

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 іонів жорсткості. У разі застосування аніонітів у ClO_2^- і MnO_4^- -формах відбувається ефективне 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 іонів 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 іонів жорсткості ємність катіонітів за йонами заліза різко зменшується [3, 4]. Внаслідок гідролізу іонів 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 іонів 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 іонообмінного вилучення іонів заліза з води в присутності іонів жорсткості та розроблення фільтрувального завантаження, що забезпечує надійне знезалізнення незалежно від вмісту іонів жорсткості.

Методика роботи. Використовували сильно- й слабкокислотні катіоніти КУ-2-8 і Dowex MAC-3 у кислій 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

KMnO₄ (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 ClO₂⁻ – 1220, MnO₄⁻ – 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 ClO₂⁻-формі.

Для оцінки окислювальної здатності аніоніту в ClO₂⁻ і MnO₄⁻-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 слабкокислотному катіонітах у кислій й сольовій формах (табл. 1; рис. 1, 2).

Таблиця 1 – Залежність концентрації заліза, лужності й рН розчину сульфату заліза в дистильованій воді (C_{Fe} = 0,5 мг/дм³) від пропущеного об'єму крізь катіоніт КУ-2-8 (I; II) і Dowex MAC-3 (III; IV) у кислій (I; III) і Na⁺-формах (II; IV)

| V, дм ³ | C _{Fe} , мг/дм ³ | | | | L, 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_{Fe} = 0,5 мг/дм³) крізь катіоніт КУ-2-8 у кислій 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 кислій формі рН дорівнював 4,4...4,8, що виключало гідроліз заліза та утворення колоїдних систем.

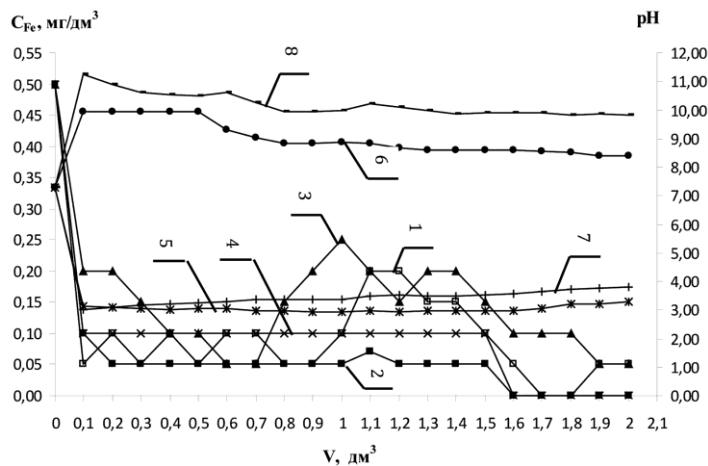


Рис. 1 – Залежність концентрації іонів заліза (1-4) і рН (5-8) від об'єму розчину сульфату заліза у водопровідній воді*, пропущеного крізь катіоніти КУ-2-8 (1-2, 5-6) і Dowex

MAC-3 (3-4; 7-8) у кислій(1, 3, 5, 7) і Na⁺-формі (2, 4, 6, 8)

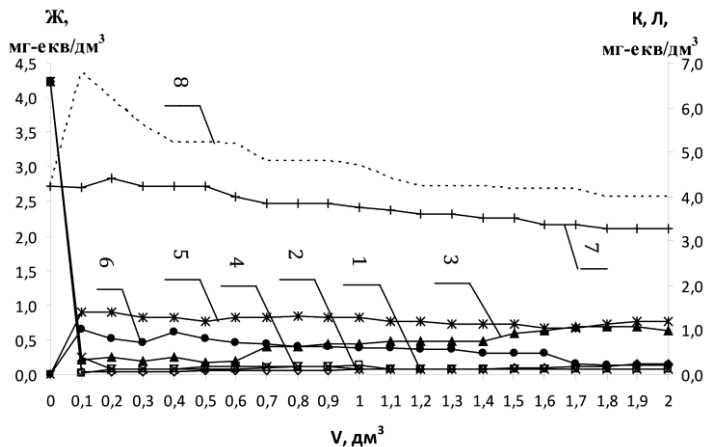


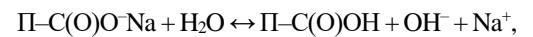
Рис. 2 – Зміна жорсткості (1-4), кислотності (5-6) і лужності (7-8) водопровідної води* після фільтрування крізь катіоніти КУ-2-8 (1-2, 5, 7) і Dowex MAC-3 (3-4, 6, 8) у кислій(1, 3, 5-6) і та Na⁺-формі (2, 4, 7-8)

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

Оцінити реальну обмінну ємність катіонітів 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 іонами 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 йоніту 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 йонного обміну.

Схожу картину спостерігали, використовуючи слабокислотний 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 іони заліза, проте іноді відбувається проскок на рівні 0,01...0,05 мг/дм³, що може бути зумовлено зниженням обмінної здатності йоніту 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 слабкислотного катіоніту в Na⁺-формі спричинено гідролізом карбоксильних груп іоніту:



де P – фрагмент полімеру матриці катіоніту.

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 окисненням 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

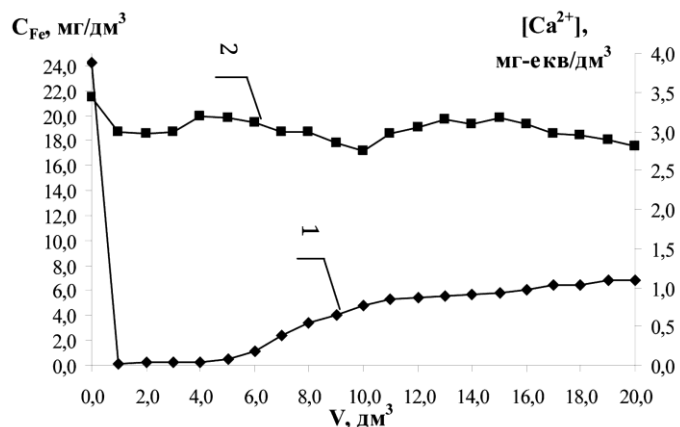


Рис. 3 – Зміна концентрації заліза (1) й кальцію (2) після фільтрування водопровідної води* послідовно крізь катіоніт КУ-2-8 у Fe²⁺-формі (30 см³) і Ca²⁺-формі (20 см³)

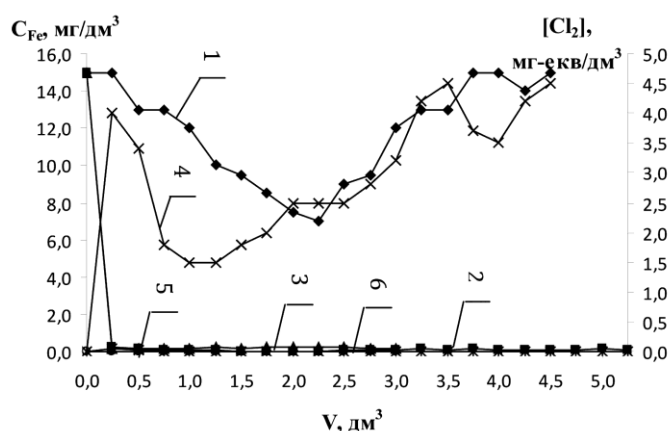


Рис. 4 – Залежність концентрації іонів заліза (1-3) і вмісту сполук хлору (за Cl₂) (4-6) від об'єму розчину сульфату заліза в водопровідній воді*, пропущеного крізь аніоніт АВ-17-8 у ClO₂⁻-формі (1, 4) і суміш катіоніту КУ-2-8 у Na⁺- та аніоніту АВ-17-8 у ClO₂⁻-формах (2-3, 5-6), до (2, 5) і після промивання (3, 6)

* Ж = 4,49 мг-екв/дм³, [Ca²⁺] = 3,49 мг-екв/дм³, [Mg²⁺] = 0,96 мг-екв/дм³, Л = 4,28 мг-екв/дм³, рН = 7,3

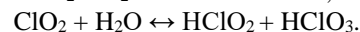
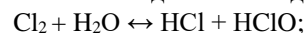
(рис. 4, 5). Проте одночасно зі знезалізненням води відбувається її пом'якшення із зниженням жорсткості до 0,12...0,20 мг-екв/дм³. Оскільки йони заліза затримувалися у вигляді нерозчинного гідроксиду Fe(OH)₃, то опір фільтруванню зростає. Після промивання завантаження ефективність очистки води зберігалася на достатньо високому рівні (див. рис. 5).

Ефективним було також використання аніоніту в MnO₄⁻-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 см³ аніоніту за один цикл пропустили 7 дм³ води. Для 1 м³ об'єм очищеної води за один цикл становитиме 350 м³. За швидкості фільтрування 7 м³/год тривалість циклу становитиме 13 год за концентрації йонів заліза 15 мг/дм³. 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 ClO₂⁻ і MnO₄⁻-формах. Після фільтрування води крізь них має відбуватися її повне знезараження й досить ефективне окислення заліза. Проте використання аніоніту в ClO₂⁻-формі не дозволило одержати високий результат (рис. 4). Після фільтрування водопровідної води з концентрацією заліза 15 мг/дм³ відбувалося зниження рН до 4...5, що гарантувало високу розчинність іонів Fe²⁺ і Fe³⁺ (рис. 5). Тому знезалізнення або майже не відбувалося, або було малоефективним. Пояснити це можна розкладом ClO₂⁻-аніонів із дегазацією. Під час розчинення цих сполук відбувається також підкислення води:



Підтвердженням цього є високі концентрації сполук хлору (див. рис. 4). Уміст активного хлору досягав 1,5...4,5 мг-екв/дм³. 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 ClO₂⁻-формі за співвідношенні об'ємів 3:1. Це забезпечило стабільний рН обробленої води (7,0...8,1) і майже повне вилучення йонів заліза за відсутності надлишку активного хлору у воді

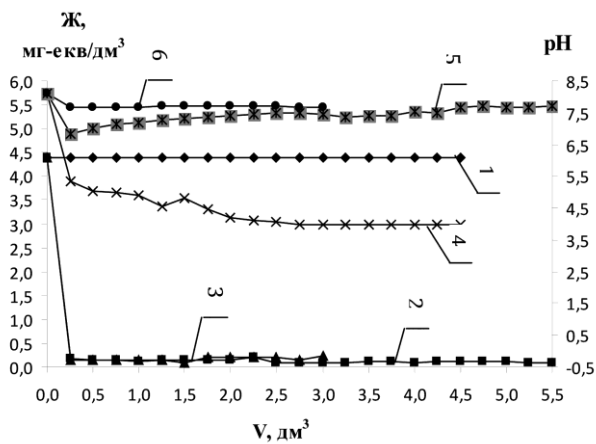


Рис. 5 – Зміна жорсткості (1-3) і рН (4-6) водопровідної води залежно від об'єму розчину заліза в ній (15 мг/дм³), пропущеного крізь аніоніт АВ-17-8 у ClO_2^- -формі (1, 4) і суміш катіоніту КУ-2-8 у Na^+ - та аніоніту АВ-17-8 у ClO_2^- формах (2-3, 5-6), до (2, 5) й після промивання (3, 6)

Щоб оцінити реальну окислювальну здатність 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.

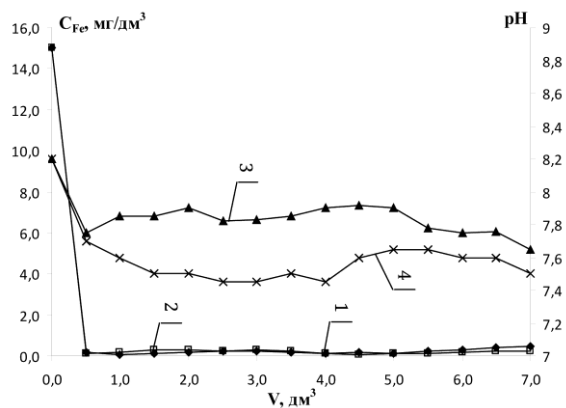


Рис. 6 – Залежність концентрації іонів заліза (1-2) і рН (3-4) від об'єму розчину сульфату заліза (15 мг/дм³) у водопровідній воді*, пропущеного крізь аніоніт АВ-17-8 у MnO_4^- -формі, до (1, 3) і після промивання (2, 4)

* 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

Висновки. Вивчено сорбцію йонів заліза на сильно- й слабкислотному 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 прокопу йонів заліза становить 172 мг-екв/дм³.

Тривалість циклу зростає також із збільшенням об'єму завантаження у разі змішування аніоніту з кварцовим піском (рис. 7). Навіть за співвідношення іоніту й піску 1:2 ефективність знезалізнення води є високою за концентрації йонів заліза 15...2 мг/дм³ (рис. 7, 8). За концентрації заліза 2,2 мг/дм³ було профільтровано 17 дм³ води крізь 60 см³ завантаження без суттєвої зміни гідравлічного опору фільтру за високої ефективності знезалізнення ($C_{\text{Fe}} = 0...0,20$ мг/дм³).

Окислювальна ємність аніоніту в ClO_2^- і MnO_4^- -формах є досить високою. За ємності аніоніту за ClO_2^- 1220 ммоль/дм³ його окислювальна здатність за окислення Fe^{2+} до Fe^{3+} теоретично становитиме 4880 мг-екв/дм³ при відновленні ClO_2^- до Cl^- . За ємності аніоніту за MnO_4^- 1510 ммоль/дм³ його окислювальна здатність при відновленні перманганат-аніону до MnO_2 становитиме 4530 мг-екв/дм³. Тобто 1 м³ аніоніту теоретично забезпечує окислення 253 г заліза.

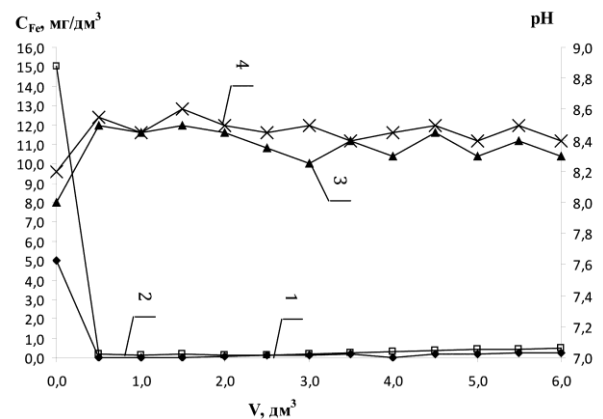


Рис. 7 – Залежність концентрації іонів заліза (1-2) і рН (3-4) від об'єму водопровідної води*, пропущеної крізь суміш аніоніту АВ-17-8 у MnO_4^- -формі й кварцового піску, за вмісту заліза 5 (1, 3) і 15 мг/дм³ (2, 4)

* 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

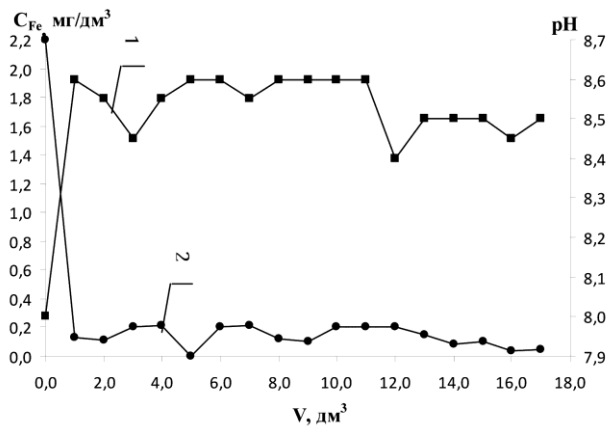


Рис. 8 – Залежність концентрації іонів заліза (1) і pH (2) від об'єму водопровідної води*, пропущеної крізь суміш аніоніту АВ-17-8 у MnO_4^- -формі й кварцового піску, за вмісту заліза 2,2 мг/дм³

* Ж = 4,40 мг-екв/дм³, $[Ca^{2+}] = 3,44$ мг-екв/дм³, $[Mg^{2+}] = 0,96$ мг-екв/дм³, ЛІ = 4,08 мг-екв/дм³, pH = 8,1

- 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 // Экологические технологии и ресурсосбережение. – 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 питательном 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. Экспериментальные исследования обезжелезивания подземных вод на двухслойных фильтрах / А. М. Тугай, О. О. Садчиков // Наук. вісн. будівництва. – 2013. – Вип. 72. – С. 363–369.
 8. Садчиков О. О. Моделирование и расчеты потерь напора у двухслойном фильтре при обезжелезивании воды // Экологическая безопасность та природокористування : зб. наук. пр. – 2013. – Вип. 13. – С. 18–23.
 9. Чернова Н. М. Расчет глубины удаления ионов Mn^{2+} из воды при использовании сорбента-катализатора / М. Н. Чернова, О. В. Мамченко // Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті. – 2012. – № 4 (10). – С. 4–11.
 10. Юрков С. В. Обезжелезивание воды электрокоагуляцией / С. В. Юрков, О. О. Садчиков // Проблемы водоснабжения, водовыведения та гидравлики : 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.

Визначено умови очищення води від іонів заліза на суміші катіоніту КУ-2-8 у Na^+ -формі та аніоніту АВ-17-8 у ClO_2^- -формі. Установлено, що ця суміш забезпечує ефективне знезалізнення й пом'якшення води.

У разі використання аніоніту АВ-17-8 у MnO_4^- -формі забезпечується ефективне знезалізнення завдяки окисленню Fe^{2+} до Fe^{3+} із подальшим гідролізом. Тривалість фільтроциклу зростає в разі застосування суміші аніоніту з кварцовим піском.

Список використаної літератури

1. Шумілова О. О. Дослідження впливу евтрофікації на вторинне забруднення Бузького лиману важкими металами / О. О. Шумілова, Г. Г. Трохименко // Вісник НУК. – 2012. – № 1. – С. 56–62.
2. Мальований М. С. Дослідження ізотерми адсорбції іонів Fe^{2+} на природних глинистих мінералах Сумської області / М. С. Мальований, С. Б. Большанина, В. Д. Дудченко // Екологія довкілля

Надійшла до редакції 19.11.2015