

ОРИГИНАЛЬНЫЕ СТАТЬИ

Научная статья

УДК 544.72

doi: 10.17308/sorpchrom.2025.25/13278

Исследование кинетики адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II) природными сорбентами

Елена Геннадьевна Филатова[✉]

Иркутский национальный исследовательский технический университет, Иркутск, Россия, efila@list.ru[✉]

Аннотация. В данной работе проводится анализ особенностей процесса поглощения ионов кобальта (II) и никеля (II) природными цеолитами. Исследование направлено на изучение кинетики и эффективности адсорбции этих ионов. Получены кинетические кривые адсорбции исследуемых ионов в интервале температур 298-318 К. Время наступления адсорбционного равновесия составило 120 минут. Величина адсорбции ионов никеля(II) при T=298 К составила 6.1 мг·г⁻¹, а для кобальта – 5.6 мг·г⁻¹ (T=298 К). Лучшую адсорбируемость никеля можно объяснить меньшим размером радиуса обменного иона (0.069 нм). Для кобальта этот показатель составляет 0.074 нм. В рамках диффузионных моделей Бойда и Морриса-Вебера использован количественный подход для первичного разграничения внешне и внутри диффузионного лимитирования адсорбции. Показано, что диффузия ионов через пленку раствора, вносит свой вклад в общую скорость процесса. Определены значения константы скорости внешней диффузии. Максимальное значение константы скорости внешней диффузии 0.019 мин⁻¹ для ионов кобальта(II) и 0.015 мин⁻¹ для ионов никеля(II) достигается при температуре 318 К, т.е. с повышением температуры диффузия в пленке раствора усиливается. Вклад химической стадии в кинетику гетерогенного процесса адсорбции был охарактеризован в рамках кинетических моделей Лагергрена, Хо и Маккея и Еловича. Наиболее применимой для описания исследуемых процессов является модель псевдо-второго порядка. Указанная модель предполагает, что скорость процесса адсорбции лимитирует химическая реакция. В случае рассматриваемых цеолитов (гейландита-Са) процесс сопровождается ионным обменом между адсорбируемыми ионами и обменными катионами природного минерала.

Ключевые слова: адсорбция, природные цеолиты, кинетика ионного обмена, ионы кобальта(II), ионы никеля(II).

Для цитирования: Филатова Е.Г. Исследование кинетики адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II) природными сорбентами // Сорбционные и хроматографические процессы. 2025. Т. 25, № 4. С. 499-508. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13278>

Original article

Study of the kinetics of adsorption of cobalt(II) and nickel(II) ions by natural sorbents

Elena G. Filatova[✉]

Irkutsk National Research Technical University, Irkutsk, Russian Federation, efila@list.ru[✉]

Abstract. This paper analyzes the features of the absorption of cobalt (II) and nickel (II) ions by natural zeolites. The research is aimed at studying the kinetics and efficiency of adsorption of these ions. Kinetic curves of adsorption of the studied ions in the temperature range of 298-318 K. are obtained. The time of onset of adsorption equilibrium was 120 minutes. The adsorption of nickel(II) ions at T =298 K was 6.1 mg·g⁻¹, and for cobalt – 5.6 mg·g⁻¹ (T=298 K). The better adsorption capacity of nickel can be explained by the smaller size of the exchange ion radius (0.069 nm). For cobalt, this indicator is 0.074 nm. In the framework of the Boyd and Morris-Weber diffusion models, a quantitative approach was used to initially distinguish between the external and internal diffusion limitation of adsorption. It is shown that ion diffusion through the solution film

contributes to the overall rate of the process. The values of the external diffusion rate constant are determined. The maximum value of the external diffusion rate constant of 0.019 min^{-1} for cobalt(II) ions and 0.015 min^{-1} for nickel(II) ions is reached at a temperature of 318 K, with increasing temperature, diffusion in the solution film increases. The contribution of the chemical stage to the kinetics of the heterogeneous adsorption process was characterized in the framework of kinetic models by Lagergren, Ho and McKay and Yelovich. The most applicable model for describing the processes under study is the pseudo-second-order model. This model assumes that the rate of the adsorption process is limited by a chemical reaction. In the case of the zeolites under consideration (geylandite-Ca), the process is accompanied by ion exchange between the adsorbed ions and the exchangeable cations of the natural mineral.

Keywords: adsorption, natural zeolites, ion exchange kinetics, cobalt(II) ions, nickel(II) ions.

For citation: Filatova E.G. Study of the kinetics of adsorption of cobalt(II) and nickel(II) ions by natural sorbents. *Sorbtsionnye i khromatograficheskie protsessy. 2025. 25(4): 499-508. (In Russ.).* <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2025.25/13278>

Введение

Загрязнение окружающей среды тяжелыми металлами вследствие интенсивной индустриальной деятельности – это серьезная угроза для сохранения и развития биосферы. Ионы тяжелых металлов (ИТМ) представляют серьезную угрозу для всех живых организмов, включая человека. ИТМ, такие как свинец, ртуть, кадмий, цинк и другие, могут накапливаться в почве, воде и воздухе, что приводит к их распространению на большие расстояния. Особенно опасным является загрязнение водных ресурсов тяжелыми металлами, так как вода является основой жизни на Земле. ИТМ попадают в поверхностные водоемы преимущественно со сточными водами промышленных предприятий, таких как предприятия машиностроения, приборостроения, цветной металлургии и ряда других отраслей. Они могут вызывать серьезные последствия для водных экосистем и здоровья человека [1].

Для решения проблемы загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами необходимо принимать меры по снижению выбросов этих веществ в атмосферу и сброса загрязненных стоков в поверхностные водоемы. Это включает в себя внедрение более эффективных технологий очистки сточных вод, контроль за выбросами промышленных предприятий и сокращение использования тяжелых металлов в производстве. Известно, что ионы тяжелых металлов оказывают токсичное воздействие, не поддаются биологическому разложению и обладают способностью накапливаться в живых организмах [1]. ИТМ также могут влиять на генетический материал, что может привести к мутациям и наследственным заболеваниям. В связи с негативным воздействием токсичных ИТМ на экологию окружающей среды и человека требования к предельно-допустимым концентрациям загрязнений в водоемах питьевого и рыбохозяйственного назначения постоянно ужесточаются. Наиболее полно удалять токсичные ионы из водных растворов позволяют адсорбционные методы очистки. Преимущества сорбционных методов очистки сточных вод включают высокую эффективность, возможность удаления широкого спектра загрязнений, а также простоту и удобство использования [2-4]. Кроме того, эти методы могут быть адаптированы для различных типов сточных вод и условий эксплуатации. Однако у сорбционных методов есть и некоторые недостатки, такие как необходимость регулярной замены или регенерации сорбентов и относительно высокая стоимость некоторых материалов. Тем не менее, учитывая все преимущества и возможности, сорбционные методы остаются одной из наиболее перспективных технологий в области очистки сточных вод и защиты окружающей среды. Существует несколько видов сорбентов, которые используются для очистки сточных вод от ИТМ. Наиболее распространенными являются активированные угли,

синтетические полимерные ионообменные смолы, цеолиты [5-7]. Каждый из этих материалов имеет свои особенности и преимущества, поэтому выбор сорбента зависит от конкретных условий и требований процесса очистки. Известно, что природные минералы – гейландит и клиноптилолит – считают одними из наиболее распространенных типов цеолитов в мире [8-12].

Цель работы: исследование кинетики адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II) природным гейландитом-Са и обоснование предполагаемого механизма адсорбционного процесса.

Экспериментальная часть

В качестве объектов исследования использовали цеолиты Холинского месторождения. Содержание основного компонента – гейландита-Са – составляло не менее 75 масс. %. Примесных пород – 25 масс. %. В рамках исследования использовали цеолиты фракции –1 мм. Для изучения адсорбционных характеристик природных сорбентов в отношении ионов кобальта (II) и никеля (II) применяли специальные модельные растворы. Растворы готовили с использованием высококачественных реактивов: сульфата кобальта(II) семиводного $\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ «х.ч.» и сульфата никеля(II) семиводного $\text{NiSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ «х.ч.», а также дистиллированной воды. Для определения концентрации ионов кобальта (II) и никеля (II) в растворах применяли спектрофотометрический метод анализа [13, 14]. При определении содержания исследуемых ионов из модельных растворов отбирали пробы объемом $1,0 \text{ см}^3$, что практически не оказывало влияние на снижения объема жидкой фазы при проведении дальнейшего кинетического исследования. Погрешность используемого метода анализа составляла не более 5%. Исследования проводили в интервале температур 298-318 К. Водородный показатель среды исследуемых водных растворов никеля соста-

вил 5.5-5.8, для кобальта 7.5-7.8, что согласуется с литературными данными [15, 16]. Процесс перемешивания проводили с помощью магнитной мешалки, скорость вращения которой составляла 450 оборотов в минуту. Адсорбционную способность цеолитов определяли, используя статический метод исследования. В работе применялся метод неизменных навесок (1 г гейландита-Са) и переменных концентраций (модельные растворы с концентрацией ионов кобальта (II) и никеля (II): 5, 10, 20, 30, 40, 50, 60 и $70 \text{ мг} \cdot \text{дм}^{-3}$). Соотношение жидкой фазы к твердой (ж/т) составляло 100/1.

Величину адсорбции при достижении адсорбционного равновесия ($A_{\text{равн}}$, $\text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1}$) вычисляли по уравнению:

$$A_{\text{равн}} = \frac{C_0 - C_{\text{равн}}}{m} \cdot V, \quad (1)$$

где C_0 и $C_{\text{равн}}$ – исходная и равновесная концентрации металла в растворе, $\text{ммоль} \cdot \text{дм}^{-3}$; V – объем раствора, дм^3 ; m – масса сорбента, г.

Поглощение адсорбата в момент времени τ , A ($\text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1}$), рассчитывали по уравнению:

$$A = \frac{C_0 - C_{\tau}}{m} \cdot V, \quad (2)$$

где C_{τ} – концентрация ионов в растворе в момент времени τ , $\text{ммоль} \cdot \text{дм}^{-3}$.

Константы скорости адсорбции реакции псевдо-первого порядка определяли с использованием логарифмической формы уравнения Лагергрена [17]:

$$\lg(A_{\text{равн}} - A) = \lg A_{\text{равн}} - \frac{k_1 \cdot \tau}{2,303}, \quad (3)$$

где $A_{\text{равн}}$ – величина адсорбции при достижении адсорбционного равновесия, $\text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1}$; A – величина адсорбции в момент времени τ , $\text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1}$; k_1 – константа скорости реакции псевдо-первого порядка, мин^{-1} ; τ – время, мин.

Кинетику ионного обмена описывали уравнением реакции псевдо-второго порядка по уравнению Хо и Маккея:

$$\frac{\tau}{A} = \frac{1}{k_2} + \frac{\tau}{A_{\text{равн}}}, \quad (4)$$

где k_2 – константа скорости реакции псевдо-второго порядка, $\text{г} \cdot \text{ммоль}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$.

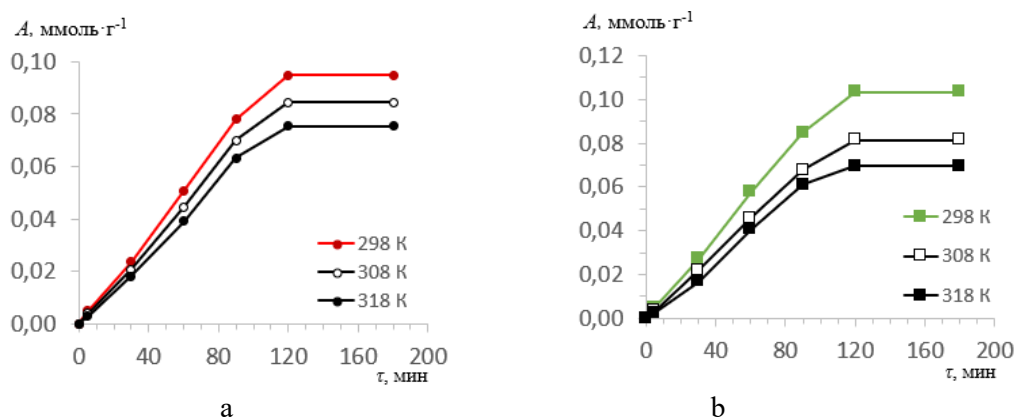


Рис. 1. Кинетические кривые адсорбции ионов: а – кобальта(II); б – никеля(II)
(C_{Co}, C_{Ni} : 5. 10. 20. 30. 40. 50. 60. 70 мг·дм⁻³; сорбент-гейландит-Са 1 г;
объем сорбата 0.1 дм³)

Fig. 1. Kinetic curves of ion adsorption: а – cobalt(II); б – nickel(II)
(C_{Co}, C_{Ni} : 5. 10. 20. 30. 40. 50. 60. 70 mg/L; sorbent- heulandite-Ca 1 g; sorbate volume 0.1 L)

В работе использовали экспоненциальную модель Еловича, описывающую случаи гетерогенной хемосорбции на твёрдых поверхностях [18]. Уравнение Еловича, упрощенное Ченом и Клейтоном [19], имеет следующий вид:

$$A = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha \cdot \beta) + \frac{1}{\beta} \ln \tau, \quad (5)$$

где α – начальная скорость адсорбционного процесса, ммоль·г⁻¹·мин⁻¹, β – константа десорбции, г·ммоль⁻¹. Линеаризация уравнения $A = f(\ln \tau)$ позволяет определить α и β .

Пригодность использования кинетических моделей определяли методом линеаризации данных в координатах их интегральных уравнений и статистического анализа с определением коэффициентов детерминации R^2 .

Обсуждение результатов

В результате исследования кинетики и эффективности адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II) в температурном интервале 298-318 К, получены кинетические кривые (рис. 1). Адсорбционное равновесие, отвечающее постоянству составу концентраций ионов металлов в системе адсорбат–сорбент, составило 120 минут. Величина адсорбции ионов никеля(II) при Т=298 К составила 6.1 мг·г⁻¹, а для кобальта – 5.6 мг·г⁻¹ (Т=298 К). Лучшую адсорбируемость никеля можно

объяснить меньшим размером радиуса обменного иона (0.069 нм) [20]. Для кобальта этот показатель составляет 0.074 нм [20]. С повышением температуры величина адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II) снижается. Это говорит о том, что исследуемый процесс сопровождается выделением тепла, что подтверждает его экзотермичность и может говорить о физической природе. Это наблюдение имеет важное значение для понимания механизмов адсорбционных процессов и оптимизации условий их проведения. Оно позволяет более точно регулировать температуру системы для достижения максимальной эффективности адсорбционной очистки сточных вод и других технологических процессов.

Известно, что в рамках диффузионных моделей Бойда и Морриса-Вебера используют количественный подход для первичного разграничения внешне- и внутридиффузионного лимитирования адсорбции [21], предполагающий анализ кинетических зависимостей в координатах $-\ln(1-F)=f(\tau)$ и $F=f(\sqrt{\tau})$ соответственно, где τ – время, мин; F – степень достижения равновесия в системе, рассчитываемая как $F = A/A_{\text{равн}}$. Полученные зависимости представлены на рис. 2 и 3.

Из зависимостей в координатах Бойда $-\ln(1-F) = f(\tau)$ представленных на рис. 2

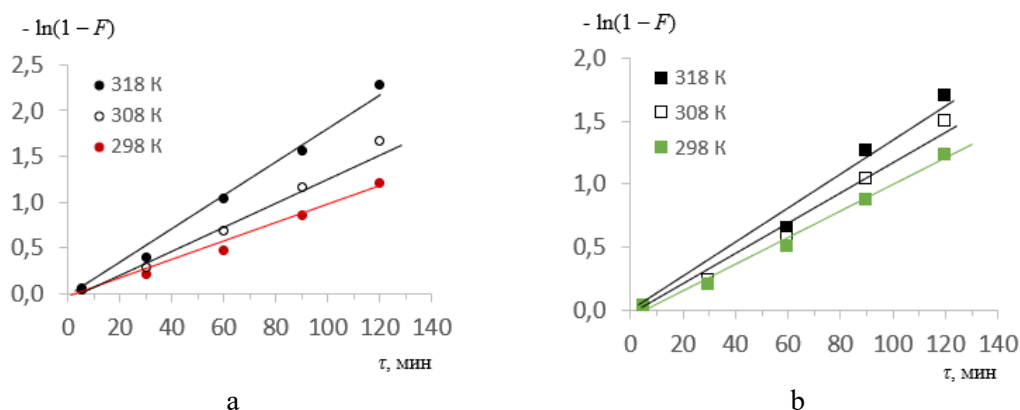


Рис. 2. Кинетические кривые внешнедиффузионных процессов:
а – кобальта(II); б – никеля(II)

Fig. 2. Kinetic curves of external diffusion processes: а – cobalt(II); б – nickel(II)

Таблица 1. Кинетические параметры диффузии в пленке раствора

Table 1. Kinetic parameters of diffusion in the solution film

T, K	Ионы кобальта(II)		Ионы никеля(II)	
	$\gamma, \text{мин}^{-1}$	R^2	$\gamma, \text{мин}^{-1}$	R^2
298	0.010	0.990	0.011	0.986
318	0.014	0.991	0.013	0.988
338	0.019	0.993	0.015	0.990

видно, что полученные кинетические кривые адсорбции кобальта(II) и никеля(II) имеют линейный вид, следовательно, диффузия в пленке раствора вносит вклад в общую скорость адсорбционного гетерогенного процесса.

Для расчета коэффициента диффузии в пленке использовали уравнение:

$$-\ln(1 - F) = 3 (Dc_\tau \tau) / (r\delta m), \quad (6)$$

где D – коэффициент диффузии вещества через пленку толщиной δ , покрывающую зерно сорбента, r – радиус частицы сорбента, τ – время контакта, c и m – концентрация адсорбата в растворе и адсорбенте соответственно.

Тангенс угла наклона прямых к оси абсцисс, определяет кажущуюся константу скорости внешней диффузии $\gamma, \text{мин}^{-1}$:

$$\gamma = 3 (Dc_\tau) / (r\delta m). \quad (7)$$

Определение кажущейся константы скорости внешней диффузии выполняли с использованием кинетических кривых внешнедиффузионных процессов (рис. 2), полученные значения представлены в таблице 1.

С повышением температуры значения кажущейся константы скорости внешней диффузии возрастают. Максимальное значение константы скорости внешней диффузии 0.019 мин^{-1} для ионов кобальта(II) и 0.015 мин^{-1} для ионов никеля(II) достигается при температуре 318 К, т.е. с повышением температуры диффузия в пленке раствора усиливается. Коэффициенты детерминации R^2 линейных зависимостей (рис. 2) принимают значения 0.993 для ионов кобальта(II) и 0.990 для ионов никеля(II) при 318 К (табл. 1). Этот факт подтверждает влияние внешней диффузии на общую скорость адсорбционного гетерогенного процесса.

На рис. 3 представлены зависимости $F = f(\sqrt{\tau})$ для ионов кобальта(II) и никеля(II) в координатах уравнения Морриса-Вебера. Кинетические кривые внутридиффузионных процессов представляют собой зависимости, которые не являются

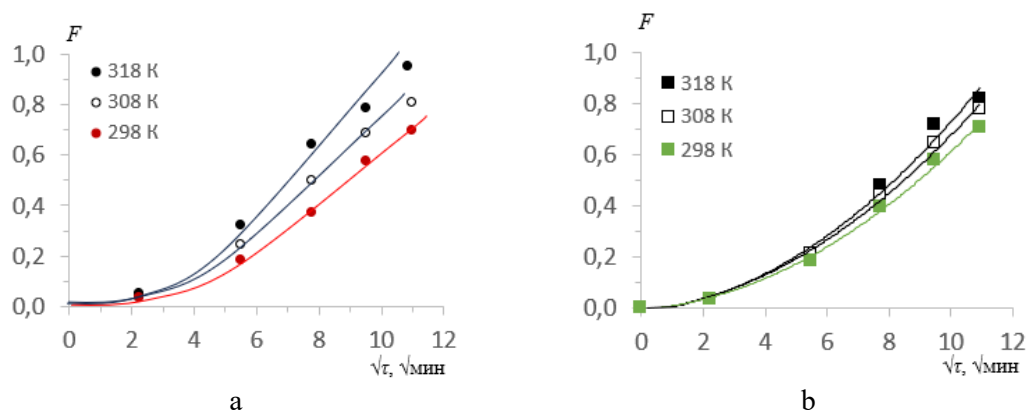


Рис. 3. Кинетические кривые внутридиффузионных процессов: а – кобальта(II); б – никеля(II)

Fig. 3. Kinetic curves of internal diffusion processes: a – cobalt(II); b – nickel(II)

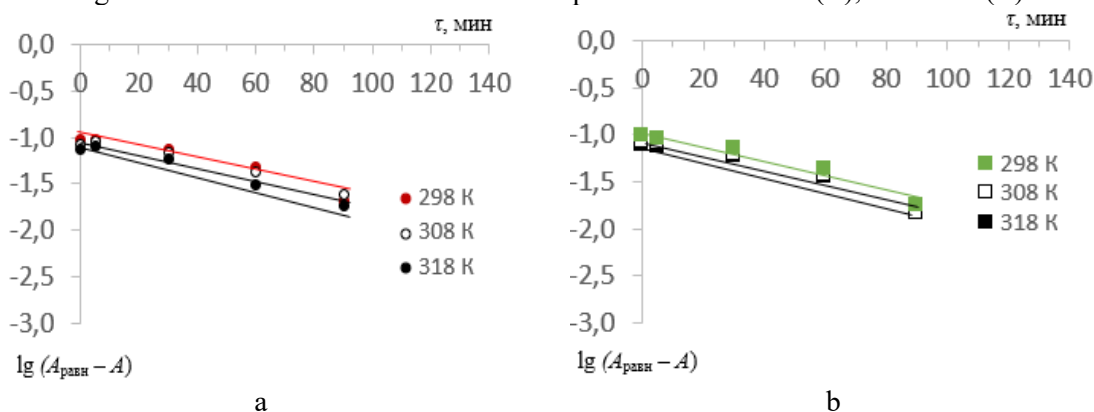


Рис. 4. Кинетические кривые реакции псевдо-первого порядка для ионов: а – кобальта(II); б – никеля(II)

Fig. 4. Kinetic curves of the pseudo-first order reaction for ions: a – cobalt(II); b – nickel(II)

прямолинейными (рис. 3). Согласно литературным данным [21, 22], это свидетельствует о том, что диффузия в зерне сорбента практически не влияет общую скорость процесса.

Таким образом, диффузия ионов через пленку раствора, вносит свой вклад в общую скорость процесса, следовательно, на адсорбцию ионов кобальта(II) и никеля(II) оказывают влияние внешнелиффузионные процессы. Следовательно, внешняя диффузия представляет собой наиболее медленную стадию из рассматриваемых диффузионных процессов.

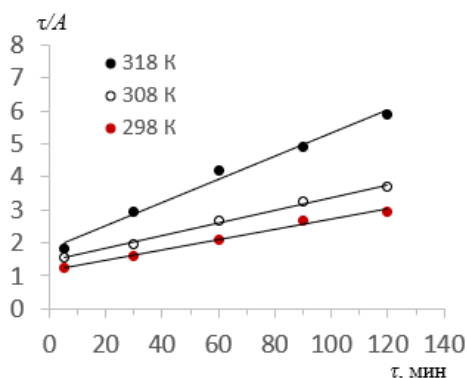
В случае природных минералов значительный вклад в кинетику адсорбции может вносить стадия ионного обмена между адсорбируемыми ионами кобальта(II) и никеля(II) и обменными ионами поглотителя

[23-25]. Поэтому, следующим этапом обработки экспериментальных данных было применение моделей, позволяющих выявить вклад химической стадии. К таким моделям относятся модели псевдо-первого порядка, псевдо-второго порядка и модель Еловича.

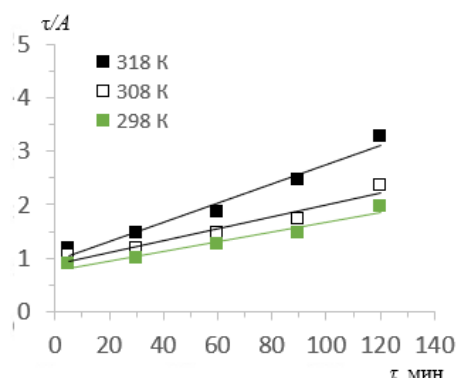
Для определения константы скорости адсорбции k_1 псевдо-первого порядка и коэффициентов детерминации R^2 строили линейные зависимости логарифмической формы уравнения Лагергрена $\lg(A_{\text{равн}} - A) = f(t)$. По тангенсу угла наклона, полученных зависимостей определяли значения констант скоростей псевдо-первого порядка, а по величине отрезка, отсекаемого линий на оси ординат – величину адсорбции (рис. 4), полученные значения представлены в таблице 2. Значения коэффициентов детерминации составили 0.945-

Таблица 2. Кинетические параметры моделей Лагергрена, Хо и Маккея и Еловича
Table 2. Kinetic parameters of the Lagergren, Ho and McKay and Elovich models

Модель	Параметры	Ионы кобальта(II)			Ионы никеля(II)		
		Температура. К					
		298	308	318	298	308	318
Псевдо-первого порядка	$k_1, \text{мин}^{-1}$	0.016	0.014	0.016	0.018	0.018	0.018
	$A, \text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1}$	0.106	0.095	0.084	0.100	0.091	0.082
	R^2	0.945	0.958	0.970	0.953	0.951	0.948
Псевдо-второго порядка	$k_2, \text{г} \cdot \text{ммоль}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$	0.593	0.736	0.909	0.989	1.121	1.225
	$A, \text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1}$	0.095	0.090	0.085	0.103	0.082	0.069
	R^2	0.994	0.982	0.980	0.990	0.980	0.974
Еловича	$\alpha, \text{ммоль} \cdot \text{г}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$	0.322	0.290	0.264	0.329	0.283	0.251
	$\beta, \text{г} \cdot \text{ммоль}^{-1}$	3.7	4.1	4.6	3.6	4.2	4.8
	R^2	0.857	0.846	0.844	0.865	0.874	0.866



а



б

Рис. 5. Кинетические кривые реакции псевдо-второго порядка для ионов:
а – кобальта(II); б – никеля(II)

Fig. 5. Kinetic curves of the pseudo-second order reaction for ions: а – cobalt(II); б – nickel(II)

0.970 для ионов кобальта(II) и 0.948-0.953 для ионов никеля(II).

Для определения константы скорости адсорбции k_2 псевдо-второго порядка строили линейные зависимости $\tau/A_\tau = f(\tau)$. По величине отрезков, полученных при пересечении представленных прямых с осью ординат (рис. 5), определены значения константы скорости псевдо-второго порядка, а по тангенсу угла наклона значения адсорбции. Значения коэффициентов детерминации составили 0.994 для

ионов кобальта(II) и 0.990 для ионов никеля(II) при 298 К (табл. 2). Отсюда можно сделать заключение, что адсорбция исследуемых ионов природным цеолитом может быть описана уравнением псевдо-второго порядка.

Линеаризация уравнения модели Еловича в координатах $A_\tau = f(\ln \tau)$ (рис. 6) позволила определить начальную скорость адсорбционного процесса и значения констант десорбции (табл. 2). Константы десорбции увеличиваются от 3.7 до 4.6 $\text{г} \cdot \text{ммоль}^{-1}$ для ионов кобальта(II) и

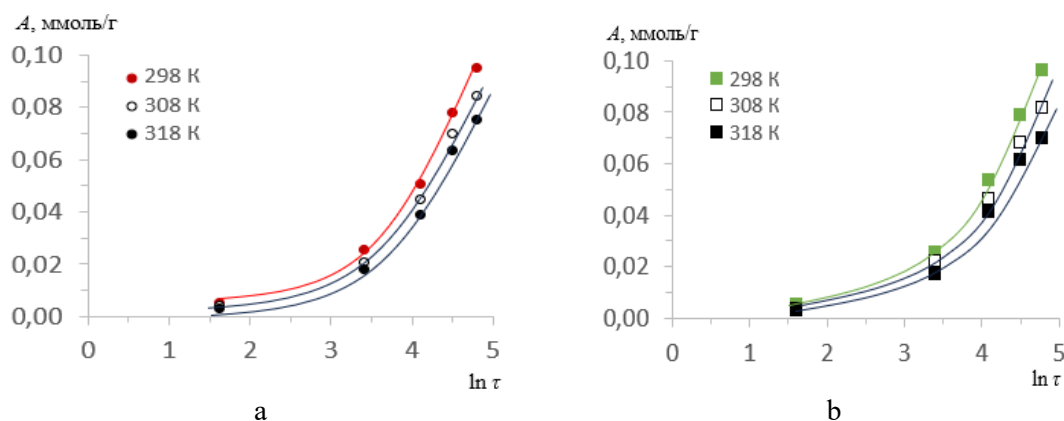


Рис. 6. Кинетические кривые модели Еловича для ионов: а – кобальта(II); б – никеля(II)
Fig. 6. Kinetic curves of the Yelovich model for ions: a – cobalt(II); b – nickel(II)

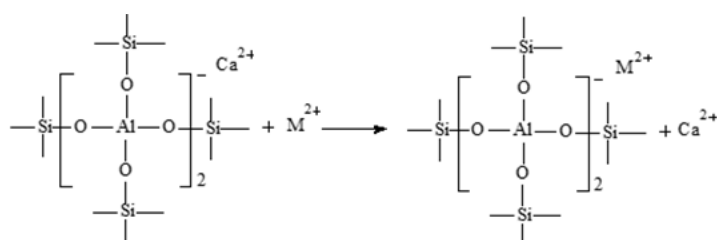


Рис. 7. Схема ионного обмена при адсорбции
Fig. 7. Scheme of ion exchange during adsorption

от 3.6 до 4.8 г·ммоль⁻¹ для ионов никеля(II) в интервале температур от 298 до 308 К, при этом начальная скорость адсорбционного процесса уменьшается. Значения коэффициентов детерминации составили 0.844-0.857 для ионов кобальта(II) и 0.865-0.874 для ионов никеля(II).

Вклад химической стадии в кинетику гетерогенного процесса адсорбции ионов никеля(II) и кобальта(II) был охарактеризован в рамках кинетических моделей Лагергрена, Хо и Маккея и Еловича (табл. 2). Как показывают значения коэффициентов детерминации R^2 (табл. 2), наиболее применимой для описания исследуемых процессов является модель псевдо-второго порядка. Модель псевдо-второго порядка предполагает, что скорость процесса адсорбции лимитирует химическая реакция, которая в случае рассматриваемых цеолитов сопровождается ионным обменом между адсорбируемыми ионами и обменными катионами природного минерала.

Происходящий при адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II), ионный обмен

можно представить в виде схемы, представленной на рис. 7. Как видно, из представленной схемы ионообменные центры находятся вблизи атомов алюминия. В основе создания отрицательного заряда в кристаллической решетке минерала лежит изоморфное замещение, при котором часть ионов кремния замещается ионами алюминия [26]. В результате этого процесса на участке, где произошло замещение, появляется отрицательный заряд. Чтобы стабилизировать структуру минерала, этот заряд необходимо нейтрализовать. Для компенсации отрицательного заряда в каналах и полостях цеолита размещаются обменные катионы, которые уравнивают заряд и создают ионообменные центры. Благодаря этому цеолиты могут захватывать различные ионы из водного раствора и высвобождать свои исходные катионы. Присутствие алюминия в структуре природного минерала (гейландита-Са) оказывает решающее значение для сохранения функциональности цеолита как высокоэффективного

материала для ионного обмена, поскольку он создает и поддерживает отрицательно заряженные участки, необходимые для этого процесса.

Заключение

Таким образом, в данной работе исследована кинетика адсорбции ионов кобальта(II) и никеля(II) в интервале температур 298-318 К. Величина адсорбции ионов никеля(II) при $T=298$ К составила $6.1 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$, а для кобальта – $5.6 \text{ мг} \cdot \text{г}^{-1}$ ($T=298$ К). Лучшую адсорбируемость никеля можно объяснить меньшим размером радиуса обменного иона (0.069 нм). Для кобальта этот показатель составляет 0.074 нм . На основании диффузионных моделей Бойда и Морриса-Вебера, устанавливающих разграничение внешне- и внутридиффузионного лимитирования адсорбции установлено, что диффузия ионов через пленку раствора, вносит свой вклад в общую скорость процесса. Рассчитаны кажущиеся константы скорости внешней диффузии. Максимальное значение константы скорости внешней диффузии 0.019 мин^{-1} для ионов кобальта(II) и 0.015 мин^{-1} для ионов никеля(II) дости-

гается при температуре 318 К , т.е. с повышением температуры диффузия в пленке раствора усиливается. Установлено, что для описания химической стадии адсорбции наиболее применима модель псевд второго порядка. Указанная модель предполагает, что скорость процесса адсорбции лимитирует химическая реакция, которая в случае рассматриваемых цеолитов сопровождается ионным обменом между адсорбируемыми ионами и обменными катионами природного минерала. Присутствие алюминия в структуре гейландита-Са оказывает решающее значение для сохранения функциональности цеолита как высокоэффективного материала для ионного обмена, поскольку он создает и поддерживает отрицательно заряженные участки, необходимые для этого процесса.

Конфликт интересов

Авторы заявляют, что у них нет известных финансовых конфликтов интересов или личных отношений, которые могли бы повлиять на работу, представленную в этой статье.

Список литературы/References

1. Wu X., Cobbina S.J., Mao G., Xu H., Zhang Z., L. Yang L. *Env. Sci Pollut Res Int.* 2016; 23(9): 8244-8259. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6333-x>
2. Vengris, R. Binkiene, A. Sveikauskaite, T. Vengris, R. Binkiene, A. Sveikauskaite. *Appl. Clay Sci.* 2001; 18(3-4): 183-190. [https://doi.org/10.1016/S0169-1317\(00\)00036-3](https://doi.org/10.1016/S0169-1317(00)00036-3)
3. Prabhu P.P., Prabhu B. *MATEC Web Conf.* / ed. Raghuvir P.B., Mathew T.M. 2018; 144: 02021.
4. Sandoval O.G.M., Trujillo G.C.D., Orozco A.E.L. *Water Resour. Ind.* 2018; 20: 15-22. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2018.07.002>
5. Merrikhpour H., Jalali M. *Clean technologies and environmental policy.* 2013; 15(2): 303-316. <https://doi.org/10.1007/s10098-012-0522-1>
6. Cabrera C., Gabaldon C., Marzal P. *Journal of chemical technology and biotechnology.*
7. Jimenez R.S., Dal Bosco S.M., Carvalho W.A. *Quimica nova.* 2004; 5: 734-738. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000500011>
8. Wang Xue-Song, Huang Juan, Hu, Huai-Qiong, *Journal of hazardous materials.* 2007; 142(1-2): 468-476. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.047>
9. Rajic N., Stojakovic D., Jovanovic M. *Applied surface science.* 2010; 257: 1532-1524. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2010.08.090>
10. Breck D.W. *Zeolite molecular sieves: structure, chemistry, and use.* New York: Wiley-Interscience, 1974. 771 p.
11. Tsitsishvili G.V., Andronikoshvili T.G., Kirov G.N., Filizova L.D. *Prirodnye tseolity.* M.: Nauka. 1988. 128 p. (In Russ.)
12. Belova T.P. *Helicon.* 2019; 5(9): e02320. <https://doi.org/10.1016/j.helicon.2019.e02320>

13. Marczenko, Z., Spectrophotometric Determination of the Elements, Ellis Horwood Series in Analytical Chemistry, New York: Wiley, 1976. 643 p.
14. Lyr'e YU.YU., Rybnikova A.I. Chemical analysis of industrial wastewater. M.: Chemistry. 1974. 336 p. (In Russ.)
15. Wang Xue-Song, Huang Juan, Hu, Huai-Qiong *Journal of hazardous materials*. 2007; 142(1-2): 468–476. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.047>
16. Jimenez R.S., Dal Bosco S.M., Carvalho W.A. *Quimica nova*. 2004; 5: 738–734 <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000500011>.
17. Ho Y.S. *Scientometrics*. 2004; 59: 171-177. <https://doi.org/10.1023/B:SCIE.0000013305.99473.cf>
18. Douven S., Paez C.A., Gommès C.J. *Journal of colloid and interface science*. 2015; 448: 437-450. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.02.053>
19. Tsivadze A.Yu., Rusanov A.I., Fomkin A.A., et al. Fizicheskaya khimiya adsorbtsionnykh yavlenii (Physical Chemistry of Adsorption Phenomena), M.: Granitsa, 2011. 304 p. (In Russ.)
20. H'yui Dzh. Neorganicheskaya khimiya. Stroenie veshchestva i reakcionnaya sposobnost' / Dzh. H'yui. M.: Khimiya, 1987. 696 p. (In Russ.)
21. Sparks D.L. Kinetics of Soil Chemical Processes. Sparks. New York: Academic Press, 1989. 210 p.
22. Douven S., Paez C.A., Gommès C.J. *J. of colloid and interface science*. 2015; 448: 437-450. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2015.02.053>
23. Javadian H. *Journal of industrial and engineering chemistry*. 2014; 20(6): 4233-4241. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2014.01.026>
24. Filatova E.G., Pozhidaev Y.N., Pomazkina O.I. *Protection of Metals and Physical Chemistry of Surfaces*. 2016; 52(3): 438-442. (In Russ.)
25. Filatova E.G., Matienko O.I. *Sorbtsionnye i Khromatograficheskie Protsessy*, 2023; 23(1): 116-128. <https://doi.org/10.17308/sorpchrom.2023.23/10999> (In Russ.)
26. Chelishhev H.F., Volodin V.F., Kryukov V.L. Ionoobmennye svoystva prirodnykh vysokokremnistykh tseolitov. M.: Nauka. 1988. 128 p. (In Russ.)

Информация об авторах / Information about the authors

Е.Г. Филатова – доцент кафедры химии и биотехнологии имени В.В. Тугуриной, к.т.н., Иркутский национальный исследовательский технический университет, Иркутск, ORCID 0000-0002-3387-2089, efila@list.ru

E.G. Filatova – Associate Professor of the department of chemistry and biotechnology named after V.V. Tugurina, Ph.D. (technical), Irkutsk National Research Technical University, Irkutsk, ORCID 0000-0002-3387-2089, efila@list.ru

Статья поступила в редакцию 12.03.2025; одобрена после рецензирования 02.09.2025; принята к публикации 03.09.2025.

The article was submitted 12.03.2025; approved after reviewing 02.09.2025; accepted for publication 03.09.2025.