

*Досліджено процеси вилучення заліза із води шляхом його каталітичного окислення. Проведено оцінку ефективності окислення заліза на цеоліті та катіонітах, модифікованих сполуками заліза та марганцю. Показано, що ефективно окислення заліза у воді відбувається при аеруванні води. За відсутності кисню у воді очищення води від заліза проходить неефективно*

*Ключові слова: знезалізнення, окислення, фільтрування, залізо, катіоніт, цеоліт, каталізатор, аерація, гідроліз, осадження*

*Исследованы процессы удаления железа из воды путем его каталитического окисления. Проведена оценка эффективности окисления железа на цеолите и катионитах, модифицированных соединениями железа и марганца. Показано, что эффективное окисление железа в воде происходит при аэрировании воды. При отсутствии кислорода в воде очистка воды от железа проходит неэффективно*

*Ключевые слова: обезжелезивание, окисление, фильтрование, железо, катионит, цеолит, катализатор, аэрирование, гидролиз, осаждение*

УДК 628.161.094.3:546.72

DOI: 10.15587/1729-4061.2016.63608

# ДОСЛІДЖЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ ВІД СПОЛУК ЗАЛІЗА ЗА ДОПОМОГОЮ МОДИФІКОВАНИХ ФІЛЬТРУВАЛЬНИХ ЗАВАНТАЖЕНЬ

М. Д. Гомеля

Доктор технічних наук,  
професор, завідувач кафедри\*

E-mail: eco-paper@kpi.ua

М. М. Твердохліб

Аспірант\*

E-mail: madam.tverdohleb@yandex.ua

\*Кафедра екології та технології рослинних полімерів  
Національний технічний університет України  
«Київський політехнічний інститут»  
пр. Перемоги, 37, м. Київ, Україна, 03056

## 1. Вступ

Якість питної води залежить від складу природних вод та діючої системи водопостачання. Природні води містяться речовини, що з'явилися в її складі в результаті динамічної рівноваги в природній системі: вода – порода – органічна речовина – газ. Ці речовини обумовлюють склад та властивості природних вод. Головним джерелом сполук заліза в природних водах є процеси хімічного вивітрювання та розчинення гірських порід. На ці процеси впливають температура, концентрація кисню та вуглекислого газу, життєдіяльність бактерій та інші фактори. Внаслідок цього утворюються складні комплекси сполук заліза, які знаходяться у воді в розчинному, колоїдному та в звішеному стані [1].

Значна частина населення України в якості джерела водопостачання використовує підземні води. Підземні води широко використовуються в народному господарстві та для потреб промисловості. Вони, як правило, містять залізо від 1 до 5 мг/дм, але зустрічаються джерела з вмістом заліза до 20 мг/дм<sup>3</sup>. В підземні джерела залізо потрапляє за рахунок фільтрації дощових вод через ґрунт, гірські породи та мінерали. Важливу роль у кількості заліза, що потрапляє до підземної води, відіграє кислотність дощової води та вміст в ній розчиненого кисню [2]. У більшості випадків в підземній воді, позбавленої кисню, залізо перебуває у формі бікарбонату Fe(II), який є нестій-

ким з'єднанням, легко окислюється і гідролізується з утворенням пластівців гідроксиду заліза Fe(III). За нормами ДСанПіН 2.2.4-171-10 концентрація заліза для води питної якості не повинна перевищувати 0,3 мг/дм<sup>3</sup>. Підвищенні концентрації заліза різко знижують її споживчі якості. Вода набуває неприємного присмаку, жовто-бурого забарвлення та стає непридатною для використання. Навіть якщо вода на око здається прозорою та чистою, це зовсім не означає, що вона такою і є насправді. Нерідко питна вода, що надходить із старого водогону виготовленого із сталевих труб, має у своєму складі сполуки заліза у кілька разів більше, аніж дозволяють санітарні норми. У такому разі ефективне та економічно вигідне знезалізнення необхідно в першу чергу. Незважаючи на велику кількість робіт присвячених видаленню заліза із води, одним з найбільш простих і дешевих способів знезалізнення є метод аерування з подальшим фільтрування води через певне завантаження. Розробка нових фільтрувальних завантажень, що забезпечували б ефективно видалення сполук заліза з води та були простими у використанні є достатньо актуальним на сьогоднішній час.

## 2 Аналіз літературних даних та постановка проблем

Існує безліч методів для видалення заліза з питної води, наприклад таких як метод іонного обміну

та пом'якшення води [3, 4], вапнування [5, 6], баромембранні методи [7, 8], електрокоагулювання [9, 10], спрощена аерація з наступним фільтруванням, адсорбція на природних глинах або вугіллі, хлорування та озонування [11, 12]. Проблема часткового чи повного очищення води від іонів заліза на даний момент вирішене неповністю. Хоча розроблено і використовується на практиці значна кількість технологій по знезалізенню води всі вони мають свої недоліки. Наприклад, починаючи з витрат на обладнання та складності в експлуатації, закінчуючи – накопиченням розчинів застосованих реагентів та утворенням великої кількості осадів та засмічень. Недостатня ефективність роботи споруд, що застосовуються, обумовлює необхідність пошуку нових рішень.

Останнім часом найпоширенішим методом знезалізення підземних вод є метод спрощеної аерації. Даний метод полягає у здатності води, яка містить двовалентне залізо і розчинений кисень, при фільтруванні через зернистий шар виділяти залізо на поверхні зерен фільтрувального завантаження. Окислене залізо у вигляді гідроксиду  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  створює на поверхні зерен завантаження автокаталітичну плівку. Найпростішим фільтрувальним матеріалом може слугувати кварцовий пісок. Також використовуються природні сорбенти, такі як глауконіт, доломіт, цеоліт, морденіт та т. п. [13]. Для інтенсифікації процесу окислення іонів заліза можуть застосовуватися сильні окисники, такі як хлор, озон, перекис водню та перманганат калію [14]. Для спрощення процесу окислення та фільтрування води, що містить сполуки заліза, раціональним є поєднання цих методів, тобто створення сорбентів-каталізаторів. Такі завантаження містять в якості основи зернистий матеріал природного походження на поверхні якого утворений каталітично-активний шар, що складається в основну з суміші оксидів марганцю [15].

Відомий спосіб отримання марганцево-мідного каталізатору [16], в якому в якості каркасу використовували попередньо термічно оброблений доломіт. Модифікацію доломіту проводили за рахунок сорбції розчинів хлориду марганцю та хлориду міді, з подальшим прокалюванням при інтервалі температур 200–600 °С. Такі каталізатори мали високу ступінь окислення іонів заліза, проте їх каталітична активність залежить від фракційного складу та температури опалу.

В роботі [17] для нанесення плівки діоксиду мангану ( $\text{MnO}_2$ ) на поверхню завантаження застосований безтермічний метод, в основі якого лежить іонний обмін. Метод полягає в обробці кліноптилоліту розчином солі двовалентного мангану з подальшим окисненням перманганатом калію, який застосовувався для відновлення іонів марганцю. Нажаль, при знезалізенні води, автори використовували не модифікований кліноптелоліт. Тому оцінити властивості каталітичного матеріалу не було змоги.

Авторами роботи [18] досліджувалися сорбційні властивості глауконіту, для модифікації якого використовували розчини хлориду марганцю, перманганату калію та перекис водню. Нанесення каталітичної плівки проводили різними способами. Модифікування глауконіту призводить до значного зміцнення структури, але відзначається зменшення сорбційної ємності по відношенню до іонів заліза. Сорбція іонів заліза

проводилася за низьких концентраціях вихідних розчинів (1–3 мг/дм<sup>3</sup>). Як проходитиме процес видалення заліза за високих концентрацій не відомо.

---

### 3. Ціль та задачі дослідження

---

Метою даної роботи було дослідження процесів вилучення сполук заліза з води за допомогою каталітичних фільтрувальних завантажень.

Для досягнення поставленої мети вирішувались наступні задачі:

- створення модифікованих матеріалів для вилучення сполук заліза із води;
- оцінка ефективності роботи створених матеріалів.

---

### 4. Матеріали та методи дослідження

---

#### 4. 1. Матеріали та обладнання, що використовувалися при створенні модифікованих завантажень

Каталітичні завантаження отримували шляхом обробки певного об'єму фільтрувального завантаження модифікуючими реагентами в заданій послідовності.

В якості фільтрувального завантаження використовували цеоліт та слабо-кислотний катіоніт Dowex MAC-3. В якості модифікуючих реагентів використовували сірчано-кисле залізо ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), хлорид марганцю ( $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ) та перманганат калію  $\text{KMnO}_4$ .

У першому випадку 20 см<sup>3</sup> цеоліту з фракційним складом 3–5 см, в статистичних умовах обробляли 5 % розчином  $\text{KMnO}_4$ , відстоювали протягом доби. Після чого промивали дистильованою водою до повного видалення залишків перманганату. Для приготування сорбентів-каталізаторів в марганцевій та залізній формах використовували слабо-кислотний катіоніт DOWEX MAC-3. Для цього брали 20 см<sup>3</sup> катіоніту DOWEX MAC-3 в  $\text{H}^+$  формі та за статистичних умов обробляли його відповідно 15 % розчином солі  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  та 5 % розчином солі  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ . Після чого промивали дистильованою водою до повного видалення залишків солі. Потім оброблювали 1 % розчином лугу та залишали відстоятися протягом доби. Після чого знову промивали дистильованою водою до нейтрального значення рН (за лакмусовим папірцем) та заливали 5 % розчином  $\text{KMnO}_4$ , відстоювали протягом доби. Сорбент відмивали достатньою кількістю дистильованої води до повного видалення залишків перманганату.

#### 4. 2. Методика визначення окислювальної здатності модифікованих завантажень

Окислення іонів заліза проходила в динамічних умовах, розчин сульфату заліза приготований на дистильованій воді або водопровідній воді пропускали через певний об'єм фільтрувального завантаження. Проби відбирали об'ємом 0,5–1 дм<sup>3</sup>, при витраті розчину 10–15 см<sup>3</sup>/хв. Масу окисленого заліза визначали по різниці початкової та вихідної концентрації заліза з урахуванням об'єму проби. Загальну масу окисленого заліза визначали як суму окисленого заліза з всіх відібраних проб. Ступінь вилучення іонів заліза визначали за формулою:

$$Z = \frac{(C_{\text{поч.}} - C_{\text{рівн.}})}{C_{\text{поч.}}} \cdot 100 \%, \quad (1)$$

де  $C_{\text{поч.}}$  – початкова концентрація іонів заліза в розчині, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{\text{рівн.}}$  – рівноважна концентрація іонів заліза в пробі, мг/дм<sup>3</sup>.

Як на вході в колонку так і на виході з неї контролювали такі показники: концентрацію іонів заліза та іонів жорсткості, рН. Для визначення цих параметрів використовували методики приведені в довіднику [19].

### 5. Результати досліджень видалення іонів заліза із води на модифікованих фільтрувальних завантаженнях

Враховуючи можливість вилучення заліза шляхом окислення іонів Fe<sup>2+</sup> до Fe<sup>3+</sup> з подальшим гідролізом та висадженням отриманого гідроксиду заліза (Fe(OH)<sub>3</sub>) були проведені дослідження по застосуванню різних фільтрувальних завантажень для знезалізнення води.

Відомо, що при фільтруванні аерованої води через гранульоване фільтрувальне завантаження відбувається ефективно знезалізнення води за рахунок відділення на фільтрі малорозчинного Fe(OH)<sub>3</sub>. При цьому осад Fe(OH)<sub>3</sub>, який затримується на фільтрі є катализатором окислення залишків Fe<sup>2+</sup>. [20].

Для оцінки ефективності даного процесу було проведено знезалізнення води при фільтруванні її через шар гранульованого цеоліту. При концентрації заліза у воді на рівні 16 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 1) аерація відбувається за рахунок контакту з повітрям розчину протягом 10–60 хв. перед фільтруванням. Як видно з рис. 1, ефективність очистки води від заліза в даному випадку була не висока. Ступінь вилучення заліза поступово зменшився з 59 % до 33 %. В разі застосування цеоліту модифікованого перманганатом калію ступінь вилучення на початковому етапі був вищим 97,5 % і поступово знижувався до 75 %.

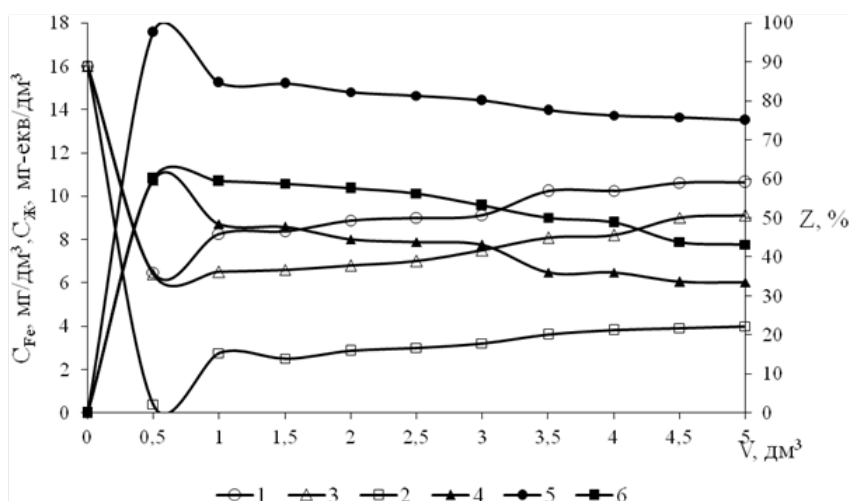
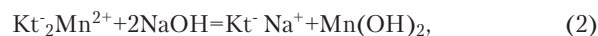


Рис. 1. Зміна концентрацій заліза (1, 2, 3) у воді ( $C_{\text{Fe}}=16 \text{ мг/дм}^3$ ), ступеню вилучення заліза із води (4, 5, 6) від пропущеного об'єму розчину через гранульований цеоліт ( $V_i=20 \text{ см}^3$ ) (1, 4), цеоліт модифікований перманганатом калію (2, 5), через модифікований цеоліт після промивки від осаду Fe(OH)<sub>3</sub> (3, 6) (рН=7,45–7,85)

Підвищення ефективності можна пояснити тим, що на поверхні цеоліту обробленою перманганатом калію затримувалась певна кількість перманганату, який в подальшому при взаємодії з залізом переходив в оксид марганцю. Оксид марганцю в присутності розчиненого у воді кисню забезпечував каталітичне окислення заліза. При цьому залізо переходило в нерозчинний стан і гідроксид заліза затримувався на цеоліті, погіршуючи контакт води із поверхнею фільтрувального матеріалу. Саме цим викликано зниження ступеню очищення води в процесі фільтрування.

Промивка цеоліту зворотним током чистої води від гідроксиду заліза не призвела до відновлення його каталітичних властивостей. При застосуванні промитого цеоліту для вилучення іонів заліза ступінь знезалізнення води сягав 40–60 %. Це пов'язано із висадженням гідроксиду заліза (III) в порах цеоліту, що приводить до блокування каталітичних центрів з оксидом марганцю.

Для підвищення ефективності катализаторів по знезалізненню води був розроблений метод модифікації катіоніту Dowex Mac-3 сполуками марганцю. При цьому катіоніт в H<sup>+</sup> формі переводили з розчином хлориду марганцю в Mn<sup>2+</sup> форму. Потім іоніт обробляли лугом та перманганатом калію, до утворення Mn(OH)<sub>2</sub> та окислення його до MnO<sub>2</sub> при відновленні перманганату також до MnO<sub>2</sub>. Іоніт, в даному випадку, переходив в Na<sup>+</sup> форму.



де Kt – фрагмент катіоніту.



Як видно із рис. 2, іоніт забезпечував ефективно вилучення заліза при пропусканні розчину з концентрацією заліза 16 мг/дм<sup>3</sup>.

При фільтруванні 4 дм<sup>3</sup> розчину через іоніт об'ємом 20 см<sup>3</sup> концентрація заліза не перевищувала 0,3 мг/дм<sup>3</sup>.

При цьому ступінь вилучення заліза становив 97 %. В подальшому ефективність катализатора знижувалась по мірі забруднення його гідроксидом заліза, а також по мірі зниження рН розчину до значень менше 8. Обумовлено це тим, що при жорсткості води на рівні 4 мг/дм<sup>3</sup> на першій стадії відбувалось пом'якшення води, що привело до переходу іоніту в кальцій – магнієву форму та до утворення в розчині гідрокарбонату натрію. Це в свою чергу забезпечує підвищення рН до 8,5–9,8, що сприяє підвищенню ефективності окислення заліза у воді. По мірі вичерпання ємності іоніту по іонам жорсткості рН падає до значень 7,8, що призводить до підвищення залишкових концентрацій заліза до 1–6 мг/дм<sup>3</sup>. Крім того, активність катализатора суттєво падає при осадженні гідроксиду заліза в порах іонообмінного матеріалу. Промивка

іоніту не призводить до суттєвого відновлення його каталітичних властивостей. Власне сам каталізатор за відсутності кисню у воді (крив. 2, рис. 2) має незначний запас окислювальної здатності. Лише в перших двох літрах води відмічалось зниження концентрації заліза 0,6–0,9 мг/дм<sup>3</sup> в подальшому спостерігалось різке підвищення залишкових концентрацій заліза у воді. Каталізатор даного типу доцільно застосовувати, при забезпеченні захисту іоніту від відкладання на його поверхні осадів гідроксиду заліза за рахунок регулювання швидкості фільтрування при пропусканні води знизу до верху. Утворені осади доцільно відділяти відстоюванням та фільтруванням на звичайних фільтрах.

Враховуючи те, що сполуки марганцю є дорогими речовинами, було розроблено спосіб модифікування іоніту сполуками заліза. Для цього іоніт в Fe<sup>2+</sup> формі обробляли лугом, а далі окисником – перманганатом калію. Отриманий фільтрувальний матеріал забезпечував досить ефективне очищення води від сполук заліза. Так в водопровідній воді жорсткістю 4–4,24 мг-екв/дм<sup>3</sup>. 20 см<sup>3</sup> фільтруючого матеріалу забезпечує зниження концентрації заліза з 15 до 0,1–0,2 мг/дм<sup>3</sup> (рис. 3). Ступінь вилучення заліза у цьому випадку становив 99,5–98,5 %.

При застосуванні попередньої аерації водного розчину заліза в даному випадку на поверхні іоніту утворювався ферит, який містить у своїй структурі оксид марганцю. Слід відмітити, що у даному випадку ефективність відновлення заліза залежить від рН середовища. В процесі модифікації при обробленні іоніту у Fe<sup>2+</sup> формі лугом утворювався гідроксид заліза і іоніт переходив у Na<sup>+</sup> форму аналогічно реакції (2).

При фільтруванні водопровідної води, яка містить гідрокарбонат кальцію та магнію відбувається її пом'якшення із утворенням у водному розчині карбонатів і гідрокарбонатів Na, що приводить до підвищення рН середовища. При цьому для ефективного очищення води від заліза (крив.1, рис. 3) рН води змінювався у межах 8,4–10,21. В разі, коли після модифікування катіоніт переводили в Ca<sup>+</sup> форму, що перешкоджало подальшій сорбції іонів жорсткості з води, рН в фільтраті був на рівні 7,5–7,7, що не відповідає необхідним значенням для ефективного відновлення заліза. В цьому випадку відмічено залишкову концентрацію заліза 1,3–2,3 мг/дм<sup>3</sup>. При цьому ступінь вилучення заліза в середньому був 90–86 %. В цілому, якщо врахувати

невеликий об'єм іонообмінного матеріалу, це непоганий результат, хоча в разі корегування рН вилучення заліза є набагато кращим. Можна сподіватися, що при концентрації заліза у воді на рівні 1,2 мг/дм<sup>3</sup> даний каталізатор буде забезпечувати очищення води від заліза до допустимих значень (менше 0,2 мг/дм<sup>3</sup>).

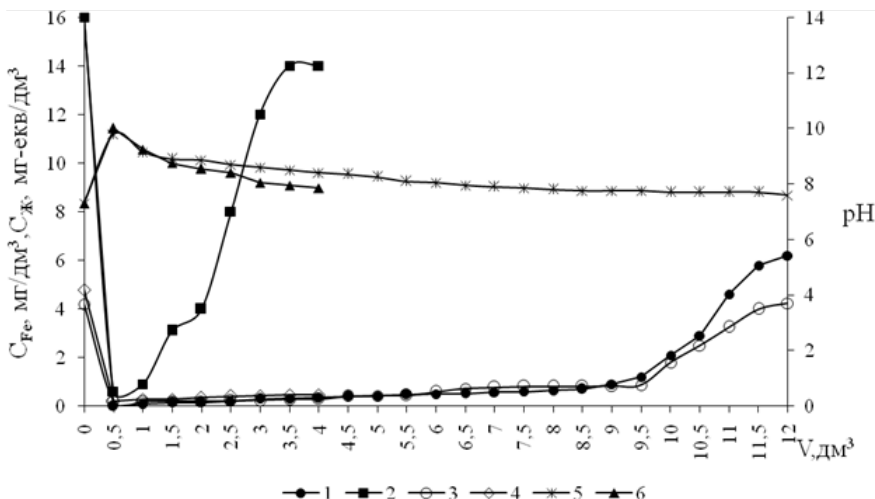


Рис. 2. Залежність залишкової концентрації заліза (1, 2), жорсткості (3, 4) та рН (5, 6) розчину заліза у водопровідній воді (Ж=4,24 мг-екв/дм<sup>3</sup>, Л=4,12 мг-екв/дм<sup>3</sup>, рН=7,35, С Fe=16мг/дм<sup>3</sup>) від пропущеного об'єму через слабо-кислотний катіоніт Dowex Мас-3, модифікований сполуками марганцю (V<sub>i</sub>=20 см<sup>3</sup>) з попередньою аерацією води (1, 3, 5) та в деаерованій воді (2, 4, 6)

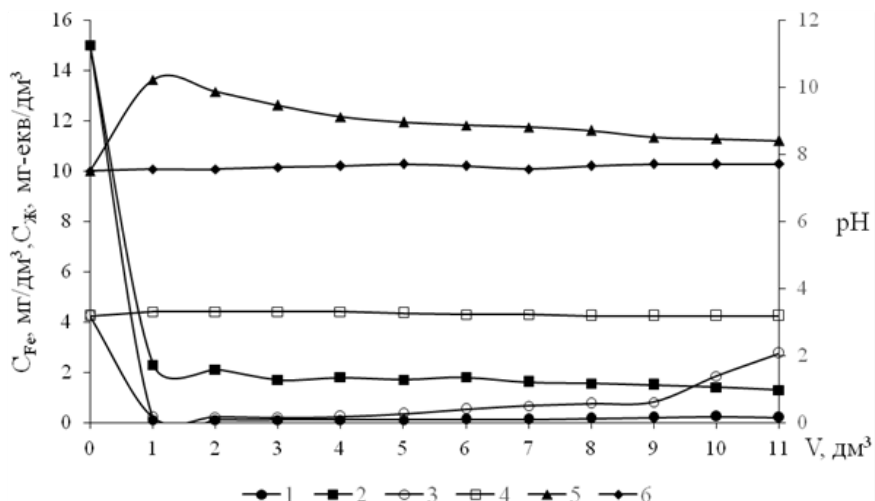


Рис. 3. Залежність концентрації заліза (1, 2), жорсткості водопровідної води (3, 4), (Ж=4,24 мг-екв/дм<sup>3</sup>; Л=4,10 мг-екв/дм<sup>3</sup>; C<sub>Fe</sub>=15 мг/дм<sup>3</sup>; рН=7,5) рН середовища (5, 6) від пропущеного об'єму розчину через катіоніт Dowex Мас-3 (V<sub>i</sub>=20 см<sup>3</sup>) модифікований гідроксидом заліза в Na<sup>+</sup> (1, 3, 5) та Ca<sup>2+</sup> (2, 4, 6) формі

### 6. Обговорення результатів дослідження видалення іонів заліза із води на модифікованих фільтрувальних завантаженнях

При дослідженні процесу видалення іонів заліза із води розглядалася окислювальна здатність модифікованих фільтрувальних завантажень, тобто ефективність окислення іонів Fe<sup>2+</sup> до Fe<sup>3+</sup> з подальшим гідролізом та висадженням отриманого гідроксиду заліза (Fe(OH)<sub>3</sub>). В разі застосування цеоліту модифікованого перманганатом калію ступінь вилучення



іонів заліза на початковому етапі був 97,5 %, але поступово знижувався до 75 %. Це було пов'язано з переходом іонів заліза в гідроксид заліза, який осідаючи на поверхні фільтрувального матеріалу погіршував контакт води із поверхнею. Причому промивка цеоліту не призвела до відновлення його каталітичних властивостей.

Модифікований катіоніт Dowex Mac-3 сполуками марганцю забезпечував ефективне окислення іонів заліза за рахунок підвищення рН до 8,5–9,8, що сприяє швидшому гідролізу сполук заліза у воді. В подальшому ефективність каталізатору знижувалась по мірі забруднення його гідроксидом заліза, а також по мірі зниження рН розчину до значень менше 8. При використанні модифікованого завантаження сполуками марганцю на ефективність окислення іонів заліза впливає присутність достатньої кількості кисню. Ступінь вилучення заліза у випадку аерування води становив в середньому 93 %, а без аерування – 56 %.

У разі застосування модифікованого катіоніту Dowex Mac-3 сполуками заліза відбувалося ефективне вилучення іонів заліза з води. При застосуванні попередньої аерації водного розчину заліза в даному випадку на поверхні іоніту утворювався ферит, який містить у своїй структурі оксид марганцю, що підвищував окислювальну здатність фільтрувального завантаження. Ступінь вилучення заліза був достатньо високим 99,5 %.

Недоліком дослідження ефективності запропонованих модифікованих завантажень було утворення великої кількості осаду у вигляді гідроксиду заліза, що призводило до засмічення фільтрувального

завантаження та підвищенню опору фільтрування води. Після механічної промивки фільтруючого завантаження ефективність очистки води дещо знижувалася.

## 7. Висновки

1. Було розроблено метод модифікації цеоліту та катіоніту Dowex Mac-3 шляхом обробки фільтрувального завантаження сірчаноокислим залізом ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) або хлоридом марганцю ( $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ ) та перманганатом калію  $\text{KMnO}_4$  в певній послідовності. В результаті чого було отримано декілька каталітичних фільтрувальних завантажень для вилучення сполук заліза із води.

2. При дослідженні ефективності отриманих фільтрувальних завантажень було встановлено, що у випадку застосування цеоліту модифікованого перманганатом калію концентрація іонів заліза знизилась до 0,4–4 мг/дм<sup>3</sup>. При застосуванні промитого цеоліту для вилучення іонів заліза ступень незалізнення води сягав 40–60 %. Катіоніт Dowex Mac-3 модифікований сполуками марганцю забезпечував ефективне вилучення іонів заліза із води. Концентрація заліза в очищеній воді не перевищувала 0,3 мг/дм<sup>3</sup> в подальшому ефективність каталізатора знижувалась по мірі забруднення його гідроксидом заліза. При застосуванні модифікованого катіоніту Dowex Mac-3 сполуками заліза також забезпечувалося ефективне незалізнення води. Так в водопровідній воді каталізатор забезпечував зниження концентрації заліза з 15 до 0,1–0,2 мг/дм<sup>3</sup> на протязі довгого часу.

## Література

- Кулаков, В. В. Обезжелезивание и деманганация подземных вод [Текст]: уч. пос. / В. В. Кулаков, Е. В. Сошников, Г. П. Чайковский. – Хабаровск: ДВГУПС, 1998. – 100 с.
- Sogaard, E. G. Groundwater Chemistry and Treatment: Application to Danish Waterworks [Electronic resource] / E. G. Sogaard, H. T. Madsen. – Water Treatment, InTech, 2013. – Available at: <http://www.intechopen.com/books/water-treatment/groundwater-chemistry-and-treatment-application-to-danish-waterworks>
- Vaaramaa, K. Removal of metals and anions from drinking water by ion exchange [Text] / K. Vaaramaa, J. Lehto // Desalination. – 2003. – Vol. 155, Issue 2. – P. 157–170. doi: 10.1016/s0011-9164(03)00293-5
- Боженко, А. М. Выбор смеси ионитов для эффективного умягчения и обезжелезивания воды [Текст] / А. М. Боженко, И. Н. Гомеля, Ю. А. Омельчук // Збірник наукових праць СНУЯЕ та П. – 2007. – Вип. 4 (24). – С. 144–149.
- Aziz, H. A. Physicochemical removal of iron from semiaerobic landfill leachate by limestone filter [Text] / H. A. Aziz, M. S. Yusoff, M. N. Adlan, N. H. Adnan, S. Alias // Water Manage. – 2004. – Vol. 24, Issue 4. – P. 353–358. doi: 10.1016/j.wasman.2003.10.006
- Степаненко, Т. И. Очистка сточных вод от ионов тяжелых металлов реагентным методом с применением в качестве реагента известки [Текст] / Т. И. Степаненко // Вісті Автомобільно-дорожнього інституту: науково-виробничий збірник. – 2013. – № 1(16). – С. 165–171.
- Korchef, A. Iron removal from aqueous solution by oxidation, precipitation and ultrafiltration [Text] / A. Korchef, I. Kerkeni, M.B. Amor, S. Galland, F. Persin // Desalination and Water Treatment. – 2009. – Vol. 9, Issue 1-3. – P. 1–8. doi: 10.5004/dwt.2009.745
- Гончарук, В. В. Нанофільтрація в питтьевом водоснабженні [Текст] / В. В. Гончарук, А. А. Кавицкая, М. Д. Скильская // Химия и технология воды. – 2011. – Т. 33, № 1. – С. 63–94.
- Ghosh, D. Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique [Text] / D. Ghosh, H. Solanki, M.K. Purkait // Journal of Hazardous Materials. – 2008. – Vol. 155, Issue 1-2. – P. 135–143. doi: 10.1016/j.jhazmat.2007.11.042

10. Юрков, С. В. Знезалізнєння води електрокоагуляцією [Текст] / С. В. Юрков, О. О. Садчиков // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки: Науково-технічний збірник. – 2009. – Вип. 12. – С. 20–24.
11. Кульский, Л. А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды [Текст] / Л. А. Кульский. – К. : Наукова думка, 1971. – 151 с.
12. Золотова, Е. Ф. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода [Текст] / Е. Ф. Золотова, Г. Ю. Асс. – М.: Стройиздат, 1975. – 176 с.
13. Barloková, D. Removal of Iron and Manganese from Water Using Filtration by Natural Materials [Text] / D. Barloková, J. Pavský // Polish J. of Environ. Stud. – 2010. – Vol. 19, Issue 6. – P. 1117–1122.
14. Калашников, Е. Г. Исследование различных методов дезодорации воды при водоподготовке [Текст] / Е. Г. Калашникова, И. Ю. Арутюнова, А. Д. Смирнов // Водоснабжение и санитарная техника. – 2007. – № 1. – С. 17–24.
15. Староверов, С. В. Сорбенты для обезжелезивания артезианских вод [Электронный ресурс] / С. В. Староверов, Р. И. Юдин. – Scientific World. – 2013. Режим доступа: <http://www.sworld.com.ua/index.php/ru/arts-architecture-and-construction-413/heat-vent-water-supply-and-sewerage-413/19723-413-1033>
16. Иванец, А. И. Окисление двухвалентного железа в воде на марганцево- и меднооксидных катализаторах [Текст] / А. И. Иванец, Т. Ф. Кузнецова, Е. А. Воронец // Свиридовские чтения. – 2012. – Вып. 8. – С. 30–36.
17. Тарасевич, Ю. І. Деманганція і знезалізнєння артезіанської води в умовах промислових водозаборів м. Мукачеве (Закарпатська область) [Текст] / Ю. І. Тарасевич, О. Ю. Кулішенко, Р. В. Остапенко, Т. Б. Кравченко // Доповіді Національної академії наук України. – 2014. – № 10. – С. 136–143.
18. Сухарев, Ю. И. Использование глауконита Уральского месторождения в процессах очистки воды от железа (II, III) [Текст] / Ю. И. Сухарев, Е. А. Кувыкина // Известия Челябинского научного центра. – 2002. – Вып. 1. – С. 62–66
19. Лурье, Ю. Ю. Справочник по аналитической химии [Текст] / Ю. Ю. Лурье. – М.: Химия, 1989. – 448 с.
20. Тугай, А. М. Укспериментальне дослідження знезалізнєння підземних вод на двошарових фільтрах [Текст] / А. М. Тугай, О. О. Садчиков // Науковий вісник будівництва. – 2013. – Вип. 72. – С. 363–369.