

АДСОРБЦИЯ ИОНОВ МЕДИ НАТИВНОЙ И МОДИФИЦИРОВАННОЙ КОНОПЛЯНОЙ КОСТРОЙ

Е.Н. Хабибрахманова¹, И.Г. Шайхиев¹, Р.З. Галимова², З.Т. Санатуллова¹

¹Казанский национальный исследовательский технологический университет, Сибирский тракт, д. 41, г. Казань, Россия, 420029

E-mail: my@3sanatullova.ru

²Казанский медицинский колледж, ул. Хусаина Мавлютова, д. 34, г. Казань, Россия, 420101

E-mail: rumia.zahidovna@mail.ru

Исследована адсорбция ионов Cu^{2+} нативными и химически модифицированными образцами конопляной костры. Модификация костры проводилась 3% растворами NaOH и H_2SO_4 . Выявлено, что изотермы адсорбции во всех случаях более точно описываются моделью Ленгмюра, а кинетика процесса соответствует модели псевдо-первого порядка. На основании расчета термодинамических параметров, определено, что во всех случаях протекает физическая адсорбция, а лимитирующей стадией является смешанная диффузия.

Ключевые слова: конопляная костра, модификация, ионы меди, изотермы адсорбции, кинетика, эффективность очистки

THE ADSORPTION OF COPPER (II) IONS BY NATIVE AND MODIFIED HEMP MULCH

E.N. Khabibrakhmanova¹, I.G. Shaikhiyev¹, R.Z. Galimova², Z.T. Sanatullova¹

¹Kazan National Research Technological University, Siberian tract, 41, Kazan, Russia, 420029

E-mail: my@3sanatullova.ru

²Kazan Medical College, Khusain Mavlyutov str., 34, Kazan, Russia, 420101

E-mail: rumia.zahidovna@mail.ru

The adsorption of Cu^{2+} ions by native and chemically modified hemp mulch samples was studied. Modification of the mulch was carried out with 3% solutions of NaOH and H_2SO_4 . It was revealed that adsorption isotherms in all cases are more accurately described by the Langmuir model, and the kinetics of the process corresponds to the pseudo-first order model. Based on the calculation of thermodynamic parameters, it was determined that in all cases physical adsorption occurs, and the limiting stage is mixed diffusion.

Key words: hemp mulch, modification, copper ions, adsorption isotherms, kinetics, purification efficiency

Для цитирования:

Хабибрахманова Е.Н., Шайхиев И.Г., Галимова Р.З., Санатуллова З.Т. Адсорбция ионов меди нативной и модифицированной конопляной кострой. *Рос. хим. ж. (Ж. Рос. хим. об-ва)*. 2024. Т. LXVIII. № 2. С. 31–37. DOI: 10.6060/RCJ.2024682.4.

For citation:

Khabibrakhmanova E.N., Shaikhiyev I.G., Galimova R.Z., Sanatullova Z.T. The adsorption of copper (II) ions by native and modified hemp mulch. *Ros. Khim. Zh.* 2024. V. 68. N 2. P. 31–37. DOI: 10.6060/RCJ.2024682.4.

ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение окружающей природной среды различными поллютантами достигло критических размеров в настоящее время в связи с интенсивным

развитием мировой экономики. Одними из преобладающих загрязнений, попадающих в объекты окружающей природной среды, являются ионы тяжелых металлов (ИТМ). Источниками их поступ-

ления в природные водоемы являются недостаточно очищенные сточные воды (СВ) различных производств.

Ионы Cu^{2+} попадают в природные водоемы в составе СВ предприятий машиностроения, электронной и химической отраслей промышленности и др. Повышенное содержание ионов Cu^{2+} в природных водоемах (ПДК – 1 мг/дм³) вызывает нарушения функционирования гидробионтов. При больших концентрациях в воде питьевого назначения, ионы Cu^{2+} способствуют возникновению болезни Вильсона. В этой связи, извлечение ионов Cu^{2+} из производственных СВ является актуальной задачей современного промышленного производства.

На действующих предприятиях ионы Cu^{2+} из СВ, в большинстве случаев, удаляются с использованием химического метода путем обработки стоков суспензией $\text{Ca}(\text{OH})_2$, так называемой «пушонкой». Применение последней приводит к образованию в щелочной среде соответствующего гидроксида меди и его выпадение в осадок. Недостатком использования пушонки является образование осадка, который забивает трубопроводную и запорную арматуры, что приводит к остановке процесса очистки. Иногда для удаления ионов Cu^{2+} применяют растворы гидроксида или сульфида натрия. Недостатком данных реагентов является высокая стоимость по сравнению с $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

ТЕОРЕТИЧЕСКАЯ ЧАСТЬ

Одним из способов удаления ИТМ из СВ является сорбционный. В качестве сорбентов наиболее часто применяют активированные угли. Однако, последние имеют невысокие сорбционные характеристики по ИТМ, в том числе и по ионам Cu^{2+} [1, 2], дорогостоящи и требуют регенерации, что еще более повышает расходы на очистку СВ.

В связи с вышеизложенным, в настоящее время в мировом пространстве интенсивно развивается новое направление в области охраны окружающей среды – использование лигноцеллюлозных отходов от переработки растительного сырья в качестве реагентов для удаления загрязняющих веществ из сточных и природных вод. Особый интерес представляют ежегодно возобновляемые, доступные, многотоннажные, эффективные отходы от переработки сельскохозяйственного сырья.

Ранее, в частности, показано, что солома пшеницы [3], ячменя [4], риса [5], плодовые оболочки зерен пшеницы и риса [6], биомасса после переработки кукурузы [7, 8], жом сахарного трост-

ника [9] и сахарной свеклы [10], отходы от переработки лука [11] и чеснока [12] и др. являются эффективными сорбционными материалами (СМ) для извлечения ионов металлов, красителей, нефтепродуктов и других поллютантов из водных сред. Для увеличения сорбционных показателей СМ по различным поллютантам используют модификацию различными химическими реагентами или физико-химическими методами.

Одной из сельскохозяйственных культур в Российской Федерации, производство которой в последнее время планомерно увеличивается, является конопля посевная (*Cannabis sativa*). Последняя перерабатывается для получения различных продуктов, включая бумагу, веревки, текстиль, одежду, биоразлагаемые пластмассы, изоляцию, биотопливо, продукты питания и корма для животных и др. В процессе трепания стеблей конопли образуется отход производства – конопляная костра, которая представляет собой одревесневшие пористые частички стебля растения. Воды в ней содержится менее 10%, основную долю составляют целлюлоза и лигнин.

Одним из путей применения конопляной костры является ее использование в качестве СМ для удаления различных загрязнений, в том числе и ИТМ, из водных сред [13].

В связи с вышеизложенным, нами исследовалась адсорбция ионов Cu^{2+} нативными и модифицированными образцами конопляной костры в статических условиях.

ЭКСПЕРИМЕНТ

Для определения влияния кислотной и щелочной модификации конопляной костры на сорбционные характеристики по ионам Cu^{2+} , проводилась обработка СМ 3%-ными растворами серной кислоты или гидроксида натрия при 20 °С в плоскодонных колбах на лабораторном шейкере в течение 5 ч. Далее СМ промывались дистиллированной водой до нейтрального значения рН и высушивались в сушильном шкафу при температуре 60 °С до достижения постоянной массы.

Для построения изотерм адсорбции приготовлены растворы с концентрацией ионов Cu^{2+} от 5 до 2000 мг/дм³. В плоскодонные колбы объемом 250 см³ помещались навески образцов СМ массой 1 г. Далее в колбы приливалось по 100 см³ модельной СВ с различными концентрациями ионов Cu^{2+} . Колбы с содержимым плотно закрывались пробками, устанавливались на лабораторный шейкер и перемешивались в течение 5 ч. По истечении ука-

занного промежутка времени, раствор отфильтровывался через бумажный фильтр и в нем определялась остаточная концентрация ионов Cu^{2+} . Расчет количества ионов Cu^{2+} , сорбированных 1 г СМ (А) в мг/г, проводили по формуле 1:

$$A = \frac{(C_s - C_e) \cdot V}{m} \quad (1)$$

где C_s – исходная концентрация ионов меди, мг/дм³; C_e – конечная концентрация ионов меди, мг/дм³; V – объем раствора, дм³; m – масса СМ, г.

При различных равновесных концентрациях ионов Cu^{2+} по полученным значениям сорбционной емкости (А) строились изотермы адсорбции.

Кинетические зависимости строились по результатам исследования процессов адсорбции ионов меди (II) нативной и модифицированной конопляной кострой при начальной концентрации ионов Cu^{2+} 150 мг/дм³, дозировке сорбционного материала 0,1 г/дм³ и времени сорбции 0 – 240 мин.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Полученные изотермы адсорбции ионов Cu^{2+} нативной и обработанной 3%-ными растворами H_2SO_4 и NaOH конопляной кострой представлены на рис. 1.

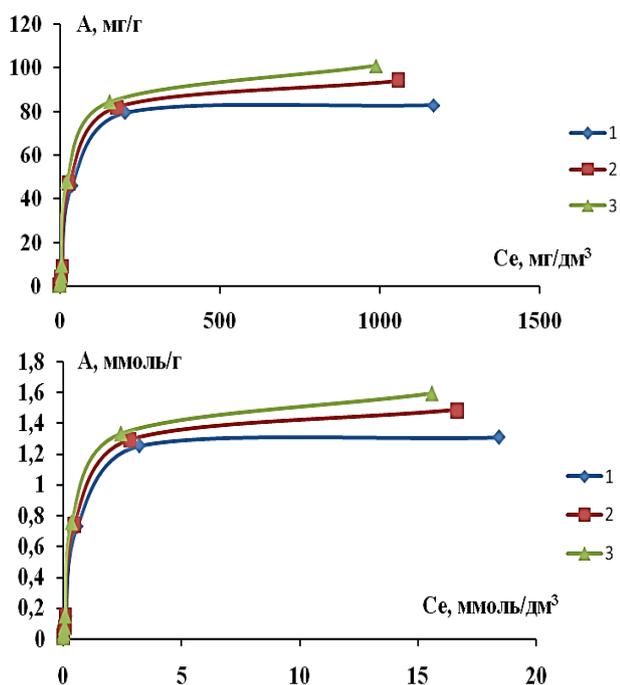


Рис. 1. Изотермы адсорбции ионов Cu^{2+} : 1 – нативной кострой, 2 – модифицированной 3 % раствором H_2SO_4 , 3 – модифицированной 3 % раствором NaOH

Согласно классификации Брунауэра, Деминга, Деминга и Теллера (БДДТ) полученные изо-

термы адсорбции относятся к I типу [13]. По классификации Гильса изотермы можно отнести к L-классу [14], которые описывают мономолекулярную адсорбцию ионов Cu^{2+} на биомассе конопляной костры. Общеизвестно, что I тип изотерм характерен для микропористых твердых тел с относительно малой долей внешней поверхности. Определено, что при модификации СМ емкость по ионам Cu^{2+} повышается. Найдено, что максимальная сорбционная емкость (A_{max}) по ионам Cu^{2+} нативной конопляной кострой составила $A_{\text{max}} = 83$ мг/г. Обработка 3%-ным раствором NaOH способствует достижению $A_{\text{max}} = 101$ мг/г.

Для выявления механизма сорбционного взаимодействия, полученные изотермы адсорбции обрабатывались с использованием моделей Ленгмюра, Фрейндлиха, Дубинина-Радушкевича и Темкина [15]. Значения полученных уравнений регрессии и коэффициентов аппроксимации (R^2) приведены в табл. 1.

Из данных, приведенных в табл. 1, видно, что во всех трех случаях наиболее точно процесс адсорбции ионов Cu^{2+} описывается моделью Ленгмюра. По адекватности описания, изотермы адсорбции ионов Cu^{2+} биомассой конопляной костры расположились в следующий ряд: Ленгмюра > Фрейндлиха = Темкина > Дубинина-Радушкевича.

На основании полученных уравнений сорбции с помощью формулы 2 определялась энергия Гиббса процессов адсорбции ионов Cu^{2+} с применением образцов конопляной костры в качестве СМ [16].

$$\Delta G = -R \cdot T \cdot \ln K_L \quad (2)$$

где ΔG – энергия Гиббса, Дж/моль; R – универсальная газовая постоянная; T – температура, K_L – константа Ленгмюра.

Определено, что значение энергии Гиббса в случае использования нативной костры составило $\Delta G = -1,899$ кДж/моль, в случае модифицированного СМ 3 %-ными растворами H_2SO_4 и NaOH – $\Delta G = -3,349$ и $-3,868$ кДж/моль, соответственно, что свидетельствует о протекании физической адсорбции во всех трех случаях [15].

Используя уравнение Дубинина-Радушкевича определены значения энергии сорбции (E , кДж/моль) для процессов адсорбции ионов Cu^{2+} нативными и модифицированными 3 %-ными растворами H_2SO_4 и NaOH образцами конопляной костры, которые составили 3,365 кДж/моль, 3,462 кДж/моль, 3,866 кДж/моль соответственно. Полученные значения энергии сорбции также подтверждают протекание процесса физической адсорбции.

С целью выявления лимитирующей стадии были получены кинетические зависимости процес-

сов сорбции ионов Cu^{2+} нативной и модифицированной конопляной кострой. Результаты представлены на рис. 2.

Таблица 1

Уравнения регрессии и коэффициенты аппроксимации моделей адсорбции ионов Cu^{2+} нативной и модифицированной конопляной кострой

Конопляная костра	Модель адсорбции			
	Ленгмюра	Фрейндлиха	Дубинина-Радущкевича	Темкина
нативный образец	$y = 0,884x + 1,928$ $R^2 = 0,987$	$y = 0,709x - 0,390$ $R^2 = 0,916$	$y = -0,524x + 0,450$ $R^2 = 0,366$	$y = 0,197x + 0,782$ $R^2 = 0,902$
модиф. 3% H_2SO_4	$y = 0,642x + 2,539$ $R^2 = 0,993$	$y = 0,701x - 0,324$ $R^2 = 0,925$	$y = -0,495x + 0,763$ $R^2 = 0,443$	$y = 0,209x + 0,870$ $R^2 = 0,901$
модиф. 3% NaOH	$y = 0,532x + 2,603$ $R^2 = 0,991$	$y = 0,701x - 0,261$ $R^2 = 0,918$	$y = -0,397x + 0,604$ $R^2 = 0,375$	$y = 0,220x + 0,951$ $R^2 = 0,910$

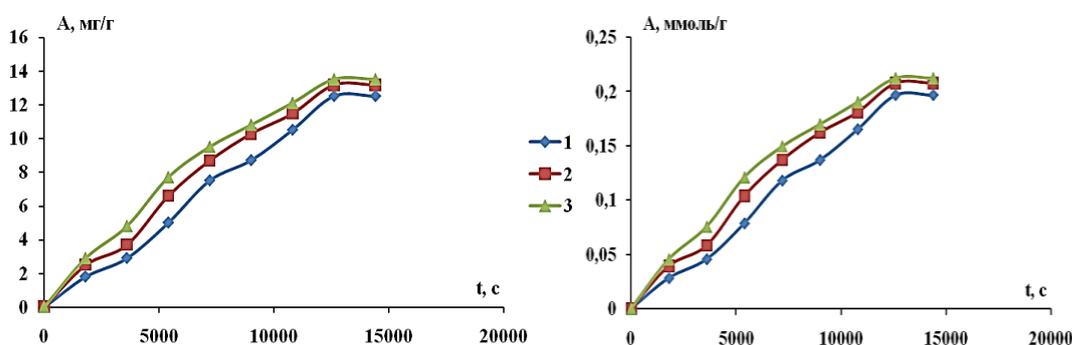


Рис. 2. Кинетические зависимости процессов адсорбции ионов Cu^{2+} : 1 – нативной кострой, 2 – модифицированной 3 % раствором H_2SO_4 , 3 – модифицированной 3 % раствором NaOH

Вклад внешней диффузии в процесс адсорбции оценивается по коэффициенту внешней диффузии ($D_{\text{вн}}$), расчет которого осуществляется по формуле 3:

$$D_{\text{вн}} = \frac{r_0 \cdot \delta \cdot \gamma \cdot A}{3 \cdot C_e} \quad (3)$$

где r_0 – радиус частиц сорбционного материала, см; δ – толщина пленки раствора вокруг гранул сорбционного материала, см; γ – некоторая величина, постоянная для данных условий; A – сорбционная емкость, ммоль/г; C_e – равновесная концентрация сорбата в растворе, ммоль/см³.

Вклад внутренней диффузии в процесс адсорбции определяется по уравнениям 4 и 5:

$$B_t = D_i \cdot \pi^2 \cdot \frac{t}{r^2} \quad (4)$$

$$A = K_d \cdot t^{\frac{1}{2}} + L \quad (5)$$

где D_i – коэффициент внутренней диффузии; t – время протекания процесса сорбции, с; r – радиус зерна сорбционного материала, см; B_t – безразмерный параметр Бойда или критерий гомохромности Фурье; L – толщина граничного слоя, см; K_d – константа скорости внутренней диффузии.

Оценка вклада внешней и внутренней диффузии в общий процесс сорбции оценивается по значениям коэффициента Bi_0 , определяемого по формуле 6.

$$Bi = \frac{D_{\text{вн}} \cdot r}{D_i \cdot \delta \cdot K_p} \quad (6)$$

где $D_{\text{вн}}$ – коэффициент внешней диффузии; r – радиус зерна сорбционного материала, см; D_i – коэффициент внутренней диффузии; δ – толщина пленки раствора вокруг гранул сорбционного материала, см; K_p – коэффициент распределения, определяемый по уравнению: $K_p = A/C_e$.

Результаты обработки кинетических зависимостей адсорбции ионов Cu^{2+} нативными и модифицированными образцами конопляной костры представлены в табл. 2.

Значения коэффициентов Bi_0 в интервале от 0 до 20 свидетельствуют о протекании смешанной диффузионной кинетики.

На следующем этапе кинетические зависимости процессов адсорбции ионов Cu^{2+} нативной и модифицированной конопляной кострой обработаны в рамках моделей псевдо-первого порядка Ладгергена (рис. 3), псевдо-второго порядка Хо и Маккея (рис. 4) и модели Еловича (рис. 5).

Таблица 2
Значения коэффициентов Био для процессов сорбции ионов Cu^{2+} нативными и модифицированными образцами конопляной костры

Сорбционный материал	Коэффициент Био	Лимитирующая стадия
нативный образец	1,972	Смешанная диффузия
модиф. 3% H_2SO_4	2,301	Смешанная диффузия
модиф. 3% NaOH	2,629	Смешанная диффузия

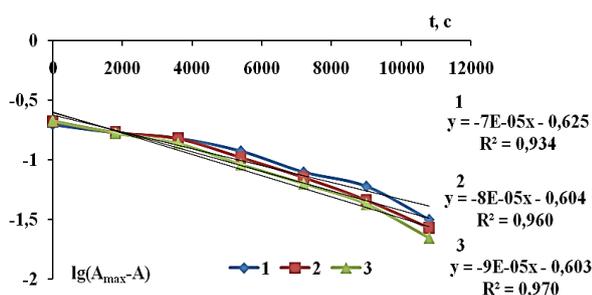


Рис. 3. Результаты обработки кинетических зависимостей в рамках модели псевдо-первого порядка Лагергрена процессов адсорбции ионов Cu^{2+} : 1 – нативной кострой, 2 – модифицированной 3% раствором H_2SO_4 , 3 – модифицированной 3% раствором NaOH

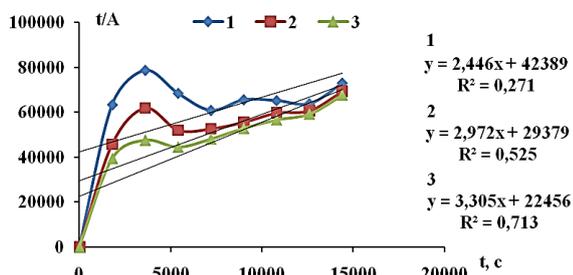


Рис. 4. Результаты обработки кинетических зависимостей в рамках модели псевдо-второго порядка Хо и Маккея процессов адсорбции ионов Cu^{2+} : 1 – нативной кострой, 2 – модифицированной 3% раствором H_2SO_4 , 3 – модифицированной 3% раствором NaOH

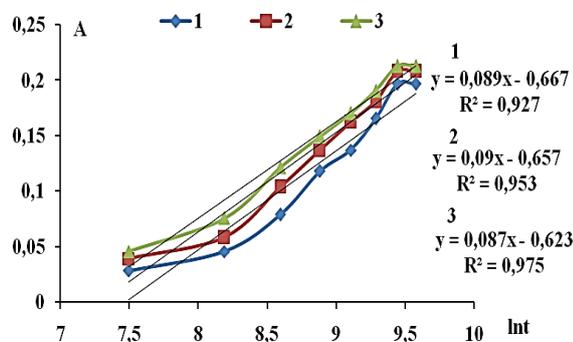


Рис. 5. Результаты обработки кинетических зависимостей в рамках модели Еловича процессов адсорбции ионов Cu^{2+} : 1 – нативной кострой, 2 – модифицированной 3% раствором H_2SO_4 , 3 – модифицированной 3% раствором NaOH

Из рис. 3-5 видно, что среди перечисленных кинетических моделей лучше всего исследуемые процессы описывает модель псевдо-первого порядка.

В дальнейшем изучалось влияние pH на эффективность очистки модельной сточной воды от ионов Cu^{2+} . Результаты эксперимента представлены на рис. 6.

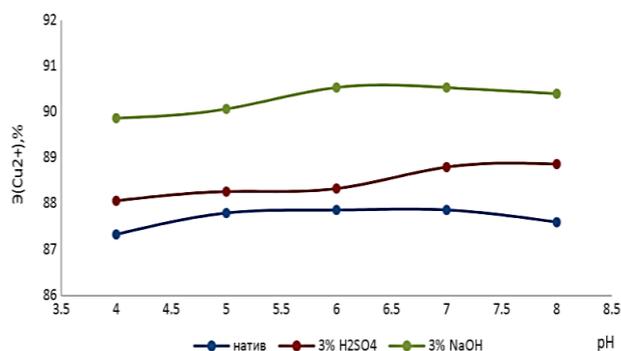


Рис. 6. Влияние значений pH на эффективность процесса адсорбции ионов Cu^{2+} конопляной кострой

Многие исследователи [17–24] определяют pH процесса адсорбции; они полагают, что поверхностная нагрузка адсорбента в водном растворе с адсорбатом, свойства ионов металлов, степень ионизации и функциональные группы на поверхности адсорбента влияют на химическую эффективность ионного обмена и комплексообразования.

По результатам очевидно, что pH не критично влияет на степень очистки модельной СВ. Однако по тенденции изменения эффективности удаления, можно заметить, что наибольшая эффективность составляет 90,5% при значении pH = 7 при использовании в качестве сорбционного материала, обработанного 3% раствором гидроксида натрия.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Таким образом, показано, что конопляная костра является хорошим СМ, позволяющим использовать ее для удаления ионов Cu^{2+} из водных сред. В статических условиях изучены сорбционные свойства нативной и модифицированной конопляной костры. Модификаты получены путем обработки 3% водными растворами серной кислоты и гидроксида натрия. Полученные изотермы адсорбции были обработаны с помощью моделей Ленгмюра, Фрейндлиха, Дубинина-Радушкевича и Темкина, определены уравнения процессов и коэффициенты аппроксимации (R^2). Выявлено, что исследуемые изотермы адсорбции наиболее точно

описывается моделью Ленгмюра. Определены значения максимальной сорбционной емкости нативной и модифицированной 3 %-ными растворами H_2SO_4 и $NaOH$ конопляной костры, которые составили: 83 мг/г, 90 мг/г и 101 мг/г, соответственно. Значение энергии Гиббса в пределах от -1,899 до -3,868 кДж/моль и энергии сорбции в пределах от 3,365 до 3,866 кДж/моль указывают на протекание физической адсорбции. Построены кинетические зависимости процессов адсорбции ионов меди (II) нативной и модифицированной конопляной кострой. Определено, что лимитирующей стадией процесса адсорбции является смешанная диффузия. Обработкой кинетических зависимостей про-

цессов адсорбции ионов меди (II) нативной и модифицированной конопляной кострой в рамках моделей псевдо-первого порядка Лагергрена, псевдо-второго порядка Хо и Маккея и модели Еловича, установлено, что лучше всего описывает исследуемые процессы модель псевдо-первого порядка. Выявлено, что изменение значений pH от pH = 4 до pH = 8 мало влияет на эффективность удаления ионов Cu^{2+} .

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.

ЛИТЕРАТУРА

1. Chen W.-S.; Chen Y.-C.; Lee C.-H. Processes. 2022. V. 10. No 150. P. 1–16. DOI: 10.3390/pr10010150.
2. Huang C.C., Su Y.J. Journal of Hazardous Materials. 2010. V. 175. N 1–3. P. 477–483. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.030.
3. Kong W., Li Q., Li X. Journal of Applied Polymer Science. 2018. V. 135. N 36. Article. 46680. P. 1–11. DOI: 10.1002/app.46680.
4. Pehlivan E., Altun T., Parlayici Ş. Food Chemistry. 2012. V. 135. N 4. P. 2229–2234. DOI: 10.1016/j.foodchem.2012.07.017.
5. Li W.C., Law F.Y., Chan Y.H.M. Environmental Science and Pollution research. 2017. V. 24. P. 8903–8915. DOI: 10.1007/s11356-015-5081-7.
6. Aydın H., Bulut Y., Yerlikaya Ç. Journal of Environmental Management. 2008. V. 87. N 1. P. 37–45. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.01.005.
7. Petrović M., Šoštarić T., Stojanović M. Ecological Engineering. 2017. V. 99. P. 83–90. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.057.
8. Manzoor Q., Sajid A., Hussain T. Journal of Materials Research and Technology. 2019. V. 8. N 1. P. 75–86. DOI: 10.1016/j.jmrt.2017.05.016.
9. Gupta M., Gupta H., Kharat D.S. Environmental Technology & Innovation. 2018. V. 10. P. 91–101. DOI: 10.1016/j.eti.2018.02.003.
10. Kukić D., Šćiban M., Brdar M. International Journal of Environmental Science and Technology. 2023. V. 20. P. 2503–2516. DOI: 10.1007/s13762-022-04140-9.
11. Никифорова Т.Е., Козлов В.А., Вокурова Д.А., Иванов С.Н. Российский химический журнал. 2023. Т. 67. № 3. С. 63–72.
12. Shaikhiev I.G., Kraysman N.V., Svergzuzova S.V. Biointerface Research in Applied Chemistry. 2022. V. 12. No 4. P. 4518–4528. DOI: 10.33263/BRIAC124.45184528.
13. Адамова Л.В. Сорбционный метод исследования пористой структуры наноматериалов и удельной поверхности наноразмерных систем: учебное пособие / Л. В. Адамова, А. П. Сафронов – Екатеринбург: Изд-во УГУ, 2008. – 62 с.
14. Тимошук И.В. Техника и технология пищевых производств. 2010. 18.3. С. 111–116.
15. Галимова Р.З., Шайхиев И.Г., Свергузова С.В. Обработка результатов исследования процессов адсорбции с использованием программного обеспечения Microsoft Excel, Казань-Белгород, 2017. - 60 с.

REFERENCES

1. Chen W.-S.; Chen Y.-C.; Lee C.-H. Processes. 2022. V. 10. No 150. P. 1–16. DOI: 10.3390/pr10010150.
2. Huang C.C., Su Y.J. Journal of Hazardous Materials. 2010. V. 175. N 1–3. P. 477–483. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2009.10.030.
3. Kong W., Li Q., Li X. Journal of Applied Polymer Science. 2018. V. 135. N 36. Article. 46680. P. 1–11. DOI: 10.1002/app.46680.
4. Pehlivan E., Altun T., Parlayici Ş. Food Chemistry. 2012. V. 135. N 4. P. 2229–2234. DOI: 10.1016/j.foodchem.2012.07.017.
5. Li W.C., Law F.Y., Chan Y.H.M. Environmental Science and Pollution research. 2017. V. 24. P. 8903–8915. DOI: 10.1007/s11356-015-5081-7.
6. Aydın H., Bulut Y., Yerlikaya Ç. Journal of Environmental Management. 2008. V. 87. N 1. P. 37–45. DOI: 10.1016/j.jenvman.2007.01.005.
7. Petrović M., Šoštarić T., Stojanović M. Ecological Engineering. 2017. V. 99. P. 83–90. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2016.11.057.
8. Manzoor Q., Sajid A., Hussain T. Journal of Materials Research and Technology. 2019. V. 8. N 1. P. 75–86. DOI: 10.1016/j.jmrt.2017.05.016.
9. Gupta M., Gupta H., Kharat D.S. Environmental Technology & Innovation. 2018. V. 10. P. 91–101. DOI: 10.1016/j.eti.2018.02.003.
10. Kukić D., Šćiban M., Brdar M. International Journal of Environmental Science and Technology. 2023. V. 20. P. 2503–2516. DOI: 10.1007/s13762-022-04140-9.
11. Nikiforova T.E., Kozlov V.A., Vokurova D.A., Ivanov S.N. Russian Chemical Journal. 2023. V. 67. N 3. P. 63–72.
12. Shaikhiev I.G., Kraysman N.V., Svergzuzova S.V., Biointerface Research in Applied Chemistry. 2022. V. 12, N 4. P. 4518–4528. DOI: 10.33263/BRIAC124.45184528.
13. Adamova L.V. Sorption method for studying the porous structure of nanomaterials and the specific surface of nanoscale systems: textbook / L.V. Adamova, A.P. Safronov – Yekaterinburg: Publishing House of UGU, 2008. – 62 p.
14. Tymoshchuk I.V. Technique and technology of food production. 2010. 18.3. P. 111–116.
15. Galimova R.Z., Shaikhiev I.G., Svergzuzova S.V. Processing of the results of the study of adsorption processes using Microsoft Excel software, Kazan-Belgorod, 2017. - 60 p.
16. Galimova R.Z., Shaikhiev I.G., Almazova G.A. Bulletin of the Technological University. 2016. V. 19. N 1. P. 60–63.

16. Галимова Р.З., Шайхиев И.Г., Алмазова Г.А. Вестник технологического университета. 2016. Т. 19. №1. С. 60–63.
17. Abdić Š., Memić M., Šabanović E., Sulejmanović J. and Begić S. International Journal of Environmental Science and Technology. 2018. 15(12). P. 2511–2518.
18. Afroze S., Sen, T.K. Water, Air, and Soil Pollution. 2018. 229(7). DOI: 10.1007/s11270-018-3869-z.
19. Park D., Yun Y.-S., Park J.M. Biotechnology and Bioprocess Engineering. 2010. 15(1). P. 86–102.
20. Repo E. EDTA-and DTPA-functionalized silica gel and chitosan adsorbents for the removal of heavy metals from aqueous solutions. Lappeenranta University of Technology Laboratory of Green Chemistry, 2011.
21. Ho Y.-S. Water Research. 2003. 37(10). P. 2323–2330.
22. Кузин Е.Н. Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2024. Т. 67. № 7. С. 127–135.
23. Ермоленко Б.В., Кузин Е.Н. Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2024. Т. 67. № 2. С. 111–118.
24. Никифорова Т.Е., Козлов В.А., Вокурова Д.А. Изв. вузов. Химия и хим. технология. 2023. Т. 66. № 12. С. 91–100.
17. Abdić Š., Memić M., Šabanović E., Sulejmanović J. and Begić S. International Journal of Environmental Science and Technology. 2018. 15(12). P. 2511–2518.
18. Afroze S., Sen, T.K. Water, Air, and Soil Pollution. 2018. 229(7).
19. Park D., Yun Y.-S., Park J.M. Biotechnology and Bioprocess Engineering. 2010. 15(1). P. 86–102.
20. Repo E. EDTA-and DTPA-functionalized silica gel and chitosan adsorbents for the removal of heavy metals from aqueous solutions. Lappeenranta University of Technology Laboratory of Green Chemistry, 2011.
21. Ho Y.-S. Water Research. 2003. 37(10). P. 2323–2330.
22. Kuzin E.N. ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]. 2024. V. 67 N 7. P. 127–135. DOI: 10.6060/ivkkt.20246707.6997.
23. Ermolenko B.V., Kuzin E.N. ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]. 2024. V. 67. N 2. P. 111–118. DOI: 10.6060/ivkkt.20246702.6913.
24. Nikiforova T.E., Kozlov V.A., Vokurova D.A. ChemChemTech [Izv. Vyssh. Uchebn. Zaved. Khim. Khim. Tekhnol.]. 2023. V. 66. N 12. P. 91–100. DOI: 10.6060/ivkkt.20236612.6814.

Поступила в редакцию 20.02.2024
Принята к опубликованию 10.05.2024

Received 20.02.2024
Accepted 10.05.2024