

УДК 628.161.2:546.72

ТВЕРДОХЛІБ М. М., асп.; ГОМЕЛЯ М. Д., д.т.н., проф.; ХОХОТВА О. П. к.т.н., докторант
Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут»

ЕФЕКТИВНІСТЬ ІОНООБМІННИХ ФІЛЬТРІВ ДЛЯ ВИЛУЧЕННЯ ЗАЛІЗА З ВОДИ

Вивчено вилучення іонів заліза з води на іонообмінних фільтрах. Установлено, що катіоніти в кислій і сольовій формах сорбують іони заліза з води за низьких концентрацій у присутності йонів жорсткості. У разі застосування аніонітів у ClO_2^- і MnO_4^- -формах відбувається ефективно вилучення заліза (II) завдяки його окисленню й переведенню в нерозчинний у нейтральному середовищі гідроксид заліза (III). Визначено окислювальну здатність аніоніту АВ-17-8 у ClO_2^- і MnO_4^- -формах.

Ключові слова: знезалізнення води, іонний обмін, катіоніт, аніоніт, окислення, фільтрування.

© Твердохліб М. М., Гомеля М. Д., Хохотва О. П., 2016.

Постановка проблеми. Грунтові та артезіанські води можуть містити йони заліза (II) і марганцю. Їхня присутність обумовлена розкладом органічних речовин в ґрунтах на глибині 20...100, іноді до 300 м. У поверхневих водах іони заліза можуть бути присутніми внаслідок евтрофікації водойм [1]. У водопровідних мережах вода часто забруднюється йонами заліза в концентраціях, що перевищують допустиму норму, через корозію сталевих труб у присутності активного хлору. Тому питання очищення чи доочищення води від іонів заліза є актуальним.

Аналіз попередніх досліджень. Типові технології знезалізнення води описані в посібниках і підручниках, рекомендації з очищення води від заліза – у нормативних документах з проектування очисних споруд. Проте повністю проблему не вирішено. Тому відомо багато праць, в яких описано очищення води від іонів заліза й марганцю сорбуванням [2], іонним обміном [3, 4], баромембранними методами [5, 6], аеруванням і фільтруванням [7, 8], каталітичним окисленням та електрокоагулюванням [9, 10], фільтруванням крізь комбіноване завантаження [11, 12].

Найпростішим методом знезалізнення води є окислення форми Fe^{2+} до Fe^{3+} із подальшим гідролізом останнього в нейтральному середовищі (гідроліз іонів заліза (III) починається, коли $\text{pH} = 5$). Малорозчинний гідроксид заліза (III) вилучають відстоюванням і фільтруванням [7, 8]. Проте за певних умов утворюються золі $\text{Fe}(\text{OH})_3$ колоїдного ступеня дисперсності, що легко проникають крізь механічні фільтри, іноді переходячи в розчинний стан (наприклад, під час хімічного аналізу, підкислення середовища тощо). У слабкокислому середовищі залізо (III) відновлюється до заліза (II), стаючи водорозчинним у нейтральному середовищі. У присутності органічних сполук залізо (II) утворює комплекси й не окислюється киснем та активним хлором, особливо із зниженням pH .

Недоліком баромембранних процесів – зворотного осмосу та нанофільтрування [5, 6] є утворення сольових концентратів, які складно утилізувати. До того ж, за наявності йонів заліза у воді вони під час окислення й гідролізу утворюють осади на поверхні мембран, що призводить до їхнього отруєння й різкого зменшення продуктивності. Тому застосування мембран можливе лише після попереднього оброблення води. Але окислення перед фільтруванням ускладнює технологію та є причиною відмови від таких схем.

На локальних станціях очищення води, в індивідуальних господарствах і побуті перевагу надають іонному обміну й фільтруванню крізь комбіноване завантаження [11, 12]. Воду фільтрують крізь іоніт, суміш іонітів чи суміш іонітів, сорбентів і фільтрувального завантаження, отримуючи воду заданої якості. Фільтри регенерують, промиваючи завантаження розчином хлориду натрію [3, 4, 11, 12]. Регулювання процесу є автоматичним. Але такий підхід також має недоліки. Насамперед, відпрацьовані розчини хлориду натрію скидають у каналізацію чи водойми, іноді порушуючи екологічні вимоги. По-друге, за наявності у воді йонів жорсткості ємність катіонітів за йонами заліза різко зменшується [3, 4]. Внаслідок гідролізу йонів заліза, вони десорбують з іоніту лише частково. Це поступово отруєє катіоніт і знижує його обмінну здатність. Гідроліз заліза відбувається навіть без попереднього його окислення внаслідок підвищення pH за натрієвого катіонування води з гідрокарбонатною лужністю. Цього можна уникнути, використавши суміш сильно- й слабкокислотного катіонітів [4] або катіонітів і низькоосновних аніонітів у Cl^- -формі [11, 12]. Проте їхня буферна дія швидко втрачається після регенерування хлоридом натрію, і з часом застосування іонообмінних фільтрів чи фільтрувальних завантажень, що містять іоніти, стає неефективним.

Невирішеною частиною наукової проблеми вилучення йонів заліза з води є те, що недостатньо вивчено взаємний вплив іонів жорсткості й заліза на сорбційну й регенераційну здатність іонообмінних фільтрів.

Метою статті є визначення ефективності йонообмінного вилучення йонів заліза з води в присутності йонів жорсткості та розроблення фільтрувального завантаження, що забезпечує надійне знезалізнення незалежно від вмісту йонів жорсткості.

Методика роботи. Використовували сильно- й слабокислотні катіоніти КУ-2-8 і Dowex MAC-3 у кислотній і сольовій (Na^+ і Ca^{2+}) формах, високоосновний аніоніт АВ-17-8 у Cl^- , ClO_2^- і MnO_4^- -формах. Катіоніти переводили в Na^+ -форму розчином гідроксиду натрію (10 %), у Ca^{2+} -форму – розчином хлориду кальцію (10 %). Аніоніт в ClO_2^- -форму переводили розчином NaClO_2 (хлорит натрію; 10 %), у MnO_4^- -форму – розчином KMnO_4 (перманганат калію; 10 %). Ємність катіоніту КУ-2-8 за іонами натрію становила 2456 мг-екв/дм³, кальцію – 2387, катіоніту Dowex MAC-3 – 4137 мг-екв/дм³. Ємність аніоніту АВ-17-8 за іонами ClO_2^- – 1220, MnO_4^- – 1510 ммоль/дм³.

Сорбція іонів заліза відбувалася за динамічних умов. Розчин сульфату заліза, приготовлений на дистильованій чи водопровідній воді пропускали крізь 20 см³ іоніту. Сорбцію іонів на катіоніті та очищення води здійснювали, фільтруючи розчини з витратою 10...15 см³/хв. Як завантаження використовували суміш катіоніту КУ-2-8 (15 см³) у Na^+ -формі та аніоніту АВ-17-8 (5 см³) у ClO_2^- -формі.

Для оцінки окислювальної здатності аніоніту в ClO_2^- і MnO_4^- -формах за статичних умов 20 см³ іоніту перемішували в розчині сульфату заліза з концентрацією за іонами заліза (II) 5,2 г/дм³. Окислювальну здатність визначали за зменшенням вмісту йонів заліза в розчині.

Для визначення жорсткості, концентрації йонів заліза, лужності й кислотності води, вмісту активного хлору, хлорат- і перманганат-аніонів використовували відомі методики [13].

Виклад основного матеріалу. Для порівняння ефективності катіонітів у разі вилучення слідових концентрацій іонів заліза було вивчено їхню сорбцію на сильно- й слабокислотному катіонітах у кислотній й сольовій формах (табл. 1; рис. 1, 2).

Таблиця 1 – Залежність концентрації заліза, лужності й рН розчину сульфату заліза в дистильованій воді ($C_{\text{Fe}} = 0,5 \text{ мг/дм}^3$) від пропущеного об'єму крізь катіоніт КУ-2-8 (I; II) і Dowex MAC-3 (III; IV) у кислотній (I; III) і Na^+ -формах (II; IV)

| $V, \text{ дм}^3$ | $C_{\text{Fe}}, \text{ мг/дм}^3$ | | | | $L, \text{ мг-екв/дм}^3$ | | | | рН | | | |
|-------------------|----------------------------------|------|------|------|--------------------------|------|------|------|------|------|------|-------|
| | I | II | III | IV | I | II | III | IV | I | II | III | IV |
| 0,10 | 0,02 | 0,15 | 0,05 | 0,00 | 0,10 | 0,45 | 0,08 | 1,28 | 4,40 | 8,50 | 4,51 | 11,50 |
| 0,20 | 0,01 | 0,15 | 0,05 | 0,00 | 0,10 | 0,48 | 0,08 | 1,26 | 4,36 | 8,50 | 4,40 | 11,12 |
| 0,30 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,08 | 0,48 | 0,08 | 1,40 | 4,75 | 8,50 | 4,20 | 11,40 |
| 0,40 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,08 | 0,48 | 0,16 | 1,10 | 4,70 | 8,30 | 4,33 | 11,20 |
| 0,50 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,52 | 0,16 | 1,32 | 4,68 | 8,05 | 4,55 | 11,30 |
| 0,60 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,16 | 0,54 | 0,15 | 1,12 | 4,20 | 7,60 | 4,10 | 11,20 |
| 0,70 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,16 | 0,40 | 0,15 | 1,40 | 4,39 | 7,60 | 4,00 | 11,40 |
| 0,80 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,15 | 0,18 | 0,40 | 0,15 | 1,40 | 4,61 | 7,60 | 4,15 | 11,40 |
| 0,90 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,15 | 0,16 | 0,40 | 0,15 | 1,40 | 4,64 | 7,50 | 4,42 | 11,30 |
| 1,00 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,16 | 0,40 | 0,15 | 1,40 | 4,78 | 7,40 | 4,58 | 11,30 |
| 1,10 | 0,00 | 0,00 | 0,02 | 0,00 | 0,18 | 0,40 | 0,16 | 1,40 | 4,60 | 7,35 | 4,89 | 11,30 |
| 1,20 | 0,00 | 0,00 | 0,05 | 0,00 | 0,20 | 0,40 | 0,16 | 1,40 | 4,76 | 7,35 | 4,94 | 11,30 |
| 1,30 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,18 | 0,37 | 0,16 | 1,30 | 4,80 | 7,35 | 4,80 | 11,30 |
| 1,40 | 0,00 | 0,00 | 0,00 | 0,10 | 0,18 | 0,37 | 0,12 | 1,30 | 4,60 | 7,20 | 4,93 | 11,20 |
| 1,50 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,15 | 0,20 | 0,37 | 0,16 | 1,20 | 4,70 | 7,20 | 4,60 | 11,20 |
| 1,60 | 0,00 | 0,15 | 0,01 | 0,15 | 0,20 | 0,35 | 0,20 | 1,20 | 4,65 | 7,10 | 4,68 | 11,20 |
| 1,70 | 0,00 | 0,15 | 0,05 | 0,20 | 0,20 | 0,35 | 0,22 | 1,20 | 4,65 | 7,10 | 4,60 | 11,20 |
| 1,80 | 0,00 | 0,10 | 0,00 | 0,15 | 0,08 | 0,35 | 0,22 | 1,20 | 4,70 | 7,05 | 4,87 | 11,10 |
| 1,90 | 0,00 | 0,05 | 0,00 | 0,15 | 0,09 | 0,26 | 0,24 | 1,10 | 4,80 | 7,10 | 4,80 | 11,11 |
| 2,00 | 0,00 | 0,05 | 0,00 | 0,15 | 0,10 | 0,26 | 0,24 | 1,08 | 4,80 | 7,05 | 4,89 | 11,05 |

Установлено, що пропускання 2 дм³ розчину сульфату заліза ($C_{\text{Fe}} = 0,5 \text{ мг/дм}^3$) крізь катіоніт КУ-2-8 у кислотній формі дозволяє повністю вилучити йони заліза. Під час використання катіоніту в Na^+ -формі в окремих пробах за концентрацій 0,10...0,15 мг/дм³ відбувався проскок заліза, що зумовлено частковим гідролізом заліза в нейтральному середовищі й дифузиею його у вигляді колоїдних частинок, що розчинялися під час аналізу. У разі застосування катіоніту в кислотній формі рН дорівнював 4,4...4,8, що виключало гідроліз заліза та утворення колоїдних систем.

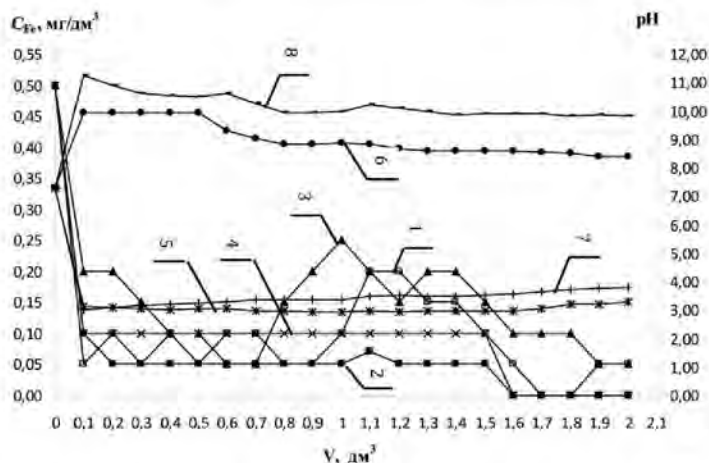


Рис. 1 – Залежність концентрації іонів заліза (1-4) і рН (5-8) від об'єму розчину сульфату заліза у водопровідній воді*, пропущеного крізь катіоніти КУ-2-8 (1-2, 5-6) і Dowex MAC-3 (3-4; 7-8) у кислій(1, 3, 5, 7) і Na⁺-формі (2, 4, 6, 8)

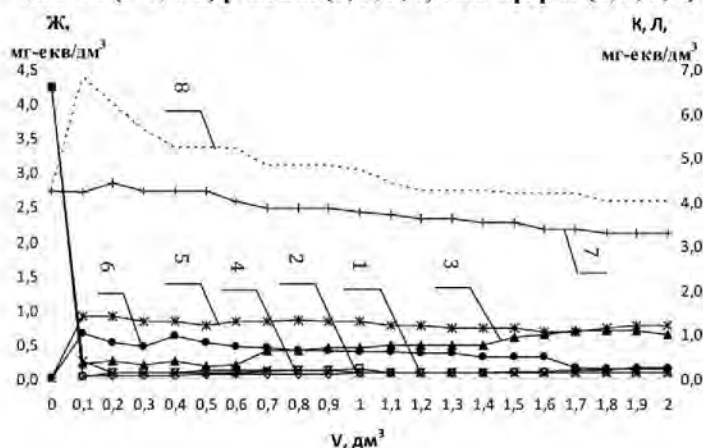


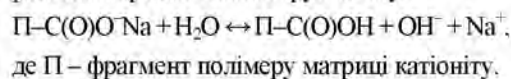
Рис. 2 – Зміна жорсткості (1-4), кислотності (5-6) і лужності (7-8) водопровідної води* після фільтрування крізь катіоніти КУ-2-8 (1-2, 5, 7) і Dowex MAC-3 (3-4, 6, 8) у кислій(1, 3, 5-6) і та Na⁺-формі (2, 4, 7-8)

* Ж = 4,24 мг-екв/дм³, Л = 4,22 мг-екв/дм³, C_{Fe} = 0,5 мг/дм³, рН = 7,3

онітів за іонами заліза за їхньої концентрації 0,5 мг/дм³ досить складно, тому що для проскоку потрібно профільтрувати десятки літрів води. Тому вивчено сорбцію іонів заліза на катіоніті КУ-2-8 у Ca²⁺-формі, пропускаючи крізь нього водопровідну воду (рис. 3). Для виключення окислення заліза (II) й насичення ним розчину, водопровідну воду пропускали спочатку крізь колонку, заповнену катіонітом КУ-2-8 у Fe²⁺-формі (30 см³). Середня концентрація іонів заліза на виході з колонки становила 24,2, іонів кальцію – 3,44 мг-екв/дм³. Після цього воду пропускали крізь катіоніт КУ-2-8 у Ca²⁺-формі (20 см³). За цих умов іони заліза вилучаються винятково завдяки йонному обміну, оскільки їхнє окислення майже виключено.

Після фільтрування 20 дм³ води обмінна динамічна ємність катіоніту за йонами заліза (II) досягла 727,6 г-екв/дм³. Проте до проскоку заліза в концентрації 0,5 мг/дм³ ОДЄ іоніту була лише 171,8 мг-екв/дм³. Тобто за допомогою 1 дм³ іоніту можна вилучити залізо з 3,2 м³ води за його вмісту 1,5 мг/дм³. Такий результат є цілком задовільним. Але під час регенерації іоніту хлоридом натрію в систему потрапляє кисень, і більша частина іонів заліза не десорбується внаслідок окислення й гідролізу. У зв'язку з цим, через певну кількість фільтроциклів пори катіоніту будуть зашлаковані гідроксидом заліза, що призведе до втрати здатності його до іонного обміну.

Схожу картину спостерігали, використовуючи слабкокислотний катіоніт. Під час застосування катіоніту в Na⁺-формі є можливим частковий гідроліз заліза (рН > 11) і проскок його у вигляді Fe(OH)₂ і Fe(OH)₃. У кислій формі катіоніт ефективно вилучає йони заліза, проте іноді відбувається проскок на рівні 0,01...0,05 мг/дм³, що може бути зумовлено зниженням обмінної здатності іоніту внаслідок переходу його карбоксильних груп із дисоційованої в асоційовану форму зі зменшенням рН до 4,00...4,89. Визначена лужність за метиловим оранжевим у цьому випадку залежала від рН, адже зміна кольору індикатору відбувається, коли рН = 3,1...4,4. Це обумовлює завищення визначених показників лужності порівняно з реальними. Зростання рН для слабкокислотного катіоніту в Na⁺-формі спричинено гідролізом карбоксильних груп іоніту:



Ефективність вилучення заліза з води (Ж = 4,24 мг-екв/дм³, C_{Fe} = 0,5 мг/дм³) суттєво зменшується в присутності іонів кальцію й магнію. За цих умов спостерігався проскок іонів заліза на рівні 0,05...0,15 мг/дм³. Вищу ефективність катіонітів у Na⁺-формі можна пояснити частковим окисленням і гідролізом заліза за більших рН (8,50...9,96 для КУ-2-8 і 9,82...11,25 для Dowex MAC-3). Проте в цілому, в присутності іонів жорсткості ефективність вилучення іонів заліза є меншою навіть за запасу ємності (рис. 2). У разі використання катіонітів у кислій формі спостерігається повне вилучення карбонатів і гідрокарбонатів, тоді як використання їх у Na⁺-формі лужність води майже не змінює.

Оцінити реальну обмінну ємність каті-

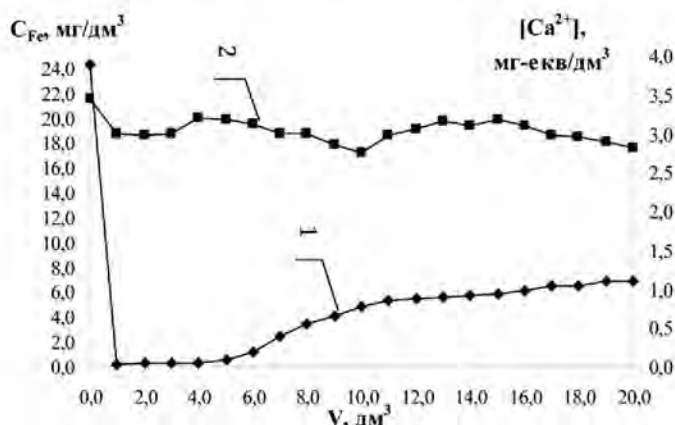


Рис. 3 – Зміна концентрації заліза (1) й кальцію (2) після фільтрування водопровідної води* послідовно крізь катіоніт КУ-2-8 у Fe^{2+} -формі (30 см^3) і Ca^{2+} -формі (20 см^3)

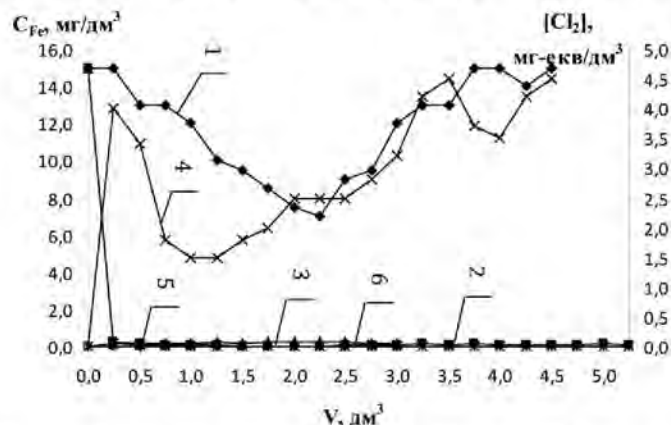


Рис. 4 – Залежність концентрації іонів заліза (1-3) і вмісту сполук хлору (за Cl_2) (4-6) від об'єму розчину сульфату заліза в водопровідній воді*, пропущеного крізь аніоніт АВ-17-8 у ClO_2^- -формі (1, 4) і суміші катіоніту КУ-2-8 у Na^+ - та аніоніту АВ-17-8 у ClO_2^- -формах (2-3, 5-6), до (2, 5) і після промивання (3, 6)

* Ж = $4,49\text{ мг-екв/дм}^3$, $[Ca^{2+}] = 3,49\text{ мг-екв/дм}^3$,
 $[Mg^{2+}] = 0,96\text{ мг-екв/дм}^3$, Л = $4,28\text{ мг-екв/дм}^3$, рН = 7,3

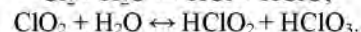
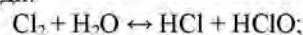
Проте одночасно зі знезалізненням води відбувається її пом'якшення із зниженням жорсткості до $0,12 \dots 0,20\text{ мг-екв/дм}^3$. Оскільки йони заліза затримувалися у вигляді нерозчинного гідроксиду $Fe(OH)_3$, то опір фільтруванню зростає. Після промивання завантаження ефективність очистки води зберігалася на достатньо високому рівні (див. рис. 5).

Ефективним було також використання аніоніту в MnO_4^- -формі. При цьому відбувалося знезалізнення без змінення основних характеристик води – жорсткості, лужності, рН (рис. 6). Недоліком було зниження швидкості фільтрування внаслідок забруднення завантаження гідроксидом заліза (III), хоча після промивання фільтр забезпечив ефективне знезалізнення.

Крізь 20 см^3 аніоніту за один цикл пропустили 7 м^3 води. Для 1 м^3 об'єм очищеної води за один цикл становитиме 350 м^3 . За швидкості фільтрування $7\text{ м}^3/\text{год}$ тривалість циклу становитиме 13 год за концентрації іонів заліза 15 мг/дм^3 . Проте вміст заліза в артезіанській воді є на порядок нижчим, тому цикл може бути набагато тривалішим.

Проблема окислення іонів заліза під час водопідготовки є не настільки простою, як здається. Навіть без аерування у воду потрапляє певна кількість кисню, частково окислюючи йон заліза (II) й забруднюючи систему очищення гідроксидом заліза (III).

З іншого боку, попереднє аерування, відстоювання й фільтрування не забезпечують ефективного очищення води, оскільки залізо мігрує у вигляді колоїдів, а інколи і в розчинному стані. До того ж уведення додаткових стадій водопідготовки суттєво її ускладнює. Тому було вивчено окислення іонів заліза (II) на аніоніті АВ-17-8 у ClO_2^- і MnO_4^- -формах. Після фільтрування води крізь них має відбуватися її повне знезараження й досить ефективне окислення заліза. Проте використання аніоніту в ClO_2^- -формі не дозволило одержати високий результат (рис. 4). Після фільтрування водопровідної води з концентрацією заліза 15 мг/дм^3 крізь аніоніт відбувалося зниження рН до 4...5, що гарантувало високу розчинність іонів Fe^{2+} і Fe^{3+} (рис. 5). Тому знезалізнення або майже не відбувалося, або було малоефективним. Пояснити це можна розкладом ClO_2^- -аніонів із дегазацією. Під час розчинення цих сполук відбувається також підкинення води:



Підтвердженням цього є високі концентрації сполук хлору (див. рис. 4). Уміст активного хлору досягав $1,5 \dots 4,5\text{ мг-екв/дм}^3$. У зв'язку з цим для підтримання нейтрального середовища використовували катіоніт КУ-2-8 у Na^+ -формі в суміші з аніонітом АВ-17-8 у ClO_2^- -формі за співвідношенні об'ємів 3:1. Це забезпечило стабільний рН обробленої води ($7,0 \dots 8,1$) і майже повне виділення іонів заліза за відсутності надлишку активного хлору у воді (рис. 4, 5).

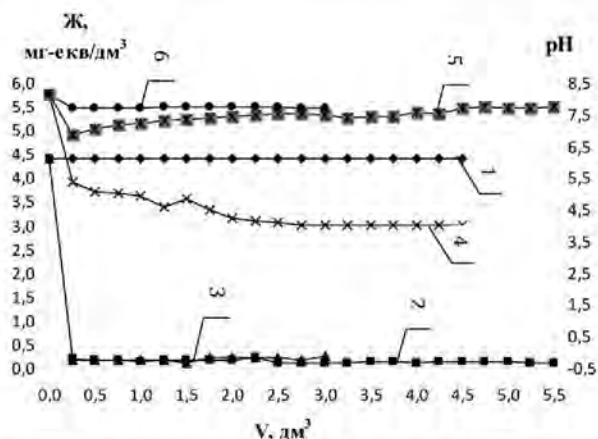


Рис. 5 – Зміна жорсткості (1-3) і рН (4-6) водопровідної води залежно від об'єму розчину заліза в пії (15 мг/дм³), пропущеного крізь аніоніт АВ-17-8 у ClO_2^- -формі (1, 4) і суміш катіоніту КУ-2-8 у Na^+ - та аніоніту АВ-17-8 у ClO_2^- формах (2-3, 5-6), до (2, 5) й після промивання (3, 6)

ність аніоніту в ClO_2^- і MnO_4^- -формах. 20 м³ аніоніту вміщували в 1100 см³ розчину сульфату заліза з концентрацією заліза 5,2 г/дм³. Через добу визначали залишковий вміст заліза. У пробі з аніонітом у ClO_2^- -формі спостерігалось окислення 2080, у MnO_4^- -формі – 1760 мг заліза. У першому випадку окислювальна здатність становила 1870 мг-екв/дм³ (38,0 % від теоретично можливої), у другому – 1575 мг-екв/дм³ (34,8 %). Вочевидь, результати в цьому випадку є заниженими внаслідок високої концентрації сульфату заліза у воді, що призводить до її підкислення (рН = 4,5...5,2) і зменшення відновлювальної здатності заліза. Окрім цього, на поверхні йоніту утворюється шар гідроксиду заліза, що погіршує дифузію води до поверхні поділу фаз. Але й за таких результатів пропонувані фільтри є достатньо перспективними.

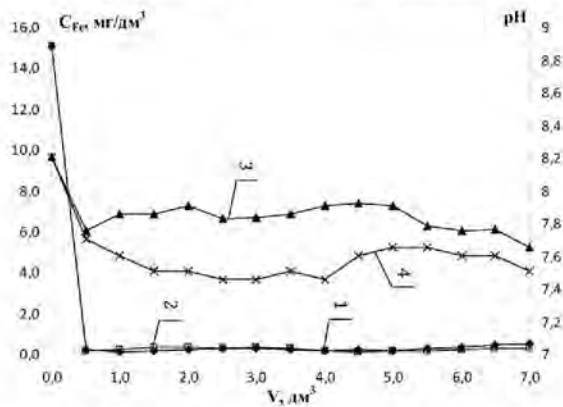


Рис. 6 – Залежність концентрації іонів заліза (1-2) і рН (3-4) від об'єму розчину сульфату заліза (15 мг/дм³) у водопровідній воді*, пропущеного крізь аніоніт АВ-17-8 у MnO_4^- -формі, до (1, 3) і після промивання (2, 4)

* Ж = 4,80 мг-екв/дм³, $[\text{Ca}^{2+}] = 3,84$ мг-екв/дм³, $[\text{Mg}^{2+}] = 0,96$ мг-екв/дм³, Л = 4,64 мг-екв/дм³, рН = 8,2

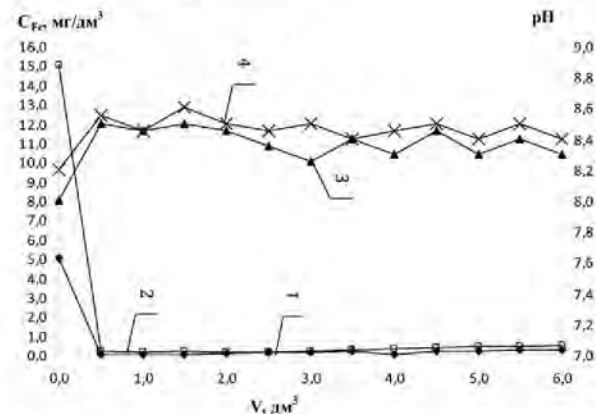


Рис. 7 – Залежність концентрації іонів заліза (1-2) і рН (3-4) від об'єму водопровідної води*, пропущеної крізь суміш аніоніту АВ-17-8 у MnO_4^- -формі й кварцового піску, за вмісту заліза 5 (1, 3) і 15 мг/дм³ (2, 4)

* Ж = 4,80 мг-екв/дм³, $[\text{Ca}^{2+}] = 3,84$ мг-екв/дм³, $[\text{Mg}^{2+}] = 0,96$ мг-екв/дм³, Л = 4,64 мг-екв/дм³

Висновки. Вивчено сорбцію йонів заліза на сильно- й слабкоокислотному катіонітах за вмісту заліза у водопровідній воді 4,5...25 мг/дм³. Доведено, що катіоніт КУ-2-8 сорбує йони заліза навіть у Ca^{2+} -формі. Обмінна динамічна ємність іоніту до проскоку йонів заліза становить 172 мг-екв/дм³.

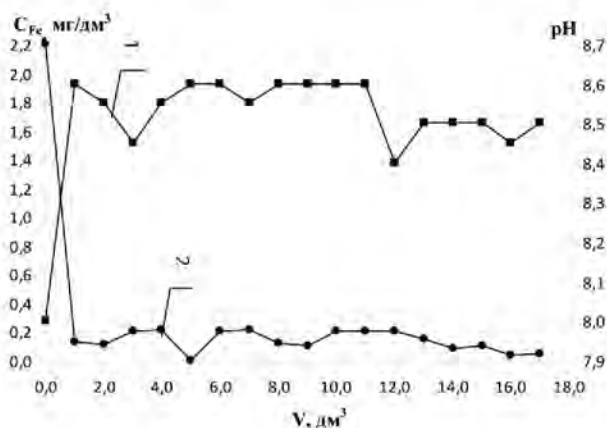


Рис. 8 – Залежність концентрації іонів заліза (1) і рН (2) від об'єму водопровідної води*, пропущеної крізь суміш аніоніту АВ-17-8 у MnO_4^- -формі й кварцового піску, за вмісту заліза $2,2 \text{ мг/дм}^3$

* Ж = $4,40 \text{ мг-екв/дм}^3$, $[\text{Ca}^{2+}] = 3,44 \text{ мг-екв/дм}^3$,
 $[\text{Mg}^{2+}] = 0,96 \text{ мг-екв/дм}^3$, Л = $4,08 \text{ мг-екв/дм}^3$, рН = 8,1

довкілля та безпека життєдіяльності. – 2006. – № 6. – С. 17–21.

3. Гомеля І. Н. Оценка эффективности ионитов КУ-2-8 и Aqualine K-100 FC при умягчении воды в присутствии ионов железа / И. Н. Гомеля, Ю. А. Омельчук, В. М. Радовенчик // Эко-технологии и ресурсозбережение. – 2008. – № 3. – С. 62–65.
4. Боженко А. М. Выбор смеси ионитов для эффективного умягчения и обезжелезивания воды / А. М. Боженко, И. Н. Гомеля, Ю. А. Омельчук // Зб. наук. пр. СХУЯЕ та П. – 2007. – Вип. 4 (24). – С. 144–149.
5. Гончарук В. В. Наночистота в питъевом водоснабжении / В. В. Гончарук, А. А. Кавицкая, М. Д. Скильская // Химия и технология воды. – 2011. – Т. 33. – № 1. – С. 63–94.
6. Kavitskay A. A. Reverse osmosis of concentrated calcium sulphate solution in the presence of iron (II) ions using composite membranes / A. A. Kavitskay, T. V. Knyazkova, A. A. Maynazovich // Desalination. – 2000. – Vol. 132. – P. 281–286.
7. Тугай А. М. Экспериментальне дослідження знезалізнєння підземних вод на двошарових фільтрах / А. М. Тугай, О. О. Садчиков // Наук. вісн. будівництва. – 2013. – Вип. 72. – С. 363–369.
8. Садчиков О. О. Моделирование і розрахунки втрат напору у двошаровому фільтрі при знезалізнєнні води // Екологічна безпека та природокористування : зб. наук. пр. – 2013. – Вип. 13. – С. 18–23.
9. Чернова Н. М. Розрахунок глибини видалення іонів Mn^{2+} з води при застосуванні сорбент-катализатора / Н. М. Чернова, О. В. Мамченко // Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. – 2012. – № 4 (10). – С. 4–11.
10. Юрков С. В. Знезалізнєння води електрокоагуляцією / С. В. Юрков, О. О. Садчиков // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки : наук.-техн. зб. – 2009. – Вип. 12. – С. 20–24.
11. Комплексная очистка воды с использованием комбинированной загрузки Экософт микс / Т. Е. Митченко, Н. В. Макарова, А. А. Митченко и др. // Вода і водоочисні технології. – 2004. – № 2. – С. 20–23.
12. Фильтрующие среды для комплексной очистки воды / Е. А. Шевчук, З. В. Малецкий, Е. Н. Шенкарук и др. // Вода і водоочисні технології. – 2009. – № 6–7. – С. 24–28.
13. Лурье Ю. Ю. Справочник по аналитической химии / Ю. Ю. Лурье. – М. : Химия, 1989. – 448 с.

Надійшла до редакції 19.11.2015

Tverdokhlib M. M., Homelia M. D., Khokhotva O. P.

EVALUATE THE EFFICIENCY OF ION-EXCHANGE FILTERS FOR THE REMOVAL OF IRON FROM WATER

Groundwater and surface water in many regions of the world are often characterized by high iron content. The iron content depends on the regional, climate, landscape and hydrological characteristics of the area. Sources of iron

compounds in groundwater are process of rocks minerals dissolution and chemical weathering; in addition, significant amounts of iron can come from wastewater of various industries. In most cases, the iron content in underground water ranged from 0,5 to 5 mg/dm³, although it may reach 30 mg/dm³ and more. Elevated concentrations of iron make water yellow-brown and unpleasant due to metallic taste, lead to depositions on sanitary appliances. This makes water not suitable both for technical use and for use as raw material.

Nowadays there is a number of typical water treatment technologies for iron ions. Also many works have been published, describing water purification from iron ions by sorption, ion exchange, baromembrane methods, aeration and filtration, catalytic oxidation and electrocoagulation. However, most of these methods have certain disadvantages. First, they are designed for water with low iron content. Secondly, due to hydrolysis of iron ions, sediments are formed, leading to contamination of a filter material or a membrane. It sharply decreases performance of the equipment.

The aim of the paper was to evaluate the effectiveness of ion exchange removal of iron ions in the presence of water hardness ions and to create filter material, ensuring reliable water iron removal regardless of the content of hardness ions. It was determined that cationites in acid and salt forms absorb iron ions from the water at low concentrations in the presence of hardness ions. It was also suggested the use of anion exchangers in ClO₂⁻ and MnO₄⁻ forms. It was shown that the application of these anion exchangers provided efficient removal of iron (II) due to its oxidation and transformation into iron hydroxide (III), insoluble in neutral medium. During the research the oxidative ability of anionite AB-17-8 in ClO₂⁻ and MnO₄⁻ forms was determined.

Conditions of water purification from iron ions by the mixture of cationite KY-2-8 in the Na⁺ form and anionite AB-17-8 in ClO₂⁻ form were studied. The use of this mixture ensured the stability of pH of the treated water at the level 7,0-8,1 and efficient removal of iron ions together with its softening. In general, all the proposed filter materials provided efficient deferrization of water and are therefore quite promising for use in technologies of drinking water preparation.

Keywords: water iron removal, ion exchange, cation, anion, oxidation, filtratie.

References

1. Shumilova, O.O. and Trokhymenko, H.H. (2012), "Study of the effect of eutrophication on the secondary pollution of the Bugsky estuary with heavy metals", *Visnyk NUK*, vol. 1, pp. 56–62.
2. Mal'ovanyj, M.S., Bol'shanina, S.B. and Dudchenko, V.D. (2006), "Investigation of Fe²⁺ ions adsorption isotherm in natural clay minerals of Sumy region", *Ecology Environment and Safety*, no. 6, pp. 17–21.
3. Homelia, Y.N., Omel'chuk, Yu.A. and Radovenchyk, V.M. (2008), "Evaluating the effectiveness of ion exchangers KU-2-8 and Aqualine K-100 FC in the softening of water in the presence of iron ions", *Ekotekhnolohyy y resursozbezhenye*, vol. 3, pp. 62–65.
4. Bozhenko, A.M. Homelia, Y.N. and Omel'chuk, Yu.A. (2007), "The choic a mixture of ion exchangers for effective softening and iron removal of water", *Zbirnyk naukovykh prats' SNUYaE ta P*, no. 4 (24), pp. 144–149.
5. Honcharuk, V.V. Kavytskaia, A.A. and Skyl'skaia, M.D. (2011), "Nanofiltration in drinking water supply", *Water Chemistry and Technology*, vol. 33, no. 1, pp. 63–94.
6. Kavitskay, A.A., Knyazkova, T.V. and Maynazovich, A.A. (2000), "Reverse osmosic of concentrated calcium sulphate solusion in the presence of iron (II) ions using composit membranes", *Desalination*, vol. 132, pp. 281–286.
7. Tuhaj, A.M. and Sadchykov, O.O. (2013), "Experimental study of iron removal from underground water on dual-bed filters", *Naukovyj visnyk budivnytstva KhNUBA*, no. 72, pp. 363–369.
8. Sadchykov, O.O. (2013), "Simulation model and calculations of pressure loss inside two-laer filter during iron removing from water", *Zbirnyk naukovykh prats' KNUBA*, no. 13, pp. 18–23.
9. Chernova, N. M. and Mamchenko, O.V. (2012), "Calculation of Mn²⁺ ions removal with sorbent-catalist using", *Water&Water Purification Technologies. Scientific and Technical News*, vol. 4 (10), pp. 4–11.
10. Yurkov, S.V. and Sadchykov, O.O. (2009), "Iron removal water electrocoagulation", *Problems of water supply, drainage and hydraulics*, vol. 12, pp. 20–24.
11. Mitchenko, T.E., Makarova, N.V., Mytchenko, A.A. et al. (2004), "Integrated water treatment using a combination of on download EcoSoft mix", *Water&Water Purification Technologies*, vol. 2, pp. 20–23.
12. Shevchuk, E.A., Maletskyj, Z.V., Shenkaruk, E.N. et al. (2009), "Filter media for complex water treatment", *Water&Water Purification Technologies*, vol. 6–7, pp. 24–28.
13. Lur'e, Yu.Yu. (1989). *Spravochnyk po analytycheskoj hymyy* [Handbook of analytical chemistry], Khymyia, Moscow, USSR.