

УДК 544.72, 628.39, 628.472

DOI: 10.15587/1729-4061.2014.28004

Досліджені адсорбційно-бар'єрні властивості природної бентонітової глини Язівського родовища (Львівська обл., Україна) щодо міді та амонію як компонентів фільтрату полігонів та сховищ твердих побутових та промислових відходів. Знайдено коефіцієнт фільтрації, описано пористість матеріалу, оцінено ємнісні, кінетичні характеристики та здатність компонентів до ремобілізації при застосуванні різних десорбуючих агентів

Ключові слова: адсорбція, десорбція, бентоніт, фільтрат, міграція, мідь, амоній, відходи, полігони, звалища

Исследованы адсорбционно-барьерные свойства природной бентонитовой глины Язовского месторождения (Львовская обл., Украина) относительно меди и аммония как компонентов фильтрата полигонов и хранилищ твердых бытовых и промышленных отходов. Определен коэффициент фильтрации, описана пористость материала, оценены емкостные, кинетические характеристики и способность компонентов к ремобилизации при использовании различных десорбирующих агентов

Ключевые слова: адсорбция, десорбция, бентонит, фильтрат, миграция, медь, аммоний, отходы, полигоны, свалки

АДСОРБЦІЙНО- БАР'ЄРНІ ВЛАСТИВОСТІ БЕНТОНІТУ ЯЗІВСЬКОГО РОДОВИЩА ЯК МАТЕРІАЛУ ПРОТИФІЛЬТРАЦІЙНИХ ЕКРАНІВ

М. А. Петрова

Кандидат технічних наук*

E-mail: marianna.petrova@gmail.com

М. О. Постнікова*

E-mail: plkhtnkv2@gmail.com

К. В. Степова

Кандидат технічних наук*

E-mail: katya.stepova@gmail.com

*Кафедра екологічної безпеки

Львівський державний університет безпеки

життєдіяльності

вул. Клепарівська, 35, м. Львів, Україна, 79000

1. Вступ

Питання якості води привертає все більшу увагу науковців та держави. Водні об'єкти забруднюються при скиді неочищених або недостатньо очищених промислових або побутових вод, внаслідок діяльності сільськогосподарських та гірничовидобувних підприємств [1]. Окремим питанням є забруднення ґрунтів, поверхневих та підземних вод фільтратом з полігонів, сховищ та звалищ промислових та твердих побутових відходів (ТПВ). Актуальними є дослідження, пов'язані з питаннями захисту довкілля від фільтрату сховищ та полігонів, оскільки їх будували та проектували у часи СРСР, коли екологічній безпеці та надійності захоронення відходів не приділяли достатньої уваги.

2. Аналіз останніх досліджень і публікацій

З фільтратом ТПВ до довкілля надходить значна кількість забруднювачів, серед яких найбільш небезпечними є важкі метали, нафтопродукти та пестициди. Окремою специфікою характеризуються продукти розкладу та гниття органічних речовин, які є джерелом надходження надлишкових кількостей біогенних елементів, зокрема фосфатів та солей амонію.

Типовим інженерним методом захисту навколишнього середовища від фільтрату полігонів та звалищ є облаштування протифільтраційних екранів, прокладених по дну і бортах полігону. Як матеріали для екранів використовують асфальт, полімери, бетон, плівки, глини та цеоліти [2].

Діючі сховища та полігони ТПВ в Україні побудовані за недосконалими проектами і сховища несуть потенційну загрозу навколишньому природному середовищу. Так, полігон м. Житомира не обладнаний протифільтраційним екраном та не має системи відведення та очищення фільтрату. В результаті стоку поверхневих вод відбувається поширення забруднення з території складування відходів. Внаслідок цього у підземних водах прилеглих територій спостерігається підвищення нормативних значень твердості, лужності та хімічного споживання кисню (ХСК) [3].

Автори [4] вивчали зміну хімічного складу підземних вод в зоні впливу полігонів ТПВ м. Чернівці, на яких також зберігають промислові відходи. На об'єкті спостерігається тенденція до збільшення загальної мінералізації, вмісту заліза та органічних речовин (збільшення ХСК у 10 разів). Встановлено кореляцію між зміною ХСК та вмістом іону амонію, при чому перевищення нормативу сягає 28 разів. Окрім цього, виявлено ознаки забруднення поверхневих вод важкими металами (Pb, Zn, Cu, Cr, Ni).

Аналіз екологічного стану ґрунтового покриву в санітарно-захисній зоні Львівського сміттєзвалища та поза нею показав [5], що в більшості проб концентрації важких металів перевищують норми. У всіх досліджених пробах виявлені перевищення гранично допустимих концентрацій (ГДК) за вмістом міді, яке змінюється в межах 1,6–41,3 ГДК навіть поза межами санітарно-захисної зони. Встановлено, що екологічний та санітарно-гігієнічний стан поверхневих вод незадовільний. Серед рекомендацій, наданих авторами [5] для покращення екологічного стану території впливу Львівського сміттєзвалища є перекриття поверхні звалища слабофільтрувальними ґрунтами.

Мідь, свинець та кадмій виявлено у підземних водах в зоні промислових відвалів Горлівського хімічного заводу. Основними факторами, що впливають на поширення забруднення, визнано сорбційні та ємнісні характеристики прилеглих ґрунтів та наявність геохімічних бар'єрів [6].

Білоруські вчені досліджували забруднення підземних вод полігонів ТПВ м. Мінська та Борисова [7]. У підземних водах навколо полігонів, не обладнаних протифільтраційними екранами, спостерігається перевищення ГДК по багатьох показниках. Відносно захищеними є райони з глибиною залягання підземних вод 4–10 м, в яких спостерігається лише підвищена мінералізація. На противагу, вода підземних джерел навколо полігонів, обладнаних глинистими протифільтраційними бар'єрами, відповідає нормативам по більшості показників, за виключенням амонійного азоту та окислюваності; вміст важких металів також мінімальний.

3. Мета та завдання роботи

Метою роботи є дослідження адсорбційно-десорбційних та бар'єрних властивостей бентонітової глини Язівського родовища щодо міді та амонію як складових фільтрату сховищ та полігонів промислових та твердих побутових відходів.

Для досягнення мети потрібно вирішити наступні завдання:

- 1) охарактеризувати пористість бентонітової глини Язівського родовища;
- 2) описати ізотерми та кінетичні криві адсорбції міді та амонію;
- 3) за рівнем десорбції оцінити міцність закріплення міді та амонію на поверхні адсорбенту;
- 4) оцінити можливість застосування бентоніту як матеріалу для облаштування захисних екранів полігонів та сховищ промислових та побутових відходів.

4. Природні мінерали як матеріали для протифільтраційних екранів

Бентонітові глини вже багато років застосовують для створення протифільтраційних екранів завдяки їх здатності до набухання, дисперсності та сорбційно-іонообмінній ємності [8]. При довготривалій експлуатації об'єктів зберігання та захоронення відходів відбувається міграція забруднювачів через шар матеріалу, зумовлена дифузією та фільтрацією з потоком

[9]. Факторами, що її обмежують, є процеси адсорбції та іонного обміну на поверхні матеріалу екрану. Діючі стандарти по проектуванню полігонів ТПВ (ДБН В.2.4-2-2005) ставлять вимоги до протифільтраційних екранів лише за значенням коефіцієнту фільтрації (не більше 10^{-9} м/с) і не враховують адсорбційних властивостей екранів. Такий підхід частково обґрунтований тим, що кількість фільтрату, який проникає через бар'єр, мінімальна [10]. Проте, у будь-якому випадку відбувається дифузійне переміщення забруднювачів [9, 11]. Тому дослідження адсорбційних властивостей матеріалів протифільтраційних бар'єрів є необхідними для прогнозування впливу сховищ та полігонів ТПВ на стан довкілля. В роботах українських вчених досліджені матеріали для бар'єрів сховищ радіоактивних відходів [12]. Їх особливістю є селективність до радіонуклідів та здатність затримувати низькі концентрації (порядку 10^{-12} М), а, відтак, ємність протифільтраційного екрану не відіграє суттєвої ролі. На противагу, протифільтраційні екрани полігонів ТПВ та сховищ промислових відходів повинні володіти високими ємнісними характеристиками та здатністю затримувати значні кількості речовин. Відповідно, застосування природних мінералів завдяки їх адсорбційно-іонообмінним властивостям є перспективним [13]. У роботах [14, 15] досліджували адсорбційні властивості сепіоліту та цеоліту, модифікованої бентонітом для оцінки потенційної затримуючої здатності екранів. Проте відсутні дані про десорбцію компонентів, яка є ймовірною в умовах змінного складу фільтрату.

5. Обґрунтування вибору об'єктів, що імітують склад фільтрату сховищ та полігонів промислових та побутових відходів

Хімічний склад фільтратів полігонів промислових та побутових відходів надзвичайно різноманітний. Серед макрокомпонентів фільтратів слід відзначити амоній, залізо, хлориди, органічні речовини, концентрації яких у десятки разів перевищують ГДК. У довготривалій перспективі амоній ідентифіковано як найбільш значимий компонент [7, 11], оскільки його концентрація не знижується протягом 30 років після закриття полігону [16]. Амоній у фільтраті з'являється в результаті розкладу білків та амінокислот, причому основна частина органічного азоту у фільтраті представлена іонами амонію у концентраціях 800–3500 мг/л [7, 11]. Природної деградації амонію не існує, тому його концентрація може знижуватися лише внаслідок незворотної адсорбції на поверхні матеріалу протифільтраційного екрану.

Важкі метали присутні у фільтраті полігонів як побутових, так і промислових відходів. Їх концентрації знижуються за рахунок адсорбції на компонентах ґрунту та осадження при взаємодії з аніонами, присутніми у фільтраті або ґрунтовому розчині (сульфати, сульфіді, карбонати) [11]. Внаслідок цього концентрації основних важких металів (кадмію, плюмбуму, барію, кобальту) суттєво знижуються. Як правило, концентрації найбільш токсичних металів сягають лише 0,05 мг/л [7], і найбільше навантаження на затримуючу здатність екранів припадає на менш токсичні

компоненти – залізо, мідь, цинк, нікель. В довготривалій перспективі ймовірно виснаження ємності матеріалу екрану саме по цим елементам. Наприклад, у роботі [11] у ґрунтових водах виявлені плумбум, хром та кадмій в районі дослідного полігону нижче межі визначення, тоді як концентрації міді і цинку перевищували ГДК.

Тому для дослідження сорбційно-ємнісних властивостей бентонітової глини обраний амоній як найбільш значимий макрокомпонент фільтрату полігонів ТПВ та мідь як представник мікрокомпонентів.

6. Сорбційно-десорбційні властивості бентонітової глини Язівського родовища

6.1. Методика експерименту сорбції та десорбції

Розподіл пор та питому поверхню природної бентонітової глини досліджували за допомогою порозиметра Micromeritics ASAP 2010 шляхом адсорбції азоту при температурі 77 К. Коефіцієнт фільтрації визначали за стандартною методикою ДСТУ Б В.2.1-23:2009

Для дослідження сорбції міді та амонію методом наважок готували робочі розчини їх хлоридів концентрацією 0,001 М, які розводили до необхідних концентрацій дистильованою водою. Таким чином створювали модельні розчини, що симулювали фільтрат. Сорбційні експерименти проводили у статичних умовах. У ємність поміщали наважку глинистого сорбенту, додавали відповідний об'єм розчину модельного розчину, дотримуючи співвідношення „тверда фаза: рідина”=1:100. Для забезпечення постійної температури процесу ємності витримували на водяній бані при температурі 19±0,5 °С. Час експериментів становив 24 години. Після закінчення дослідів суспензію декантували, відбирали аліквоту і аналізували на вміст міді та амонію на фотоколориметрі з діетилдітіокарбаматом та реактивом Неслера відповідно.

Кінетику сорбції вивчали на розчинах концентрацією 3,5 та 10 мг/л для міді та амонію відповідно. У пробірки поміщали наважку глинистого сорбенту та додавали модельний розчин, періодично перемішували. Час контакту рідини з сорбентом – 0,25; 0,5; 1; 2; 4; 8; 24; 32; 48; 72 години.

Для встановлення кількості обмінного кальцію та магнію у структурі глини мінерал обробляли 0,1 М хлоридною кислотою і визначали вміст кальцію та магнію комплексонометричним титруванням з еріохромом чорним.

Визначення стійкості закріплення компонентів на поверхні глинистої матриці та механізму сорбції проводили за кількісним визначенням міді та амонію у розчинах після обробки відпрацьованого сорбційного матеріалу десорбуючими агентами: дистильованою водою – для міді та амонію, 0,0005 М (рН=4) та 0,1 М хлоридною кислотою, 0,01 М калію хлоридом та 0,01 М трилоном Б – для міді.

Основні параметри адсорбції розраховували за класичними методиками. Сорбційну ємність q_e (рівноважну) або q_t (в момент часу t) та коефіцієнти розподілу розраховували:

$$q_e = (C_i - C_e) \frac{V}{m}, \tag{1}$$

$$k_d = \frac{(C_i - C_e) V}{C_e m}, \tag{2}$$

де C_i – початкова концентрація міді в розчині, мг/дм³; C_e – концентрація після адсорбції, мг/дм³; V – об'єм розчину, см³; m – маса сухого сорбенту, г.

6.2. Результати дослідження сорбційно-десорбційних властивостей матеріалу для протифільтраційного екрану та їх обговорення

Як матеріал, що може бути використаний для створення протифільтраційного екрану, застосовували широко розповсюджений глинистий мінерал, що є відвалами видобутку сірки відкритим способом на Язівському родовищі (Львівська обл.) Досліджувана глина в основному складається з монтморилоніту, містить домішки кальциту, доломіту, каолініту, гідролюди [17]. Експериментально знайдений коефіцієнт фільтрації становить 10⁻⁹ м/с, що є типовою величиною бентонітових глин.

Для первинної оцінки сорбційної здатності матеріалу проведено дослідження розподілу пор за діаметром (табл. 1). Матеріал є мікропористим (середній радіус пор 2 Å) з незначною кількістю мезопор. Відповідно, він має високу ємність фізичної адсорбції невеликих молекул (іонів). Як правило, у мезопорах проходить капілярна конденсація компонентів адсорбтиву.

Таблиця 1

Характеристика пористості бентонітової глини Язівського родовища

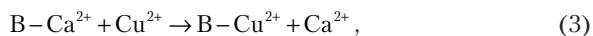
Тип пор	Розмір пор, нм	Об'єм пор, см ³ /г	Орієнтовна кількість пор	
			Абсолютна	Відносна, %
Мікропори	<2	0,652	7,87·10 ²²	99,958
Мезопори	2–50	0,429	3,26·10 ¹⁹	0,041
Макропори	50	0,075	2,69·10 ¹⁴	0,001

Адсорбція крупних органічних молекул на даному матеріалі ускладнена, оскільки вони не характеризуються сферичною симетрією і геометрично не відповідають розмірам мікропор. Наприклад, критичні розміри для бензолу – 3,2 та 6,6 Å, для гексаметилбензолу – 4,0 та 9,0 Å [18]. Їх адсорбція можлива лише в макро- і мезопорах. Розрахована орієнтовна максимальна ємність адсорбенту по органічним молекулам – 54 мкекв/г або 0,0051 г/г по фенолу. Оскільки фільтраційні води характеризуються високими значеннями ХПК [11], ємності бентоніту не вистачить, щоб затримати органічні молекули, і вони будуть надходити у підземні води.

Для оцінки ємнісних характеристик бентоніту були зняті ізотерми міді та амонію (рис. 1).

Ізотерма адсорбції міді (рис. 1, а) належить до ізотерм S-типу, характерних для слабкої взаємодії адсорбат – адсорбент. За ізотермою даного типу встановити граничну адсорбційну ємність неможливо. Оскільки адсорбція міді відбувається практично повністю у широкому діапазоні концентрацій (коефіцієнти розподілу $k_d=444-21500$ мл/г), було проведено аналіз розчинів після адсорбції міді на вміст кальцію та магнію для підтвердження іонообмінного механізму та встановлення максимальної сорбційної ємності. Виявлено, що

в усіх розчинах вміст кальцію та магнію еквівалентний кількості адсорбованої міді. Відповідно, вилучення міді відбувається за іонообмінним механізмом, причому мідь займає місце кальцію або магнію у структурі адсорбенту:



де B – бічна грань монтморилоніту.

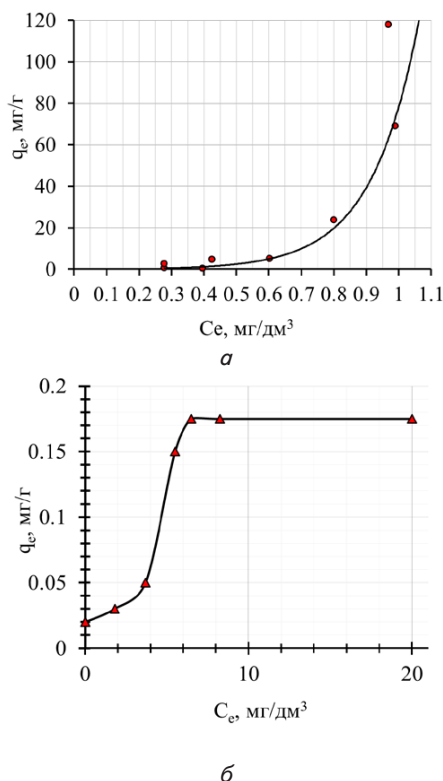


Рис. 1. Ізотерми адсорбції на бентоніті Язівського родовища: а – міді; б – амонію

Природна бентонітова глина містить 4,7 мекв/г обмінного кальцію та магнію, тому максимальна сорбційна ємність мінералу за міддю становить 4,7 мекв міді/г, що відповідає ємності 149 мг/г. Дана величина перевищує ємність всіх знайдених у літературі природних матеріалів, в тому числі модифікованих. Наприклад, максимально знайдена ємність альгінат-іммобілізованого бентоніту [19] сягає 115 мг/г. Отже, бентоніт Язівського родовища сірки проявляє високі ємнісні характеристики щодо міді.

На противагу, адсорбція амонію (рис. 1, б) в усіх дослідах не перевищує 20 %. У розчинах після проведення адсорбції іонів кальцію та магнію не знайдено. Ймовірно, взаємодія амонію з поверхнею глини слабка, і в мікропорах адсорбенту проходить капілярна конденсація. Внаслідок цього на ізотермі спостерігається різкий підйом кривої та швидкий вихід на насичення з досягненням сорбційної ємності 0,175 мг/г. Коефіцієнти розподілу знаходяться в межах $k_d=8-23$ мл/г, що є типовим для бентонітових глин [20]. Дещо кращі результати [21] одержані по сорбції на цеоліті: 11 та 17,3 мг/г відповідно для природного та модифікованого хлоридом натрію зразків. Причому, збільшення

ємності для модифікованого зразку спричинене збільшенням вмісту іонообмінного натрію (приблизно в два рази) і діаметру пор з 161,9 до 292,4 Å. Отже, амоній більш ефективно вилучається макропористими матеріалами. Проте, ємнісні характеристики природних мінералів щодо амонію є досить низькі і сягають лише 5 мг/г [21, 22]. Зважаючи на високі концентрації амонію у фільтраті, ємність протифільтраційних екранів з природних мінералів швидко виснажить, і відбудеться його дифузійне проникнення в підземні води.

На рис. 2 представлені залежності адсорбції міді (рис. 2, а) та амонію (рис. 2, б) на бентоніті Язівського родовища від часу контакту розчину з адсорбентом. Повна адсорбційна ємність досягається за першу добу завдяки високій питомій поверхні, причому найбільш інтенсивно процес проходить у перші години, надалі темп сповільнюється.

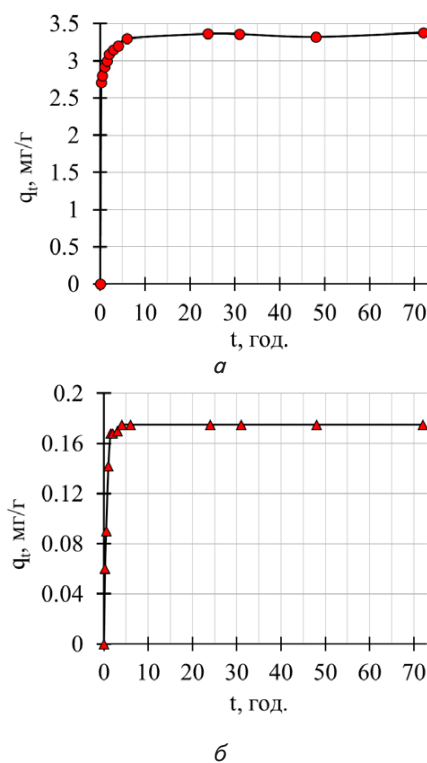


Рис. 2. Залежність адсорбції на бентоніті Язівського родовища від часу контакту фаз: а – міді; б – амонію

В реальних умовах після адсорбції компонентів матеріалом глинистого бар'єру ймовірна повторна фільтрація розчину через матеріал. В таких умовах можлива десорбція (ремобілізація) компонентів. Для оцінки міцності закріплення іонів в матриці адсорбенту проведені експерименти з вимивання адсорбату агентами різної активності. Такі експерименти дозволяють встановити механізм адсорбції компонента. Так, вклад фізичної адсорбції у вилучення міді незначний, оскільки водою вимивається лише 15 % (рис. 3, а, крива 1). Розчин калію хлориду, що імітує склад фільтрату, вимиває лише 16 % адсорбату (рис. 3, а, крива 2). На противагу, трилон Б спричиняє вихід всієї міді в розчин, утворюючи більш міцний розчинний комплекс в порівнянні з поверхневим комплексом „мідь – бентоніт” (рис. 3, а, крива 3).

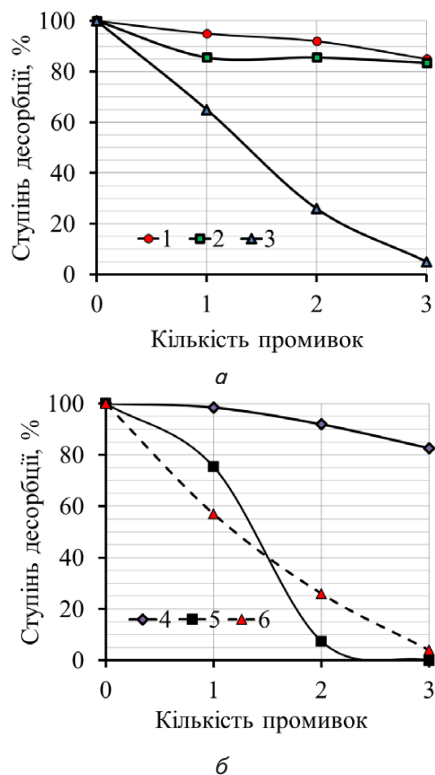


Рис. 3. Десорбція міді та амонію з відпрацьованого сорбційного матеріалу: *а* – десорбція міді; *б* – десорбція міді та амонію; 1–5 – десорбція міді; 6 – десорбція амонію; 1, 6 – водою; 2 – KCl; 3 – трилоном Б; 4 – 0,0005 М HCl; 5 – 0,1 М HCl

Розчином з рН=4 вимивається до 20 % міді після третього промивання внаслідок часткового руйнування поверхневих комплексів (рис. 3, б, крива 4), в той час як висока концентрація кислоти спричиняє ремобілізацію міді (рис. 3, б, крива 5). Відповідно, проходить повне руйнування комплексів, що підтверджує іонообмінний механізм адсорбції.

Характер десорбції амонію суттєво різниться: спостерігається повна ремобілізація компоненту (рис. 3, б, крива 6). Отже, амоній адсорбований за механізмом фізичної адсорбції і здатен мігрувати у підземні води.

Відповідно, адсорбційної здатності протифільтраційних екранів з бентонітових глин з низкими кое-

фіцієнтами фільтрації недостатньо для гарантування екологічної безпеки підземних та поверхневих вод в зоні впливу полігонів ТПВ та сховищ промислових відходів. Полігони необхідно оснащувати системами відведення та знешкодження фільтратів та застосовувати комплексні бар'єри з кількох матеріалів з низькою проникністю, різною пористістю, питомою поверхнею та високою адсорбційною здатністю щодо компонентів фільтратів.

7. Висновки

У роботі проведені дослідження адсорбційно-десорбційних та бар'єрних властивостей бентонітової глини Язівського родовища щодо міді та амонію як компонентів, що моделюють склад фільтрату сховищ та полігонів промислових та твердих побутових відходів. Охарактеризовано пористість бентонітової глини та показано, що вона належить до мікропористих матеріалів з середнім радіусом пор 5. Матеріал володіє високими сорбційними характеристиками щодо іонів та невеликих молекул. Встановлено, що вилучення міді відбувається внаслідок іонного обміну, амонію – за механізмом фізичної адсорбції. Визначено граничну адсорбційну ємність, яка становить 115 мг/г та 0,175 мг/г міді та амонію відповідно. Повна адсорбційна ємність мінералу досягається за першу добу процесу завдяки високій питомій поверхні. При дії агресивних десорбуючих агентів (хлоридної кислоти та комплексоутворювача) відбувається перехід іонів міді в розчин внаслідок руйнування комплексів „мідь – поверхня бентоніту”, тоді як комплекс залишається стабільним при дії слабкої кислоти, сольового розчину та води. На противагу, амоній десорбується практично повністю водою. Матеріал характеризується високими ємнісними і сорбційними характеристиками щодо міді та здатен затримувати іони міді, тоді як адсорбційної здатності щодо амонію недостатньо для попередження забруднення водоносних горизонтів. Для забезпечення навколишнього середовища необхідне облаштування полігонів та сховищ багат шаровими протифільтраційними екранами з низькою проникністю, різною пористістю та високою адсорбційною здатністю як щодо іонів, так і щодо крупних органічних молекул та іонів амонію.

Література

1. Thompson, T. P. Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk assessment [Electronic resource] / T. P. Thompson. – World Health Organization. – Geneva, 2007. – Available at: http://whqlibdoc.who.int/publications/2007/9789241546768_eng.pdf
2. Kreith, F. Handbook of solid waste management [Text] / F. Kreith, G. Tchobanoglous (Ed.). – New York : McGraw-Hill, 2002. – 950 p.
3. Годовська, Т. Б. Еколого-економічний аналіз менеджменту твердих побутових відходів на прикладі Житомирської області [Текст] / Т. Б. Годовська, В. П. Феценко // Вісник Житомирського національного агроекологічного університету. – 2010. – № 2. – С. 220–227.
4. Николаев, А. М. Вплив полігонів твердих побутових відходів міста Чернівці на підземні і поверхневі води, ґрунти та донні відклади водотоків [Текст] / А. М. Николаев // Науковий вісник Чернівецького університету: збірник наукових праць. – 2014. – Т. 10, № 2. – С. 664–667.
5. Волошин, П. Аналіз впливу Львівського сміттєзвалища на природне середовище [Текст] / П. Волошин // Вісник Львівського університету. Серія геологічна. – 2012. – Випуск 26. – С. 139–147.

6. Киселев, Н. Н. Исследование контаминационных процессов в зоне промотвалов Горловского химического завода [Текст] / Н. Н. Киселев, В. Ф. Филатов, Н. А. Дуброва, О. Ю. Квашук // Наукові праці УкрНДМІ НАН України. – 2008. – № 2. – С. 199 – 210.
7. Ерошина, Д. М. Экологические аспекты захоронения твердых коммунальных отходов на полигонах [Текст] / Д. М. Ерошина, В. В. Ходин, В. С. Зубрицкий, А. Л. Демидов. – Минск : БелНИЦ „Экология”, 2010. – 152 с.
8. Koch, D. Bentonites as a basic material for technical base liners and site encapsulation cut-off walls [Text] / Dietrich Koch // Applied Clay Science. – 2002. – Vol. 21, Issue 1-2. – P. 1–11. doi: 10.1016/S0169-1317(01)00087-4.
9. Голубев, В. С. Гетерогенные процессы геохимической миграции [Текст] / В. С. Голубев, А. А. Гарибянц. – Москва : Недра, 1968. – 192 с.
10. Воронкова, Т. В. Совершенствование противоточного барьера для снижения эмиссии загрязняющих веществ полигонов захоронения твёрдых бытовых отходов [Текст] : автореф. дис. ... канд. техн. наук : 03.00.16 / Т. В. Воронкова // Пермский государственный технический университет. – Пермь, 2009. – 17 с.
11. Varank, G. Migration behavior of landfill leachate contaminants through alternative composite liners [Text] / G. Varank, A. Demir, S. Top et al. // Science of the Total Environment – 2011. – Vol. 409, Issue 17. – P. 3183–3196. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.04.044
12. Кононенко, Л. В. Кинетика сорбции цезия-137 и стронция-90 глинами [Текст] / Л. В. Кононенко, И. Л. Колябина, В. И. Маничев, Т. И. Коромысличенко // Минералогический журнал. – 2010. – Т. 32, № 3. – С. 88–95.
13. Bergaya, F. Handbook of clay science [Text] / F. Bergaya, G. Lagaly, eds. – Amsterdam: Elsevier, 2013. – 1224 p. doi: 10.1016/B978-0-08-098259-5.00023-8
14. Guney, Y. Utilization of sepiolite materials as a bottom liner material in solid waste landfills [Text] / Y. Guney, Y. B. Cetin, A. H. Aydilek et al. // Waste Management. – Vol. 34, Issue 1 – P. 112–124. doi: 10.1016/j.wasman.2013.10.008
15. Kaya, A. Utilization of bentonite-embedded zeolite as clay liner [Text] / A. Kaya, S. Durukan // Applied Clay Science. – 2004. – Vol. 25, Issue 1-2. – P. 83–91. doi: 10.1016/j.clay.2003.07.002
16. Kruempelbeck, J. G. Long-term behaviour of municipal solid waste landfills in Germany [Text] : Proceedings of Sardinia 99 / J. G. Kruempelbeck // Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. – 1999. – Vol. 1. – P. 27–36. doi: 10.1002/bate.199904440
17. Петрова, М. А. Дезактивація рідких радіоактивних відходів, що містять радіоізотопи цезію-137 і стронцію-90, модифікованими глинистими сорбентами [Текст] : автореф. дис. ... канд. техн. наук : 21.06.01 / М. А. Петрова. – НТУУ «Київський політехнічний інститут». – К., 2011. – 20 с.
18. Webster, C. E. A Method for Characterizing Effective Pore Sizes of Catalysts [Text] / C. E. Webster, R. S. Drago, M. C. Zerner // Journal of Physical Chemistry B. – 1999. – Vol. 103, Issue 8. – P. 1242–1249. doi: 10.1021/jp984055n
19. Tan, W. T. Alginate-immobilized bentonite clay: Adsorption efficacy and reusability for Cu(II) removal from aqueous solution [Text] / W. T. Tan, A. S. Yien Ting // Bioresource Technology. – 2014. – Vol. 160. – P. 115–118. doi: 10.1016/j.biortech.2013.12.056
20. Pivato, A. Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner [Text] / A. Pivato, R. Raga. // Waste Management. – 2006. – Vol. 26, Issue 2. – P. 123–132. doi: 10.1016/j.wasman.2005.03.009
21. Alshameri, A. An investigation into the adsorption removal of ammonium by salt activated Chinese (Hulaodu) natural zeolite: Kinetics, isotherms, and thermodynamics [Text] / A. Alshameri, C. Yan, Ya. Al-An // Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers. – 2014. – Vol. 45, Issue 2. – P. 554–564. doi: 10.1016/j.jtice.2013.05.008
22. Arslan, A. Zeolite 13X for adsorption of ammonium ions from aqueous solutions and hen slaughterhouse wastewaters [Text] / A. Arslan, S. Veli // Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers. – 2012. – Vol. 43, Issue 3. – P. 393–398. doi: 10.1016/j.jtice.2011.11.003