

УДК 544.723:546.95:551.524.2

[https://doi.org/10.52058/2786-6025-2026-1\(55\)-2211-2222](https://doi.org/10.52058/2786-6025-2026-1(55)-2211-2222)

Камінський Олександр Миколайович кандидат хімічних наук, доцент, доцент кафедри хімії, Житомирський державний університет імені Івана Франка, м. Житомир, <https://orcid.org/0000-0003-1971-8437>

ПРОЦЕСИ СОРБЦІЇ ІОННИХ ФОРМ Pb^{2+} ПОВЕРХНЕЮ МАГНІТОЧУТЛИВИХ НАНОКОМПОЗИТІВ

Анотація. У даній роботі здійснено синтез нанорозмірного магнетиту методом золь-гель Елмора. За результатами аналізу методом Шеррера встановлено, що середній розмір частинок Fe_3O_4 становить 75,93 нм, при цьому вони мають переважно кулясту форму.

Для дослідження процесів сорбції іонних форм Pb^{2+} з водних розчинів на поверхні магніточутливих наноккомпозитів використано модельні розчини Pb^{2+} з концентраціями 10-200 мг/л. Сорбційні експерименти проведено в статичних умовах за кімнатної температури при рН 7,0-7,5. До наважки сорбенту масою 0,03 г додавали 5 мл розчину відповідної концентрації, після чого систему витримували при перемішуванні на шейкері протягом 3 годин.

Встановлено, що ступінь вилучення іонних форм Pb^{2+} становить 60,50 % для поверхні Fe_3O_4 та 63,85 % для наноккомпозиту $Fe_3O_4/ГА$, причому максимальні значення досягаються протягом перших 20-30 хвилин контакту фаз. Адсорбційна рівновага на межі поділу «сорбат-сорбент» встановлюється протягом перших 60 хвилин, і подальше збільшення часу контакту не призводить до суттєвих змін величини сорбції. Характер кінетичних кривих свідчить про перебіг рівноважних адсорбційних процесів.

Аналіз кінетичних параметрів у межах відповідних моделей показав, що процес сорбції іонних форм Pb^{2+} на обох типах поверхонь описується моделлю псевдо-другого порядку, що вказує на значну роль міжчастинкових взаємодій між іонами сорбату та активними центрами сорбенту.

За максимальної початкової концентрації Pb^{2+} у розчині ($C_0 = 200$ мг/л) адсорбційна ємність становить 5,6 мг/г для поверхні Fe_3O_4 та 5,16 мг/г для композиту $Fe_3O_4/ГА$. Форма отриманих ізотерм відповідає L2-типу згідно з класифікацією Гільса.

Додатковий аналіз ізотерм за моделями Ленгмюра, Фрейндліха, Тьомкіна та Дубініна-Радускевича показав, що найбільш адекватним описом є модель Ленгмюра, про що свідчать високі коефіцієнти кореляції ($R^2 = 0,999$ для обох поверхонь). Це вказує на мономолекулярний характер сорбції іонних форм Pb^{2+}

на енергетично однорідних гомогенних центрах поверхні. Розрахована енергія сорбції становить 1,87 кДж/моль для Fe_3O_4 та 1,86 кДж/моль для нанокompозиту $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{ГА}$, що підтверджує переважно фізичний характер взаємодії іонних форм Pb^{2+} із обома типами поверхні.

Ключові слова: магнетит, гідроксиапатит, золь-гель метод Елмора, рентгенівська спектроскопія, іонні форми $\text{Pb}(\text{II})$, сорбція, ізотерми сорбції, фізико-хімія поверхні.

Kaminskyi Oleksandr Mykolaiovych Candidate of Chemical Sciences (Ph. D.), an associate professor, an associate professor of the Chemistry department, Zhytomyr Ivan Franko State University, Zhytomyr, <https://orcid.org/0000-0003-1971-8437>

SORPTION PROCESSES OF IONIC FORMS OF Pb^{2+} BY THE SURFACE OF MAGNETOSENSITIVE NANOCOMPOSITES

Abstract. In this work, the synthesis of nanosized magnetite was carried out by the Elmore sol-gel method. According to the results of the analysis by the Scherrer method, it was established that the average size of Fe_3O_4 particles is 75.93 nm, and they have a predominantly spherical shape.

To study the processes of sorption of Pb^{2+} ionic forms from aqueous solutions on the surface of magnetically sensitive nanocomposites, model Pb^{2+} solutions with concentrations of 10-200 mg/l were used. Sorption experiments were carried out under static conditions at room temperature at pH 7.0-7.5. 5 ml of a solution of the appropriate concentration was added to a sorbent sample weighing 0.03 g, after which the system was kept under stirring on a shaker for 3 hours. It was found that the degree of extraction of ionic forms of Pb^{2+} is 60.50% for the Fe_3O_4 surface and 63.85% for the $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{HA}$ nanocomposite, with the maximum values being reached during the first 20-30 minutes of phase contact. The adsorption equilibrium at the “sorbate-sorbent” interface is established during the first 60 minutes, and a further increase in the contact time does not lead to significant changes in the sorption value. The nature of the kinetic curves indicates the course of equilibrium adsorption processes.

Analysis of the kinetic parameters within the relevant models showed that the process of sorption of ionic forms of Pb^{2+} on both types of surfaces is described by a pseudo-second-order model, which indicates a significant role of interparticle interactions between sorbate ions and active centers of the sorbent.

At the maximum initial concentration of Pb^{2+} in the solution ($C_0 = 200$ mg/l), the adsorption capacity is 5.6 mg/g for the Fe_3O_4 surface and 5.16 mg/g for the $\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{HA}$ composite. The shape of the obtained isotherms corresponds to the L2-type according to the Giles classification.

Additional analysis of the isotherms according to the Langmuir, Freundlich, Tiomkin and Dubinin-Radushkevich models showed that the Langmuir model is the most adequate description, as evidenced by high correlation coefficients ($R^2 = 0.999$ for both surfaces). This indicates the monomolecular nature of the sorption of ionic forms of Pb^{2+} on energetically uniform homogeneous centers of the surface. The calculated sorption energy is 1.87 kJ/mol for Fe_3O_4 and 1.86 kJ/mol for the Fe_3O_4/HA nanocomposite, which confirms the predominantly physical nature of the interaction of Pb^{2+} ionic forms with both types of surfaces.

Keywords: magnetite, hydroxyapatite, Elmore sol-gel method, XRD spectroscopy, $Pb(II)$ ionic forms, sorption, sorption isotherms, surface physicochemistry.

Постановка проблеми.

Питання забезпечення належної якості питної води, зокрема в умовах воєнних дій на території України, залишається вкрай актуальним, оскільки забруднювачі військового походження передусім негативно впливають на стан природних водних об'єктів. Наразі в Україні чинним є стандарт якості питної води ДСТУ 7525:2014 «Вода питна» [1] яким регламентовано гранично допустимі значення показників забруднення води різної природи, у тому числі вміст іонів важких металів.

Відповідно до Угоди про асоціацію з Європейським Союзом та вимог Директиви ЄС [2], воду визнано головним харчовим продуктом, що зумовлює необхідність розроблення та впровадження ефективних технологій очищення води до рівня питної.

Іони важких металів, зокрема іони Плюмбуму(II), характеризуються вираженою токсичною дією на навколишнє середовище, оскільки здатні до біоаккумуляції в живих організмах, що з часом може призводити до порушення життєдіяльності та загибелі організмів [3].

Очищення природних і стічних вод від іонів важких металів є складною багатостадійною задачею, що передбачає використання комплексу фізико-хімічних методів, зокрема флотації, сорбції, мембранного розділення, фотокаталізу та інших процесів. Реалізація таких підходів ґрунтується на застосуванні матеріалів різного функціонального призначення – сорбентів, а також технологічних схем, які включають стадії концентрування, розділення та вилучення забруднювачів цього типу з водних розчинів із подальшою їх утилізацією або переробкою.

Однією з найбільш ефективних і практично впроваджуваних технологій очищення природних вод від іонів важких металів є сорбційний метод, що базується на використанні вискоєфективних сорбентів. Серед широкого спектра таких матеріалів особливе місце посідають наноматеріали та

наноккомпозити, які характеризуються унікальними фізико-хімічними властивостями, зокрема високою сорбційною ємністю, біосумісністю, екологічною безпечністю та стабільністю в широкому інтервалі значень рН. Важливою вимогою до таких матеріалів є також можливість їх швидкого та ефективного вилучення з реакційного середовища, наприклад, із застосуванням зовнішнього магнітного поля, що зумовлює необхідність високої магніточутливості сорбентів [4-6].

Аналіз останніх досліджень і публікацій.

Сорбційний метод очищення забрудненої води характеризується низкою переваг порівняно з іншими технологічними підходами, зокрема відносною простотою реалізації, економічною доцільністю використання сорбційних матеріалів і можливістю їх оперативної регенерації, а також високою ефективністю вилучення забруднювачів з водних середовищ.

Авторами у роботі [7] з метою видалення іонів Cd(II) та Pb(II) з води було розроблено новий адсорбент – магнітні мікрокульки альгілату з сульфованими наночастинками Fe₃O₄ в клітці (S.MNPs@Alg), які можна ефективно відокремити від розчину завдяки суперпарамагнітним властивостям. Цей адсорбент було охарактеризовано за допомогою ІЧ-спектроскопії з перетворенням Фур'є, електронної скануючої мікроскопії з використанням вектора (FESEM), рентгенівської дифракції (XRD), скануючої мікроскопії з використанням вектора (SEM). Досліджено вплив таких параметрів, як: рН, час контакту та дозування адсорбенту. За найкращих експериментальних умов ефективність видалення іонів Cd(II) та Pb(II) перевищувала 95%. Для розуміння природи процесу сорбції досліджено ізотерми адсорбції, включаючи моделі Фрейндліха та Ленгмюра. Процес добре узгоджується з моделлю Ленгмюра, а отримана максимальна адсорбційна ємність склала 37 мг/г та 85 мг/г для іонів Cd(II) та Pb(II) відповідно. Показано, що готові зразки S.MNPs@Alg ефективно поглинають іони Cd(II) та Pb(II) за допомогою механізму фізичної сорбції, швидкість адсорбції якої обмежена моделлю псевдо-другого порядку. Адсорбент втратив <5% своєї ефективності видалення за п'ять циклів адсорбції-десорбції. Виявлено, наявність сірчаних груп збільшила адсорбційну здатність та знизилла токсичність магнітних наночастинок (MNPs), а наявність магнетизму може полегшити відділення адсорбенту від розчину.

У дослідженні [8] синтезовано новий магнітний біоккомпозит хітозан @кальційфосфат (MCs@CPR) як ефективний адсорбент для адсорбції Плюмбуму(II) з води. Композит охарактеризовано за допомогою XRD, FTIR, SEM, XPS, BET та аналізу точки нульового заряду (pH PZC). Експерименти з пакетної адсорбції проведено за різних умов, включаючи час контакту, рН, початкову концентрацію Pb(II), дозу адсорбенту та температуру. Дані рівноваги підігнано до кінетичних та ізотермічних моделей, тоді як теоретичні

розрахунки проведено для розуміння механізму адсорбції. Показано, що модель псевдо-другого порядку добре відображала кінетичні дані, тоді як адсорбційна ємність моношару становила 234,19 мг/г при 25 °С. Процес поглинання Pb(II) був спонтанним та ендотермічним. Теоретичні розрахунки показали хорошу кореляцію між змодельованими та експериментальними даними. Адсорбція Pb(II) включала електростатичну взаємодію, іонний обмін, заповнення пор, поверхневе комплексоутворення, ван-дер-ваальсову (vdW) взаємодію та осадження. Присутність супутніх іонів знизила здатність до поглинання Pb(II). Композит продемонстрував можливість повторного використання до чотирьох циклів. Показано перспективність використання композиту у якості адсорбенту для знезараження забруднювачів з фактичних стічних вод.

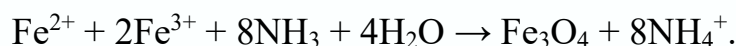
Авторами [9] синтезовано новий нанокompозит на основі оксиду графену (GO), що містить хітозан, біологічний полімер, у поєднанні з магнітним наночастинковим неорганічним матеріалом (Fe₃O₄), який використано для адсорбції Pb(II) з водних розчинів. Структурні та морфологічні властивості нанокompозитів GO/Fe₃O₄/CS (GFC) охарактеризовано за допомогою рентгенівської дифракції, скануючої електронної мікроскопії та енергодисперсійної рентгенівської спектроскопії. Визначено оптимальні умови для адсорбції іонів Pb(II), включаючи час контакту, рН робочого середовища, робочу температуру та дозування адсорбенту. Показано, що модель Ленгмюра забезпечує кращий опис адсорбції Pb(II) на наносорбенті GFC, ніж модель Фрейндліха.

Максимальна адсорбційна ємність становила 63,45 мг/г. Кінетична модель псевдо-другого порядку вказує на те, адсорбція Pb(II) на GFC є хімічним процесом. Термодинамічними дослідженнями продемонстровано екзотермічний характер процесу адсорбції. Ще однією перевагою наносорбенту GFC для видалення Pb(II) є його здатність легко вилучатися зовнішнім магнітним полем з розчину.

Проте слід відмітити, що існує недостатня кількість сучасних джерел літератури, що описують процеси сорбції іонних форм Pb²⁺ поверхнями чистого магнетиту та нанокompозиту Fe₃O₄/ГА, що також обумовило актуальність даної роботи.

Мета статті – порівняльний аналіз процесів сорбції іонних форм Pb²⁺ з водних розчинів поверхнями немодифікованого магнетиту (Fe₃O₄) та нанокompозиту магнетит/гідроксиапатит (Fe₃O₄/ГА).

Виклад основного матеріалу. Для дослідження процесів сорбції іонних форм Pb²⁺ з водних розчинів здійснено синтез нанорозмірного магнетиту золь-гель методом Елмора відповідно до схеми процесу [10]:



Як вихідні реагенти для синтезу застосовували $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ кваліфікації «ч.д.а.», $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ кваліфікації «ч.» та 25%-й водний розчин аміаку кваліфікації «ч.д.а.». Стехіометрично розраховану кількість солей розчиняли у 150 мл дистильованої води, після чого до реакційної суміші при постійному перемішуванні повільно додавали 75 мл розчину аміаку до формування чорного дрібнодисперсного осаду. Отриманий осад відокремлювали з використанням магнітного поля, промивали дистильованою водою до нейтрального значення рН та висушували за кімнатних умов на повітрі.

Дифракційні картини магнетиту реєстрували за допомогою рентгенівського дифрактометра ДРОН-3М (випромінювання міді, лінія $K\alpha$, $\lambda = 0,1540$ нм). Отримані XRD дифрактограми проаналізовано за допомогою програмного забезпечення «MATCH!4».

На рис. 1 показано дифрактограму зразку синтезованого магнетиту.

У ході аналізу дифрактограми виявлено кристаліти Fe_3O_4 у зразку з характеристичними піками при 30,42; 35,77; 43,50; 53,75; 57,38; 63,09 та 74,64 2θ кутах.

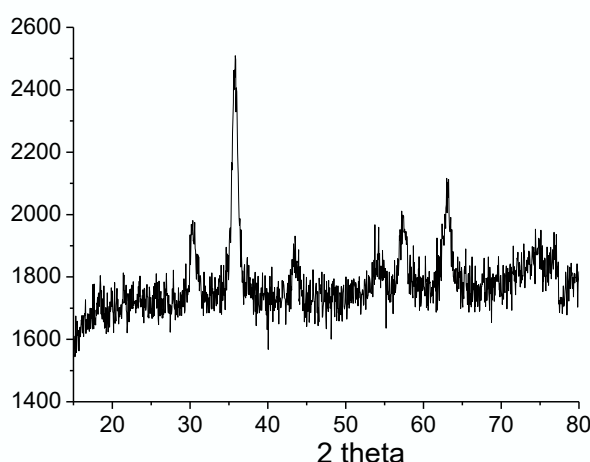


Рис. 1. Дифрактограма зразку магнетиту

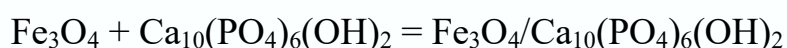
Для розрахунку середнього розміру частинок магнетиту для даних кутів 2θ використано формулу Шеррера [11]:

$$D = \frac{K\lambda}{\beta \cos\theta}, \quad (1)$$

де D – середній розмір частинок, нм; K – константа Шеррера, яка для кристалічних систем має середнє значення 0,92; λ – довжина хвилі рентгенівського випромінювання (лінія $K\alpha = 0,1540$ нм); β – кутова напівширина дифракційного максимуму за характерних індексів Міллера (hkl) для кристалічної решітки; θ – кут рентгенівської дифракції.

За результатами розрахунків за методом Шеррера встановлено, що середній розмір частинок Fe_3O_4 становить 75,93 нм, при цьому частинки магнетиту мають переважно кулясту форму.

Процес модифікування поверхні магнетиту гідроксиапатитом детально представлена у працях [10, 12]. Закріплення гідроксиапатиту на поверхні магнетиту відбувається відповідно до запропонованої схеми процесу модифікування за значення рН 11:



Для вивчення процесів сорбції іонних форм Pb^{2+} з водних середовищ на поверхні магніточутливих нанокомпозитів використовували модельні розчини Pb^{2+} з концентраціями в інтервалі 10-200 мг/л. Робочі розчини готували на основі стандартних водних розчинів нітратів шляхом точного відбору необхідних об'ємів і доведення їх до мітки в мірних колбах ацетатно-аміачним буферним розчином з підтриманням значень рН у межах 7,0-7,5.

Сорбцію проводили в статичних умовах за кімнатної температури при рН 7,0-7,5. До наважки сорбенту масою 0,03 г додавали 5 мл розчину солі заданої концентрації, після чого систему витримували при перемішуванні на шейкері протягом 3 годин. Після завершення процесу сорбент відокремлювали від рідкої фази з використанням постійного магніту. Вміст іонів Pb^{2+} у розчинах до та після сорбції визначали методом атомно-абсорбційної спектроскопії з полум'яною атомізацією на спектрофотометрі С-115 ПК у полум'ї ацетилен-повітря при довжині хвилі 283,3 нм.

Ємність сорбенту A , мг/г розраховували за формулою:

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

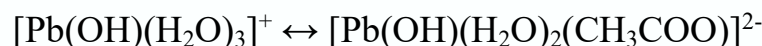
де C_0 і C_p – концентрація вихідного розчину іонних форм Pb^{2+} та розчину після сорбції (мг/л), V – об'єм розчину (л), m – наважка сорбенту (г).

Ступінь вилучення R , % іонних форм Pb^{2+} з водних визначали за формулою:

$$R = \frac{(C_0 - C_p)}{C_0} \cdot 100\% \quad (3)$$

Для інтерпретації експериментально отриманих ізотерм сорбції іонних форм Pb^{2+} з водних розчинів застосовано математичні моделі адсорбції Ленгмюра, Фрейндліха, Тьомкіна та Дубініна-Радускевича.

З літературних джерел відомо [13], що у середовищі ацетатно-аміачного буферу за рН 7,0-7,5 утворюються такі іонні форми Pb^{2+} :



За нейтрального середовища може існувати також аквакомплекс $[Pb(H_2O)_6]^{2+}$, однак утворення амінокомплексів за рН 7-8 фактично не характерне.

На рис. 2 показано графік залежності ступеня вилучення іонних форм Pb^{2+} від часу контакту з поверхнями Fe_3O_4 (1) та $Fe_3O_4/ГА$ (2).

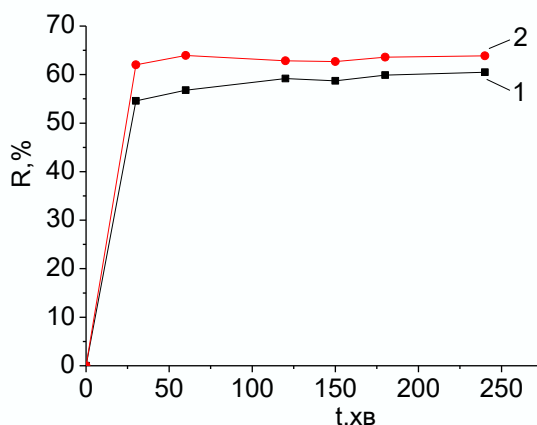


Рис. 2. Графік залежності ступеня вилучення іонних форм Pb^{2+} від часу контакту з поверхнями Fe_3O_4 (1) та $Fe_3O_4/ГА$ (2)

Встановлено, що ступінь вилучення іонних форм Pb^{2+} становить 60,50 % для поверхні Fe_3O_4 та 63,85 % для нанокompозиту $Fe_3O_4/ГА$, при цьому максимальні значення досягаються протягом перших 20-30 хвилин від початку контакту фаз. Адсорбційна рівновага на межі поділу «сорбат-сорбент» встановлюється впродовж перших 60 хвилин, а подальше збільшення тривалості взаємодії не зумовлює помітних змін у величині сорбції. Характер кінетичних кривих свідчить про перебіг рівноважних адсорбційних процесів.

Аналіз кінетичних параметрів у межах кінетичних моделей показав, що процес сорбції іонів Плюмбуму(ІІ) з водних розчинів для обох типів поверхонь адекватно описується моделлю псевдо-другого порядку. Це вказує на визначальну роль міжчастинкової взаємодії між іонними формами сорбату та активними центрами сорбенту, при цьому лімітуючою стадією процесу є хімічна реакція обміну на межі поділу «сорбат-сорбент».

На рис. 3 зображено ізотерму адсорбції іонних форм Pb^{2+} з поверхнями Fe_3O_4 (1) та $Fe_3O_4/ГА$ (2).

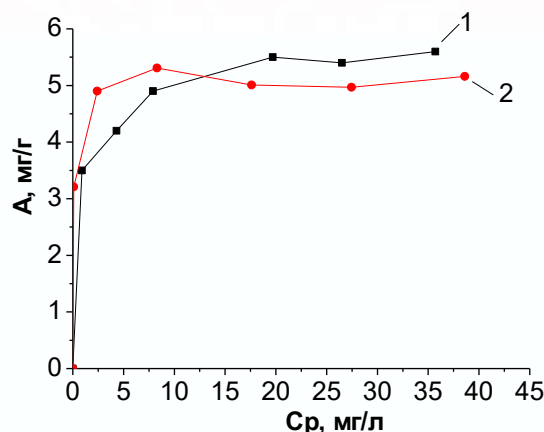


Рис. 3. Ізотерма адсорбції іонних форм Pb^{2+} з поверхнями Fe_3O_4 (1) та Fe_3O_4/GA (2)

Встановлено, що за максимальної початкової концентрації іонних форм Pb^{2+} у розчині ($C_0 = 200$ мг/л) адсорбційна ємність становить 5,6 мг/г для поверхні Fe_3O_4 та 5,16 мг/г для нанокompозиту Fe_3O_4/GA . Форма отриманої ізотерми адсорбції відповідає L2-типу відповідно до класифікації Гільса [14], що має вихід на полицю.

Одержані ізотерми адсорбції було проаналізовано за допомогою моделей Ленгмюра, Фрейндліха, Тьомкіна та Дубініна-Радускевича.

Встановлено, що ізотерми сорбції іонних форм Pb^{2+} найкраще описуються моделлю Ленгмюра, про що свідчать високі коефіцієнти кореляції ($R^2 = 0,999$ у обох випадках). Це вказує на мономолекулярний характер сорбції іонних форм Pb^{2+} на енергетично однорідних гомогенних центрах поверхні. Розрахована енергія сорбції (E) становить 1,87 кДж/моль для поверхні Fe_3O_4 та 1,86 кДж/моль для нанокompозиту Fe_3O_4/GA , що свідчить про переважно фізичний характер взаємодії іонних форм Pb^{2+} із обома типами поверхні.

Висновки. У даній роботі здійснено синтез нанорозмірного магнетиту методом золь-гель Елмора. За результатами аналізу методом Шеррера встановлено, що середній розмір частинок Fe_3O_4 становить 75,93 нм, при цьому вони мають переважно кулясту форму.

Для дослідження процесів сорбції іонних форм Pb^{2+} з водних розчинів на поверхні магніточутливих нанокompозитів використано модельні розчини Pb^{2+} з концентраціями 10-200 мг/л. Сорбційні експерименти проведено в статичних умовах за кімнатної температури при рН 7,0-7,5. До наважки сорбенту масою 0,03 г додавали 5 мл розчину відповідної концентрації, після чого систему витримували при перемішуванні на шейкері протягом 3 годин.

Встановлено, що ступінь вилучення іонних форм Pb^{2+} становить 60,50 % для поверхні Fe_3O_4 та 63,85 % для нанокompозиту Fe_3O_4/GA , причому

максимальні значення досягаються протягом перших 20-30 хвилин контакту фаз. Адсорбційна рівновага на межі поділу «сорбат-сорбент» встановлюється протягом перших 60 хвилин, і подальше збільшення часу контакту не призводить до суттєвих змін величини сорбції. Характер кінетичних кривих свідчить про перебіг рівноважних адсорбційних процесів.

Аналіз кінетичних параметрів у межах відповідних моделей показав, що процес сорбції іонних форм Pb^{2+} на обох типах поверхонь описується моделлю псевдо-другого порядку, що вказує на значну роль міжчастинкових взаємодій між іонами сорбату та активними центрами сорбенту.

За максимальної початкової концентрації Pb^{2+} у розчині ($C_0 = 200$ мг/л) адсорбційна ємність становить 5,6 мг/г для поверхні Fe_3O_4 та 5,16 мг/г для композиту $Fe_3O_4/ГА$. Форма отриманих ізотерм відповідає L2-типу згідно з класифікацією Гільса.

Додатковий аналіз ізотерм за моделями Ленгмюра, Фрейндліха, Тьомкіна та Дубініна-Радущкевича показав, що найбільш адекватним описом є модель Ленгмюра, про що свідчать високі коефіцієнти кореляції ($R^2 = 0,999$ для обох поверхонь). Це вказує на мономолекулярний характер сорбції іонних форм Pb^{2+} на енергетично однорідних гомогенних центрах поверхні. Розрахована енергія сорбції становить 1,87 кДж/моль для Fe_3O_4 та 1,86 кДж/моль для нанокompозиту $Fe_3O_4/ГА$, що підтверджує переважно фізичний характер взаємодії іонних форм Pb^{2+} із обома типами поверхні.

Література:

1. ВОДА ПИТНА Вимоги та методи контролювання якості ДСТУ 7525:2014 Видання офіційне. [Електронний ресурс]. URL: https://zakon.isu.net.ua/sites/default/files/normdocs/1-10672-dstu_voda_pytna.pdf
2. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. URL: <https://www.legislation.gov.uk/eudr/2020/2184>
3. Abdullah N. H., Shameli K., Abdullah E. Ch., Abdullah L. Ch. Solid matrices for fabrication of magnetic iron oxide nanocomposites: Synthesis, properties, and application for the adsorption of heavy metal ions and dyes. Composites Part B: Engineering. 2019. Vol. 162. P. 538-568. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2018.12.075>
4. Liosis C., Papadopoulou A., Karvelas E., et al. Heavy Metal Adsorption Using Magnetic Nanoparticles for Water Purification: A Critical Review. Materials (Basel). 2021. Vol. 14(24):7500. <https://doi.org/10.3390/ma14247500>
5. Yan M., Sun C., Sun K., et al. Advances in Magnetic Nanocomposite Adsorbents for Water Remediation: Design, Performance, and Challenges. Nanomaterials (Basel). 2025. Vol. 15(18):1425. <https://doi.org/10.3390/nano15181425>
6. Sossou K., Bala Prasad S., Agbotsou E. K., Souley H. S. Evaluation of the performance of magnetic zeolite nanocomposites in removing various water contaminants as heavy metals, organic pollutants, and emerging contaminants: A review. Next Nanotechnology. 2024. Vol. 6. 100075. <https://doi.org/10.1016/j.nxnano.2024.100075>

7. Abboud A. S., Ghaffarinejad A., Mollahosseini A. Removal of lead and cadmium ions from wastewater using magnetic alginate impregnated sulfur. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2023. Vol. 20. 100874. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100874>

8. El Kaim Billah R., Islam Md A., Khan M. A., et al. Adsorption of lead(II) onto magnetic chitosan@calcium phosphate rock biocomposite. *Materials Chemistry and Physics*. 2025. Vol. 332. 130249. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2024.130249>

9. Vo L. Q., Vu A.-T., Le T. D., et al. Fe₃O₄/Graphene Oxide/Chitosan Nanocomposite: A Smart Nanosorbent for Lead(II) Ion Removal from Contaminated Water. *ACS Omega*. 2024. Vol. 9, Is. 15. P. 17506-17517. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c00486>

10. Petranovska A. L., Abramov N. V., Turanska S. P., Gorbyk P. P., Kaminskiy A. N., Kussyak N. V. Adsorption of *cis*-dichlorodiammineplatinum by nanostructures based on single-domain magnetite. *J. Nanostruct. Chem.* 2015. V. 5, № 3. P. 275-285. <https://doi.org/10.1007/s40097-015-0159-9>

11. Shehata M. M., Waly S. A., Abdelaziz Y. A. Effect of Gd³⁺ doping on structural and optical properties of MgO–MgAl₂O₄ nanocomposites synthesized via co-precipitation method. *J Mater Sci: Mater Electron*. 2021. Vol. 32. P. 7423-7430. <https://doi.org/10.1007/s10854-021-05455-y>

12. Камінський О. М., Денисюк Р. О., Чайка М. В., Писаренко С. В., Панасюк Д. Ю. Сорбція йонних форм Цинку(II) з водних розчинів поверхнями магніточутливих нанокомпозитів, модифікованих гідроксиапатитом. *Український журнал природничих наук*. 2023. № 5. С. 70-79. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.5.2023.8>

13. Baes Ch. F., Mesmer R. E. The hydrolysis of cations. Wiley: NJ. 1976. 512 p.

14. Giles C. H., MacEwan T. H., Nakhwa S. N., Smith D. Studies in Adsorption: Part XI. A System of Classification of Solution Adsorption Isotherms and Its Use in Diagnosis of Adsorption Mechanisms and in Measurement of Specific Surface Area Solids. *Journal of the Chemical Society*. 1960. Vol. 14. P. 3973-3993. <http://dx.doi.org/10.1039/jr9600003973>

References:

1. VODA PYTNA Vymohy ta metody kontrolyuvannya yakosti DSTU 7525:2014 Vydannya ofitsiyne [DRINKING WATER Requirements and quality control methods DSTU 7525:2014 The publication is official]. URL: https://zakon.isu.net.ua/sites/default/files/normdocs/1-10672-dstu_voda_pytna.pdf [in Ukrainian]

2. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption. URL: <https://www.legislation.gov.uk/eudr/2020/2184>

3. Abdullah N. H., Shameli K., Abdullah E. Ch., Abdullah L. Ch. (2019). Solid matrices for fabrication of magnetic iron oxide nanocomposites: Synthesis, properties, and application for the adsorption of heavy metal ions and dyes. *Composites Part B: Engineering*, 162., 538-568. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2018.12.075>

4. Liosis C., Papadopoulou A., Karvelas E., et al. (2021). Heavy Metal Adsorption Using Magnetic Nanoparticles for Water Purification: A Critical Review. *Materials (Basel)*, 14(24), 7500. <https://doi.org/10.3390/ma14247500>.

5. Yan M., Sun C., Sun K., et al. (2025). Advances in Magnetic Nanocomposite Adsorbents for Water Remediation: Design, Performance, and Challenges. *Nanomaterials (Basel)*, 15(18), 1425. <https://doi.org/10.3390/nano15181425>

6. Sossou K., Bala Prasad S., Agbotsou E. K., Souley H. S. (2024). Evaluation of the performance of magnetic zeolite nanocomposites in removing various water contaminants as heavy

metals, organic pollutants, and emerging contaminants: A review. *Next Nanotechnology*, 6, 100075. <https://doi.org/10.1016/j.nxnano.2024.100075>

7. Abboud A. S., Ghaffarinejad A., Mollahosseini A. (2023). Removal of lead and cadmium ions from wastewater using magnetic alginate impregnated sulfur. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, 100874. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100874>

8. El Kaim Billah R., Islam Md A., Khan M. A., et al. (2025). Adsorption of lead(II) onto magnetic chitosan@calcium phosphate rock biocomposite. *Materials Chemistry and Physics*, 332, 130249. <https://doi.org/10.1016/j.matchemphys.2024.130249>

9. Vo L. Q., Vu A.-T., Le T. D., et al. (2024). Fe₃O₄/Graphene Oxide/Chitosan Nanocomposite: A Smart Nanosorbent for Lead(II) Ion Removal from Contaminated Water. *ACS Omega*, 9, 15, 17506-17517. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c00486>

10. Petranovska A. L., Abramov N. V., Turanska S. P., Gorbyk P. P., Kaminskiy A. N., Kussyak N. V. (2015). Adsorption of *cis*-dichlorodiammineplatinum by nanostructures based on single-domain magnetite. *J. Nanostruct. Chem*, 5, 3, 275-285. <https://doi.org/10.1007/s40097-015-0159-9>

11. Shehata M. M., Waly S. A., Abdelaziz Y. A. (2021). Effect of Gd³⁺ doping on structural and optical properties of MgO–MgAl₂O₄ nanocomposites synthesized via co-precipitation method. *J Mater Sci: Mater Electron*, 32, 7423-7430. <https://doi.org/10.1007/s10854-021-05455-y>

12. Kamins'kyi O. M., Denysyuk R. O., Chayka M. V., Pysarenko S. V., Panasyuk D. YU. Sorbtsiya yonnykh form Tsynku(II) z vodnykh rozchyniv poverkhnyamy mahnitochutlyvykh nanokompozytiv, modyfikovanykh hidroksyapatytom [Sorption of ionic forms of Zinc (II) from aqueous solutions by surfaces of magneto-sensitive nanocomposites modified with hydroxyapatite]/ *Ukrayins'kyi zhurnal pryrodnychyykh nauk. – Ukrainian Journal of Natural Sciences*, 5, 70-79. <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.5.2023.8> [in Ukrainian]

13. Baes Ch. F., Mesmer R. E. (1976). The hydrolysis of cations. *Wiley: NJ*, 512 p.

14. Giles C. H., MacEwan T. H., Nakhwa S. N., Smith D. (1960). Studies in Adsorption: Part XI. A System of Classification of Solution Adsorption Isotherms and Its Use in Diagnosis of Adsorption Mechanisms and in Measurement of Specific Surface Area Solids. *Journal of the Chemical Society*, 14, 3973-3993. <http://dx.doi.org/10.1039/jr9600003973>