5	5,8	2,5	2,5	
Al-10(PIII)	1,7	5,1	4,2	3,3	
Al-12(PC)	1,7	6,8	3,4	2,5	

Уменьшение степени десорбции с течением времени, вероятно, свидетельствует о том, что после перехода сурьмы из сорбента в раствор начинается процесс адсорбции и устанавливается адсорбционное равновесие, при этом скорость процесса сорбции ниже, возможно, из-за диффузионных ограничений.

выводы

Из щелочных гидролизатов рисовой шелухи и соломы получены алюмосиликаты калия.

ЛИТЕРАТУРА

- 1. United States Geological Survey (USGS), 2021. https// pubs.usgs.gov/period icals/ mcs2021/mcs2021-antimony.pdf . (Accessed, August 2021).
- Statista, 2021. https:// www.sta t ista.com/statistics/26 49 5B/antimony-product ion/. (Accessed, April 2021).
- Yang X., Shi Z., Liu L. Adsorption of Sb (III) from aqueous solution by QFGO particles in batch and fixed -bed systems. *Chem. Eng. J.* 2015. V. 260. P. 444–453. DOI: 10.1016/j.cej. 2014.09.036.
- Bolan N., Kumar M., Singh E., Kumar A., Singh L., Kumar S., Keerthannn S., Hoang S.A., El-Noggar A., Vithanuge M., Sarkar B., Wijeseknra H., Diyabalanage S., Sooriyakumar P., Vinu A., Wang H., Kirkham M.B., Shaheen S.M., Rinklebe J., Kadambot H., Siddique M. Antimony contamination and its risk management in complex environmental settings: A review. *Environ. Int.* 2022. V. 158. P. 106908. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106908.
- Takaoka M., Fukutani S., Yamamoto T., Horiuchi M., Satta N., Takeda N., Oshita K., Yoneda M., Morisawa S., Tanaka T. Determination of chemical form of antimony in contaminated soil around a smelter using X-ray absorption fine structure. *Anal. Sci.* 2005. V. 21. P. 769–773. DOI: 10.2116/analsci.21.769.
- Kavaciki B., Dölgen D. Arsenic and Antimony Removal from Water by Zirconium-Coated Water Treatment Plant Sludge. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*. 2022. V. 12. N 1. P. 317-339. DOI: 10.31466/kfbd.1063741.
- 7. Multani R.S., Feldmann T., Demopoulos G.P. Antimony in the metallurgical industry: a review of its chemistry and

Показано, что алюмосиликаты калия отвечают формуле KAlSi_xO_y. В ИК спектрах присутствуют характеристичные для алюмосиликатов полосы по-глощения.

Изучена сорбционная активность полученных образцов по отношению к Sb(III). Обработка кинетических данных показала, что процесс сорбции алюмосиликатами из рисовой шелухи и соломы лимитируется смешанно-диффузионным процессом, а также стадией химического взаимодействия катионов сурьмы с поверхностью сорбента.

Показано, что в изученном диапазоне концентраций (0,017-0,1 ммоль/л) процесс адсорбции Sb(III) алюмосиликатами из рисовой шелухи и соломы определяется химическим взаимодействием с поверхностью образцов и подчиняется модели Фрейндлиха, что доказывает неоднородность структуры сорбентов.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов, требующего раскрытия в данной статье.

The authors declare the absence a conflict of interest warranting disclosure in this article.

$R \, E \, F \, E \, R \, E \, N \, C \, E \, S$

- 1. United States Geological Survey (USGS), 2021. https// pubs.usgs.gov/period icals/ mcs2021/mcs2021-antimony.pdf . (Accessed, August 2021).
- Statista, 2021. https:// www.sta t ista.com/statistics/26 49 5B/antimony-product ion/. (Accessed, April 2021).
- Yang X., Shi Z., Liu L. Adsorption of Sb (III) from aqueous solution by QFGO particles in batch and fixed -bed systems. *Chem. Eng. J.* 2015. V. 260. P. 444–453. DOI: 10.1016/j.cej. 2014.09.036.
- Bolan N., Kumar M., Singh E., Kumar A., Singh L., Kumar S., Keerthannn S., Hoang S.A., El-Noggar A., Vithanuge M., Sarkar B., Wijeseknra H., Diyabalanage S., Sooriyakumar P., Vinu A., Wang H., Kirkham M.B., Shaheen S.M., Rinklebe J., Kadambot H., Siddique M. Antimony contamination and its risk management in complex environmental settings: A review. *Environ. Int.* 2022. V. 158. P. 106908. DOI: 10.1016/j.envint.2021.106908.
- Takaoka M., Fukutani S., Yamamoto T., Horiuchi M., Satta N., Takeda N., Oshita K., Yoneda M., Morisawa S., Tanaka T. Determination of chemical form of antimony in contaminated soil around a smelter using X-ray absorption fine structure. *Anal. Sci.* 2005. V. 21. P. 769–773. DOI: 10.2116/analsci.21.769.
- Kavaciki B., Dölgen D. Arsenic and Antimony Removal from Water by Zirconium-Coated Water Treatment Plant Sludge. *Karadeniz Fen Bilimleri Dergisi*. 2022. V. 12. N 1. P. 317-339. DOI: 10.31466/kfbd.1063741.
- 7. Multani R.S., Feldmann T., Demopoulos G.P. Antimony in the metallurgical industry: a review of its chemistry and

environmental stabilization options. *Hydrometallurgy*. 2016. V. 164. P. 141-153. DOI: 10.1016/j.hydromet.2016.06.014.

- Xu W., Wang H., Liu R. Zhao X. Qu J. The mechanism of antimony(III) removal and its reactions on the surfaces of Fe-Mn Binary Oxide. *J. Colloid Interface Sci.* 2011. V. 363. N 1. P. 320-326. DOI: 10.1016/j.jcis.2011.07.026.
- Xi J., He M., Lin C. Adsorption of antimony (III) and antimony (V) on bentonite: Kinetics, thermodynamics and anion competition. *Microchem. J.* 2011. V. 97. N 1. P. 85-91. DOI: 10.1016/j.microc.2010.05.017.
- Zhao Z., Wang X., Zhao C., Zhu X., Du S. Adsorption and desorption of antimony acetate on sodium montmorillonite. *J. Colloid Interface Sci.* 2010. V. 345. P. 154-159. DOI: 10.1016/j.jcis.2010.01.054.
- Sarı A., Sahinoglu G., Tuzen M. Antimony (III) Adsorption from Aqueous Solution Using Raw Perlite and Mn-Modified Perlite: Equilibrium, Thermodynamic, and Kinetic Studies. *Ind. Eng. Chem. Res.* 2012. V. 51. N 19. P. 6877-6886. DOI: 10.1021/ie300243n.
- Biswas B.K., Inoue J., Kawakita H., Ohto K., Inoue K. Effective removal and recovery of antimony using metalloaded saponified orange waste. *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 172. P. 721-728. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.055.
- Bacelo H., Santos S.C.R., Rebeiro A. Boaventura R.A.R., Botelho C.M.S. Antimony removal from water by pine bark tannin resin: Batch and fixed-bed adsorption. *J. Environ. Manage*. 2022. V. 302. P. 100-114. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.114100.
- Холомейдик А.Н., Панасенко А.Е. Извлечение ионов Sb³⁺ биогенными кремнийсодержащими материалами. *Журн. неорган. химии.* 2022. Т. 67. № 9. С. 1325–1331. DOI: 10.31857/S0044457X22090069.
- Меретин Р.Н., Никифорова Т.Е. Исследование реакционной способности поверхности углеродсодержащего силикатного сорбента растительного происхождения. Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2021. Т. 64. Вып. 11. С. 117–125. DOI: 10.6060/ivkkt.20216411.6408.
- Панасенко А.Е., Борисова П.Д., Арефьева О.Д. Алюмосиликаты из соломы и риса: получение и сорбционные свойства. *Химия растит. сырья.* 2019. № 3. С. 291-298. DOI: 10.14258/jcprm.2019034278.
- 17. Алексеев В.Н. Количественный анализ. М.: Химия. 1972. 504 с.
- Ho Y.S, Ng J.C.Y., McKay G. Kinetics of pollutant sorption by biosorbents: review. *Sep. Purif. Rev.* 2000. V. 2. N 29. P. 189–232. DOI: 10.1081/SPM-100100009.
- Douven S., Paez C.A., Gommes C.J. The range of validity of sorption kinetic models. *J. Colloid Interface Sci.* 2015. N 448. P. 437–450. DOI: 10.1016/j.jcis.2015.02.053.
- Javadian H. Application of kinetic, isotherm and thermodynamic models for the adsorption of Co(II) ions on polyamidine/polypyrrole copolymer nanofibers from aqueous solution. J. Ind. Eng. Chem. 2014. V. 6. N 20. P. 4233–4241. DOI: 10.1081/SPM-100100009.
- Weber Jr. W.J., Morris J.C. Kinetics of adsorption on carbon from solution. *J. Sanit. Eng. Div.* 1963. N 89. P. 31–60. DOI: 10.1061/JSEDAI.0000430.
- 22. Кельцев Н.В. Основы адсорбционной техники. М: Химия. 1984. 592 с.
- ГОСТ 4919.2-2016. Реактивы и особо чистые вещества. Методы приготовления буферных растворов. 2018. 16 с.
- Tran H., Chao H. Adsorption and desorption of potentially toxic metals on modified biosorbents through new green grafting process. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. V. 25. N 13. P. 12808–12820. DOI: 10.1007/s11356-018-1295-9.

environmental stabilization options. *Hydrometallurgy*. 2016. V. 164. P. 141-153. DOI: 10.1016/j.hydromet.2016.06.014.

- Xu W., Wang H., Liu R. Zhao X. Qu J. The mechanism of antimony(III) removal and its reactions on the surfaces of Fe-Mn Binary Oxide. *J. Colloid Interface Sci.* 2011. V. 363. N 1. P. 320-326. DOI: 10.1016/j.jcis.2011.07.026.
- Xi J., He M., Lin C. Adsorption of antimony (III) and antimony (V) on bentonite: Kinetics, thermodynamics and anion competition. *Microchem. J.* 2011. V. 97. N 1. P. 85-91. DOI: 10.1016/j.microc.2010.05.017.
- Zhao Z., Wang X., Zhao C., Zhu X., Du S. Adsorption and desorption of antimony acetate on sodium montmorillonite. *J. Colloid Interface Sci.* 2010. V. 345. P. 154-159. DOI: 10.1016/j.jcis.2010.01.054.
- Sarı A., Sahinoglu G., Tuzen M. Antimony (III) Adsorption from Aqueous Solution Using Raw Perlite and Mn-Modified Perlite: Equilibrium, Thermodynamic, and Kinetic Studies. *Ind. Eng. Chem. Res.* 2012. V. 51. N 19. P. 6877-6886. DOI: 10.1021/ie300243n.
- Biswas B.K., Inoue J., Kawakita H., Ohto K., Inoue K. Effective removal and recovery of antimony using metalloaded saponified orange waste. *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 172. P. 721-728. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.055.
- Bacelo H., Santos S.C.R., Rebeiro A. Boaventura R.A.R., Botelho C.M.S. Antimony removal from water by pine bark tannin resin: Batch and fixed-bed adsorption. *J. Environ. Manage.* 2022. V. 302. P. 100-114. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.114100.
- Kholomeidik A.N., Panasenko A.E. Recovery of Sb3+ ions by biogenic silicon-containing materials. *Russ. J. Inorg. Chem.* 2022. V. 67. N 9. P. 1465-1470. DOI: 10.1134/ S0036023622090066.
- Meretin R.N., Nikiforova T.E. Investigation of the reactivity of the surface of a carbon-containing silicate sorbent of plant origin. *ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.].* 2021. V. 64. N 11. P. 117-125 (in Russian). DOI: 10.6060/ivkkt.20216411.6408.
- Panasenko A.E., Borisova P.D., Arefieva O.D. Aluminosilicates from rice straw: obtaining and sorption properties. *Khim. Rastit. Syr'ya.* 2019. N 3. P. 291–298 (in Russian). DOI: 10.14258/jcprm.2019034278.
- 17. Alekseev V.N. Quantitative analysis. M.: Khimiya. 1972. 504 p. (in Russian).
- Ho Y.S, Ng J.C.Y., McKay G. Kinetics of pollutant sorption by biosorbents: review. *Sep. Purif. Rev.* 2000. V. 2. N 29. P. 189–232. DOI: 10.1081/SPM-100100009.
- Douven S., Paez C.A., Gommes C.J. The range of validity of sorption kinetic models. *J. Colloid Interface Sci.* 2015. N 448. P. 437–450. DOI: 10.1016/j.jcis.2015.02.053.
- Javadian H. Application of kinetic, isotherm and thermodynamic models for the adsorption of Co(II) ions on polyamidine/polypyrrole copolymer nanofibers from aqueous solution. J. Ind. Eng. Chem. 2014. V. 6. N 20. P. 4233–4241. DOI: 10.1081/SPM-100100009.
- Weber Jr. W.J., Morris J.C. Kinetics of adsorption on carbon from solution. *J. Sanit. Eng. Div.* 1963. N 89. P. 31–60. DOI: 10.1061/JSEDAI.0000430.
- 22. **Keltsev N.V.** Fundamentals of adsorption technology. M: Khimiya. 1984. 592 p. (in Russian).
- 23. GOST 4919.2-2016. Reagents and highly pure substances. Methods for preparing buffer solutions. 2018. 16 p. (in Russian).
- Tran H., Chao H. Adsorption and desorption of potentially toxic metals on modified biosorbents through new green grafting process. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2018. V. 25. N 13. P. 12808–12820. DOI: 10.1007/s11356-018-1295-9.

Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2024. Т. 67. Вып. 4

- Vieira A.P., Santana S.A.A., Bezerra C.W.B., Silva H.A.S., Chaves J.A.P., Melo J. C.P., Filho E.C. S., Airoldi C. Kinetics and thermodynamics of textile dye adsorption from aqueous solutions using babassu coconut mesocarp. *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 166. P. 1272-1278. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.12.043.
- Gordienko P.S., Shabalin I.A., Yarusova S.B., Slobodyuk A.B., Somova S.N. Composition, structure, and morphology of nanostructured aluminosilicates. *Theor. Found. Chem. Eng.* 2017. V. 51. P. 763–768. DOI: 10.1134/S0040579517050104.
- Корж Е.А., Клименко Н.А. Моделирование кинетики адсорбции фармацевтических веществ на активных углях. Пробл. совр. науки и образования. 2017. № 87. С. 7-13. DOI: 10.29862/2304-2338-2017-87-004.
- Грег С., Синг К. Адсорбция, удельная поверхность, пористость. М.: Мир. 1984. 306 с.
- Борисков Д.Е., Кузьмин А.А., Комарова Н.А., Давыдова М.А. Применимость модели Фрейндлиха для описания адсорбции ионов меди модифицированными диатомитами. Иннов. техника и технология. 2020. № 1. С. 55–60.
- Van H.T., Phuong T.M., Thao V.T., Vu X.H., Nguyen T.V., Nguyen L.H. Applying Activated Carbon Derived from Coconut Shell Loaded by Silver Nanoparticles to Remove Methylene Blue in Aqueous Solution. *Wat. Air Soil Poll.* 2018. V. 18. P. 1–14. DOI: 10.1007/s11270-018-4043-3.
- Ghanizadeh G., Asgari G. Adsorption kinetics and isotherm of methylene blue and its removal from aqueous solution using bone charcoal. *React. Kinet. Mech. Catal.* 2011. V. 102. P. 127–142. DOI: 10.1007/s11144-010-0247-2.
- 32. Лапташ Н.М., Ковалева Е.В., Машковский А.А., Белолипцев А.Ю., Земнухова Л.А. Гидролиз фторидных соединений сурьмы(III). *Журн. Структ. Химии.* 2007. Т. 48. № 5. С. 907–913. DOI: 10.1007/s10947-007-0126-5.
- Arefieva O.D., Pirogovskaya P.D., Panasenko A.E., Zemnukhova L.A. Acid-base properties of aluminosilicates from rice husk and straw. *SN Appl. Sci.* 2020. V. 2. P. 894. DOI: 10.1007/s42452-020-2732-1.

- Vieira A.P., Santana S.A.A., Bezerra C.W.B., Silva H.A.S., Chaves J.A.P., Melo J. C.P., Filho E.C. S., Airoldi C. Kinetics and thermodynamics of textile dye adsorption from aqueous solutions using babassu coconut mesocarp. *J. Hazard. Mater.* 2009. V. 166. P. 1272-1278. DOI: 10.1016/ j.jhazmat.2008.12.043.
- Gordienko P.S., Shabalin I.A., Yarusova S.B., Slobodyuk A.B., Somova S.N. Composition, structure, and morphology of nanostructured aluminosilicates. *Theor. Found. Chem. Eng.* 2017. V. 51. P. 763–768. DOI: 10.1134/S0040579517050104.
- Korzh E.A., Klimenko N.A. Modeling the kinetics of adsorption of pharmaceutical substances on active carbons. *Probl. Sovrem. Nauki Obraz.* 2017. N. 87. P. 7-13 (in Russian).
- Greg S., Singh K. Adsorption, specific surface area, porosity. M.: Mir. 1984. 306 p. (in Russian).
- Boriskov D.E., Kuzmin A.A., Komarova N.A., Davydova M.A. Applicability of the Freundlich model to describe the adsorption of copper ions by modified diatomites. *Innovat. Tekh. Tekhnol.* 2020. N 1. P. 55–60 (in Russian).
- Van H.T., Phuong T.M., Thao V.T., Vu X.H., Nguyen T.V., Nguyen L.H. Applying Activated Carbon Derived from Coconut Shell Loaded by Silver Nanoparticles to Remove Methylene Blue in Aqueous Solution. *Wat. Air Soil Poll.* 2018. V. 18. P. 1–14. DOI: 10.1007/s11270-018-4043-3.
- Ghanizadeh G., Asgari G. Adsorption kinetics and isotherm of methylene blue and its removal from aqueous solution using bone charcoal. *React. Kinet. Mech. Catal.* 2011. V. 102. P. 127–142. DOI: 10.1007/s11144-010-0247-2.
- Laptash N.M., Kovaleva E.V., Mashkovsky A.A., Beloliptsev A.Yu., Zemnukhova L.A. Hydrolysis of antimony(III) fluoride compounds. *Zhurn.Strukt. Khim.* 2007. V. 48. N 5. P. 907–913 (in Russian). DOI: 10.1007/s10947-007-0126-5.
- Arefieva O.D., Pirogovskaya P.D., Panasenko A.E., Zemnukhova L.A. Acid-base properties of aluminosilicates from rice husk and straw. *SN Appl. Sci.* 2020. V. 2. P. 894. DOI: 10.1007/s42452-020-2732-1.

Поступила в редакцию 10.07.2023 Принята к опубликованию 29.12.2023

Received 10.07.2023 Accepted 29.12.2023