

ДОСВІД ЗАСТОСУВАННЯ БІОЛОГІЧНОГО МЕТОДУ ОЧИСТКИ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Д. В. Чарний

Інститут водних проблем і меліорації НААНУ, м. Київ
e-mail: dmitriych10@gmail.com

На прикладі реконструкції очисних споруд Узинського водопроводу наведено обґрунтування використання в системах водопідготовки біологічних чинників для знезалізнення, видалення наднормових азотних сполук та сполук кремнію з підземних вод. Показано області доцільності використання біологічних систем знезалізнення в залежності від рН, Eh, rH.

Ключові слова: знезалізнення, діаграми Пурбе, залізоорганічні сполуки, залізобактерії, біологічне знезалізнення, окисно-відновлювальний потенціал, редокс потенціал, кремній.

Вступ.

Використання поверхневих вод в системах сільськогосподарського водопостачання сіл, селищ і невеликих міст в Україні не набуло широкого розповсюдження. Основним джерелом водопостачання для цих споживачів, за виключенням південних областей, є підземні води. В той же час підземні води північно-західного та центрального регіонів України мають значно підвищений вміст заліза, сірководню, марганцю та азотних сполук, а у південних та східних регіонах поширена підвищена мінералізація, підвищений вміст сірковмісних сполук та заліза, що впливає на можливість використання таких вод як джерел водопостачання.

Традиційні системи знезалізнення у таких населених пунктах спираються, в першу чергу, на фізико-хімічні процеси окислення розчинного заліза Fe^{2+} за допомогою методу аерації [1-4] до Fe^{3+} , яке, зазвичай, не може знаходитися в нерозчинній формі і утворює досить крупні колоїди, що видаляються за допомогою фільтрації.

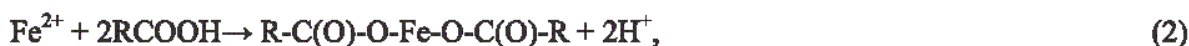
Поширене явище для таких станцій знезалізнення – невідповідна стандартам якість очищеної води. Причини, які призводять до цього на існуючих станціях знезалізнення, за нашим досвідом, можна розподілити за їх поширенням:

1. Експлуатація некваліфікованим персоналом $\sim 60 \pm 4-5 \%$;
2. Непрацюючі системи окислення $\sim 17 \pm 3-5 \%$;
3. Утворення комплексних сполук заліза органічного чи неорганічного походження $\sim 15 \pm 1-3 \%$;
4. Занадто висока гранулометрія завантаження $\sim 6 \pm 1-2 \%$;
5. Неприятливі зміни якісних характеристик вихідної води під час експлуатації $\sim 2 \pm 0,5-0,7 \%$.

На цьому тлі слід враховувати, що в Україні, особливо в північно – західних регіонах, існує багато підземних джерел водопостачання, в яких вихідна вода має низькі значення рН та значний вміст органічних сполук. При цьому метали утворюють комплексорганічні сполуки за схемою:

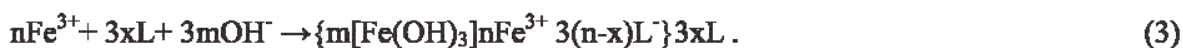


де $[Fe L_1 L_2]^{+n, 0, \square-n}$ - стійкі фосфатні, силікатні, фульватні, гумінові комплекси заліза, марганцю, міді; *L – органічні або неорганічні ліганди, HL – органічні кислоти, наприклад, двоосновні: щавелева, бурштинова, лимонна; або сполуки з гуміновими речовинами:



де RCOOH – молекула гумінової кислоти; R-C(O)-O-Fe-O-C(O)-R – залізо-гумусова сполука.

Органічні форми заліза та залізо-кремнієвих сполук дуже важко вилучити, бо вони знаходяться в розчинній або мікроскопічній колоїдній формі, що не видаляється фільтруванням на прояснювальних фільтрах:



У таких випадках прийнято рекомендувати застосовувати сильні окисники (O_3 , H_2O_2 , KMnO_4 , HClO , Cl_2 , тощо), які здатні зруйнувати залізоорганічні комплекси та спричинити утворення нерозчинних сполук заліза. Такий підхід вимагає складних схем водопідготовки та кваліфікованого обслуговуючого персоналу і постійних витрат на реагенти. Відповідно, при низькій кваліфікації експлуатуючого персоналу та відсутності оперативного лабораторного контролю застосування сильних окисників є малоймовірним і небезпечним.

Шляхи вирішення проблеми

В лабораторії водопостачання і водовідведення ІВПіМ НААНУ проаналізовано можливі застосування у наведених випадках схеми знезалізнення. На наш погляд, найбільш доцільним є використання біологічних методів очищення води за допомогою залізобактерій.

Розглядаючи цикл колообігу заліза [5] в континентальних водах, ми бачимо значний, якщо не основний, внесок бактерій у зміни стану заліза від його розчинення з породи до переведення в нерозчинні стани в осадах. Відповідно, залізобактерії широко поширені в навколишньому середовищі і їх природне надходження на знезалізнюючі споруди не є серйозною проблемою.

Здатність осаджувати окисли заліза й марганцю на поверхні клітин властива багатьом прокариотам, що різняться морфологічними і фізіологічними ознаками і належать до різних таксономічних груп.

До накопичення навколо клітин залізобактерій окислів заліза і марганцю ведуть різні процеси.

Часто залізо й марганець утворюють комплекси з рядом органічних сполук. Останні використовуються деякими видами залізобактерій, що призводить до звільнення окисного заліза і марганцю та випадіння їх в осад. Якщо залізо звільняється з подібного комплексу в закисній формі, у нейтральному або лужному середовищі відбувається його швидке окислення — хімічне або за допомогою бактерій.

У присутності O_2 стійкість Fe^{2+} залежить від рН. При рН > 6,5 Fe^{2+} швидко окислюється хімічним шляхом молекулярним киснем. До окислення в цих умовах воно стійке лише у вигляді комплексів з органічними сполуками. Окисне залізо, яке утворюється, осаджується й концентрується навколо бактеріальних клітин.

Особливістю бактерій, які беруть участь у процесах біологічного знезалізнення на очисних спорудах, є те, що їх окислювальна дія на Fe^{2+} з переведенням його в нерозчинну форму реалізується в інтервалі значень рН і окисно-відновного потенціалу (E), який займає проміжне положення між величинами, характерними для природних підземних вод, з одного боку, і величинами, що потрібні для здійснення фізико-хімічного знезалізнення, з іншого боку. При цьому залізобактерії досить різноманітні не тільки за своєю природою, але і за механізмом дії.

Для використання з метою знезалізнення води зручно розподіляти залізобактерії на групи за областями існування в координатах Eh-рН (рис. 1):

Ацидофільні хемолітотрофи - високе значення Eh, низьке значення рН (наприклад, *Thiobacillus*);

2- Мікроаерофільні хемолітотрофи і органотрофи - помірні значення Eh, значення рН, близьке до нейтрального (наприклад, *Gallionella*, *Leptothrix*, *Crenothrix*);

3- Хемоорганотрофи, які руйнують залізоорганічні сполуки - високе значення Eh, нейтральне значення рН (наприклад, *Arthrobacter*).

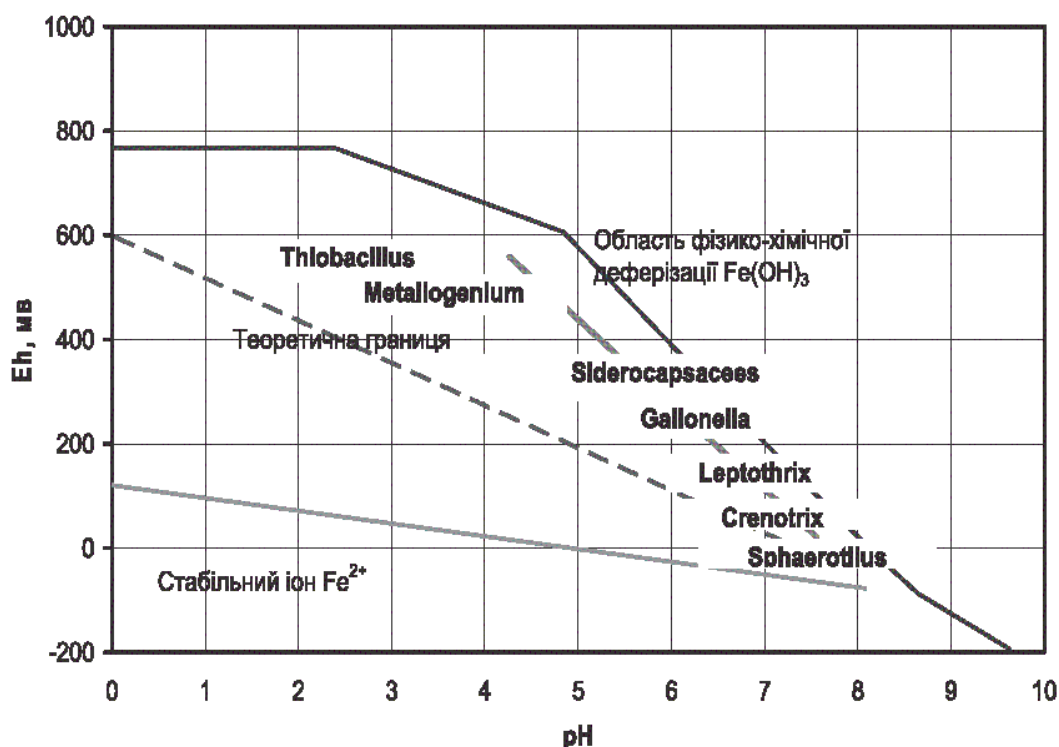


Рис.1. Розподіл життєдіяльності залізобактерій в координатах Eh-pH.

Підземні води найчастіше мають величину pH, близьку до нейтральної, тому в якості мікробіологічних агентів систем водопостачання виступають, як правило, *Gallionella* та *Leptothrix*.

Деякі залізобактерії, класифіковані як суворі аероби - *Sphaerotilus sp.*, *Thiobacillus sp.* та ін., наприклад, мікроаерофільні бактерії *Gallionella sp.*, *Leptothrix sp.*, *Siderococcus sp.* Дослідження компанії «Дегремон» [7] показали, що один і той же вид бактерій може бути як повністю аеробним, так і мікроаерофільним в залежності від величини pH середовища. Тому саме цей фактор (серед інших) обумовлює можливість використання залізобактерій без жорсткої дозації кисню, точне його значення встановлюється лише на практиці і визначається концепцією відповідної споруди. Допустимий окисно-відновний потенціал знаходиться в інтервалі 100-400 мВ, при цьому роль величини pH є визначальною для його оптимального значення, хоча він тісно пов'язаний і з розчиненим киснем, і з величиною гН. Величина гН - параметр, що залежить певним чином від pH і окисно-відновного потенціалу, був вивчений компанією «Дегремон» [7] та нашими дослідженнями в натурних умовах станцій знезалізнення м. Узин, с. Юрівка Київської обл., станції біологічної обробки багатокomпонентних вод мотельно – заправочного комплексу на 102 км траси Київ - Чоп.

Об'єкти та методи досліджень

Нами були проведені натурні дослідження на ряді станцій знезалізнення, як вже існуючих – реконструкція, так і дослідно – виробничих, збудованих за нашими проектами. Докладно розглянемо, як найбільший об'єкт комплекс головних очисних споруд водопроводу м. Узин Білоцерківського р-ну Київської області, який було збудовано в 1964 році. Водозабір забезпечувався групою свердловин, розташованих вздовж ставу на р. Узинка. Комплекс головних очисних споруд міста складається з будівлі станції знезалізнення з хімічною лабораторією, будівлі хлораторної, трьох РЧВ, насосної станції другого підйому (надалі НС2), водонапірної бапти та побутових і службових приміщень. Проектна продуктивність станції близько 2600 м³/добу. Сучасна потреба у воді складає близько 1200 - 1500 м³/добу. Технологічна схема станції знезалізнення наведена на рис. 2, конструкція фільтра - на рис. 3.

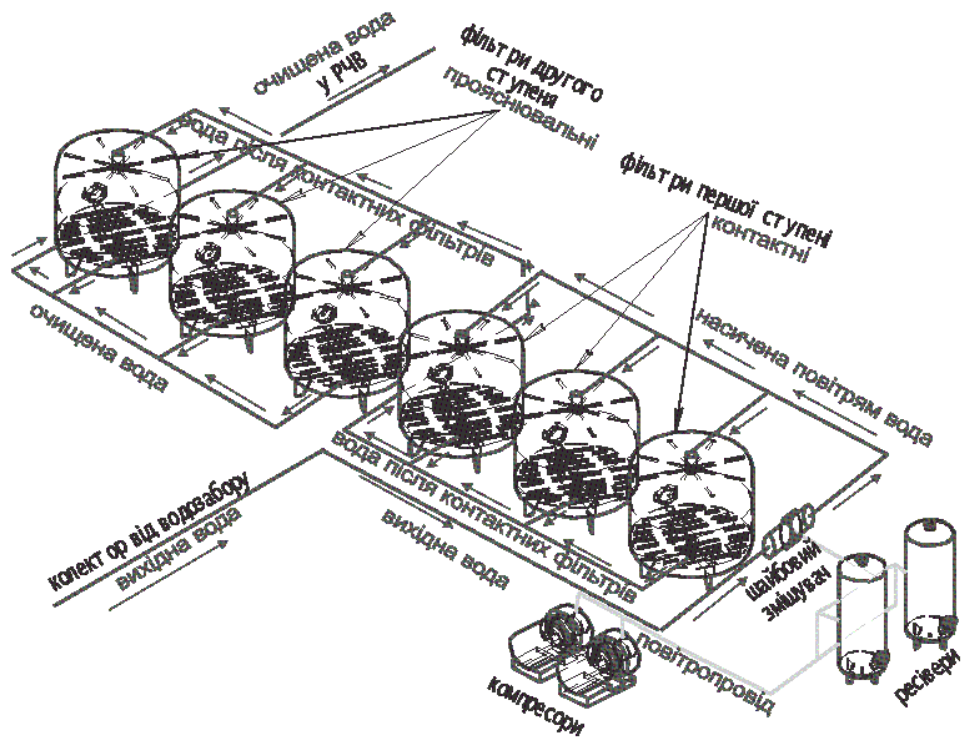


Рис. 2. Принципова технологічна схема станції знезалізнення до реконструкції.

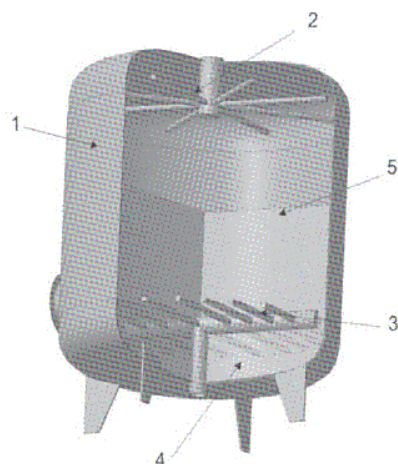


Рис. 3. Внутрішня конструкція фільтру \varnothing 2,6 м станції знезалізнення до реконструкції. 1- корпус фільтру; 2- верхній радіальний пластиковий дренаж; 3- нижній дренаж з фільтром з просічного корозійностійкого металу, підбетонований; 4- бетонне заповнення мертвої зони фільтру; 5- фільтруюче завантаження з кварцитового дрібняку.

Вимірювальні прилади, які були застосовані під час досліджень: фотоколориметри - Thermo Orion AQUAfast IV моделі AQ4000 та КФК-2МП; вимірювач рН – рН 150М; вимірювач окисно-відновлювального потенціалу HANNA HI 98121; мікроскоп – МУ.

Визначення вмісту заліза загального проводилось за ГОСТ 4011-72 "Вода питьевая. Методы измерения массовой концентрации общего железа", кремнію - за РД 52.24.433-95 "Методические указания. Фотометрическое определение кремния в виде желтой формы молибдокремниевой кислоты в поверхностных водах суши", амонійного азоту та нітратів - за методиками фірми Thermo Fisher Scientific AC2012 та AC4P46, відповідно, вимірювання рН і гН – за методиками виробників приладів.

За проектом робота станції повинна була базуватися на окисленні розчинного заліза

атмосферним киснем, який подають компресори, далі колоїди гідроксиду заліза, що утворилися в процесі окислення Fe^{2+} до Fe^{3+} , мали бути затримані в товщі фільтруючого завантаження. Але встановлені компресори не були дообладнані для роботи в питному водопостачанні і разом з повітрям в воду потрапляла олива, яка використовувалася для змащування нагнітального механізму. Шайбовий змішувач не був підключений до мережі стиснутого повітря. Тому компресори застосовували виключно для промивки і регенерації фільтрів, а окислення провадилося за рахунок повітря, що потрапляло у фільтри під час промивок та попереднього хлорування, а сам процес закінчувався не в фільтрах, а вже під час відстоювання води в РЧВ та в водонапірній башті. Далі вода за допомогою насосів НС2 надходила до споживачів. Промивка фільтрів провадилася кожну зміну за допомогою пожежних насосів, розташованих у НС2 та компресорних установок. Хімічний склад води наведено в табл. 1 для свердловини № 2.

Таблиця 1. Хімічний склад води св. № 2.

NH_4 , мг/дм ³	NO_2 , мг/дм ³	E_h , mv	E_h , v	pH од.	Fe загальне, мг/дм ³	Si, мг/дм ³	F, мг/дм ³	Загальна жорсткість, мг-екв/дм ³
0,28	0,25	85	0,085	7,49	2,7	17,12	0,18	6,9

В зв'язку з відновленням роботи станції нами була розроблена рекомендаційна документація по переведенню станції в інший технологічний режим роботи.

Вибір біологічного режиму був обумовлений інгібуванням фізико – хімічного процесу утворення випадючих в осад колоїдів гідроксиду заліза. При модельному проведенні спрощеної аерації осад заліза випадав на 2 – 4 добу, в залежності від якості води в свердловині, хоч зазвичай ці процеси відбуваються через 3 – 4 години. Згідно характеристики E_h - pH стану системи “залізо – вода” за діаграмою Пурбе при аерації така система повинна перейти в стан нерозчинного заліза у вільному об'ємі на протязі приблизно 4 – х годин. В той же час в свердловинах виявлені сполуки кремнію в концентраціях: 16,64 мг/дм³ - у св.№ 2 та 17,12 мг/дм³ - у св.№ 8 при нормі згідно ДСанПіН 2п.2.4-171-10 не більше 10 мг/дм³ та фториди у концентраціях 0,13 та 0,18 мг/дм³, відповідно, фосфатів не виявлено. Інгібітором процесу укрупнення колоїдів $Fe(OH)_3$ в нашому випадку виступають сполуки кремнію. Домішки сполук кремнію, що зустрічаються у воді, знаходяться у розчиненому або колоїдному стані гідрозолів.

Коагуляційна стійкість гідрозолів може якісно характеризуватися також концентрацією електроліту γ , при якій з'являється осад і яка називається порогом коагуляції [8,9].

Коагуляція електроліту зумовлена тим, що стійкість гідрозолів зазвичай породжується взаємним відштовхуванням заряджених колоїдних частинок. Заряд на частинках виникає внаслідок відмінності енергії адсорбції катіонів і аніонів та супроводжується утворенням подвійного електричного шару (ПЕШ), який характеризується ζ -потенціалом [9,10]. При низьких концентраціях іонів кремнію відбувається часткова коагуляція сполук заліза, що видно зі збільшення розмірів частинок у дослідах [10]. З табл. 2 [10] видно, що при низьких концентраціях іонів кремнію (5,0 і 10,0 мг/дм³) середній розмір частинок дисперсної фази становить близько 170 нм. Зі збільшенням концентрації іонів кремнію до значень 16,0 мг/дм³ і 20,0 мг/дм³ розмір частинок зменшується до розмірів 78 і 82 нм.

Таблиця 2. Характеристики дисперсної фази модельного розчину сполук заліза та кремнію [10]

Концентрація іонів заліза, мг/дм ³	5,6			
Концентрація іонів кремнію, мг/дм ³	5,0	10,0	16,0	20,0
Середній, δ_m , розмір часток дисперсної фази, нм	175	167	78	82
ζ -потенціал, мВ	-38	-45	-48	-50
pH	10,3	9,4	9,9	10,2

При розмірі частинок, що утворюються, менше 170 нм подальша коагуляція не відбувається, осад не утворюється протягом 30 днів і аналітично обумовлена концентрація заліза в розчині залишається незмінною (5,6 мг/дм³, табл.2). Знак ζ -потенціалу від'ємний, його величина слабо зростає зі збільшенням концентрації іонів кремнію, а середня величина становить 45 мВ [10]. Це свідчить про значний внесок електростатичного відштовхування у формуванні стійкого колоїду. Аніони слабкої кремнієвої кислоти адсорбуються на поверхні колоїдних частинок заліза за рахунок слабополярних зв'язків, що призводить до перезарядження поверхні частинок до порівняно більших від'ємних значень потенціалу. Це збільшує взаємне відштовхування частинок і, внаслідок цього, зменшуються їхні розміри і збільшується стійкість колоїдної системи.

Досить часто для видалення сполук кремнію з води використовують такий доступний продукт, як гашене вапно. Цей реагент $\text{Ca}(\text{OH})_2$, що є сильною основою, взаємодіє із кремнієвою кислотою, в тому числі і як коректор рН, і як донор іонів кальцію, у результаті чого відбувається утворення нерозчинного силікату кальцію. Практика засвідчує [11], що введення у воду гашеного вапна (вапнякового молока) дозволяє знизити вміст домішок кремнію в перерахуванні на аніон SiO_3^{2-} до 0,3–0,5 мг/дм³. В той же час в даному випадку застосування вапна є небажаним, бо підвищується складність процесу підготовки води і її собівартість. Пробне застосування сильних окислювачів (O_3 , OH , NaOCl) виявило їх низьку ефективність та великі енерговитрати [12], депо ефективніше в цьому випадку спрацював H_2O_2 .

Для вивчення можливості досягнення ефективної роботи станції знезалізнення у таких умовах було запропоновано наступне:

- 4) Відмовитися від компресорів, що унеможливить потрапляння оливи у питну воду.
- 5) Перейти на систему спрощеної аерації, переобладнавши існуючі ресивери під аератори – дегазатори.
- 6) Переробити існуючі фільтри під легке (легше за воду у 12 – 15 разів) фільтруюче завантаження і, відповідно, зняти питання недостатньої інтенсивності надходження від існуючих пожежних насосів промивної води.
- 7) В якості донору іонів кальцію для знекремлення використати природну жорсткість підземної води, а в якості коагулянту - присутнє надлишкове двовалентне залізо, за допомогою біохімічних процесів забезпечивши умови його переходу у тривалентний стан.

На рис. 4. наведена принципова схема часткового експериментально – виробничого переобладнання станції.

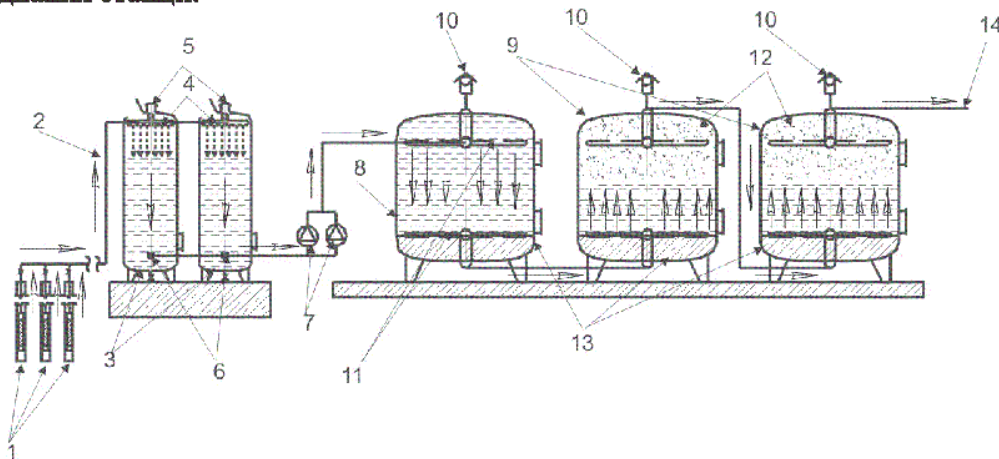


Рис. 4. Принципова схема експериментально-виробничої установки станції очистки підземних вод м. Узин продуктивністю до 30 м³/год. на базі існуючої непрацюючої станції знезалізнення.

1- свердловини продуктивністю 10 – 12 м³/год.; 2- трубопровід надходження води на аерацію; 3- існуючі баки – ресивери компресорного обладнання, перероблені в системи спрощеної аерації; 4- аератори спрощеним допуванням (перфоровані труби); 5- вентиляційні труби; 6- забір проаерованої води; 7- насосна група для забезпечення надходження проаерованої води у

фільтри; 8- корпус фільтра без завантаження, використовується як дегазатор Ф1; 9- прояснювальні фільтри Ф2 та Ф4; 10- вантузи; 11- дренажні системи фільтрів; 12- плаваюче фільтруюче завантаження; 13- бетонне заповнення нижньої частини фільтра; 14-трубопровід надходження очищеної води в РЧВ.

Методика проведення натурних дослідів включала:

1. Визначення імовірності проходження процесу знезалізнення біологічним шляхом за співвідношенням показників рН – Eh – гН.

2. У позитивному випадку розробка схеми переобладнання частини фільтрів під можливе закріплення на фільтруючому завантаженні залізобактерій. Схема розробляється в напрямку максимально можливого продовження часу між промивками для отримання якомога більшого часу на іммобілізацію мікроорганізмів.

3. Почергове фільтрування води з кожної свердловини на протязі одного фільтроциклу.

4. Поступове збільшення навантаження на фільтр: спершу в роботі одна свердловина, потім підключення другої і далі - третьої.

5. Визначення продуктивності фільтрів. Під час визначення межі продуктивності фільтрів проводиться поспорудно контроль за наступними показниками: рН – Eh, Fe, NH₄, NO₂, O₂. Після досягнення стабільного ефекту проводиться пряме мікроскопічне дослідження промивних вод.

Результати досліджень

В процесі дослідів визначено співвідношення показників рН – Eh – гН (табл. 3) в вихідній воді свердловин.

Таблиця 3. Показники рН – Eh – гН

Свердловини	рН	Eh, mV	гН (за Нернстом)
св № 2	7,11	106	24,42
св № 8	7,04	153	25,85
св № 12	7,01	82	23,42

На діаграмі (рис.5) показано розташування областей активної життєдіяльності залізобактерій, нанесено характеристики води свердловин та області стану системи “залізо-вода” за Пурбе. Це дозволяє визначити можливість протікання процесу знезалізнення за біологічним генезом, відзначити свердловину, де найбільша вірогідність активної життєдіяльності залізобактерій та попередньо визначити їх рід для початкового заселення фільтрів.

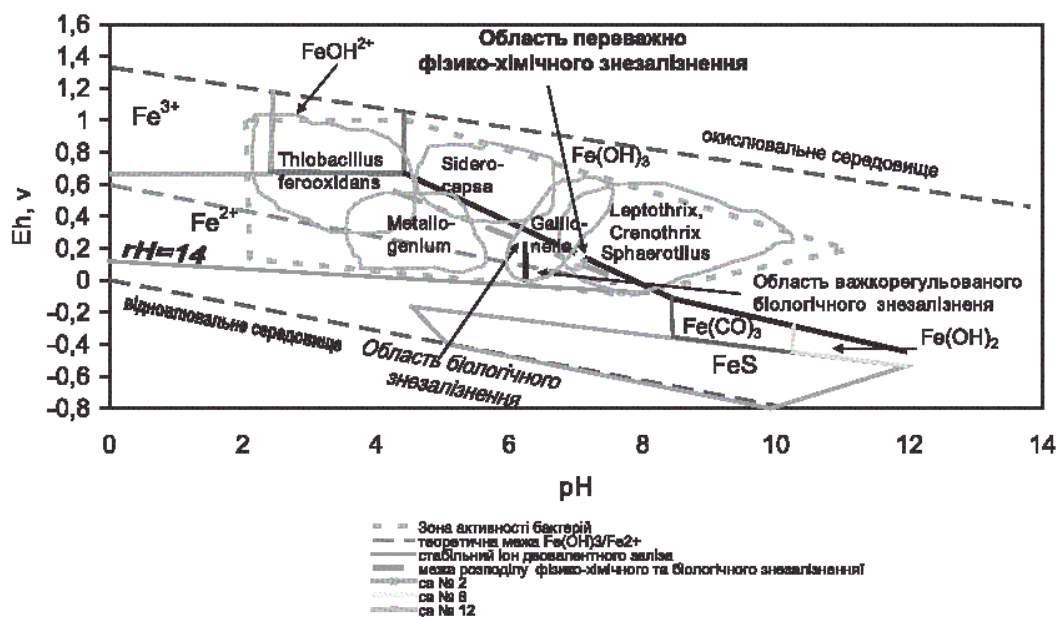


Рис. 5. Діаграма форм існування системи “залізо – вода” та активності залізобактерій.

Відповідно до цих досліджень всі три свердловини знаходяться на межі, що поділяє біологічний та фізико-хімічні процеси, тобто знаходяться у межах важкоконтрольованої області біологічного знезалізнення, головними чинниками якого можуть виступати бактерії родів *Gallionella* та *Leptothrix*. Найбільш вірогідним джерелом залізобактерій, враховуючи співвідношення показників рН – Eh – гН, є св.№12, в якій мінімальний показник гН, а найскладнішою для обробки є вода із св.№8. Тому початкову фільтрацію для "зарядки" фільтрів провадили спершу із св.№12. Розподіл зміни показників рН – Eh по спорудах наведено на рис. 6.

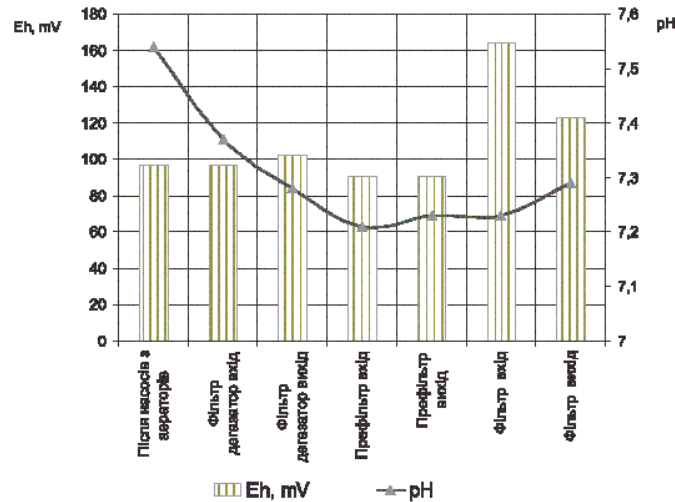
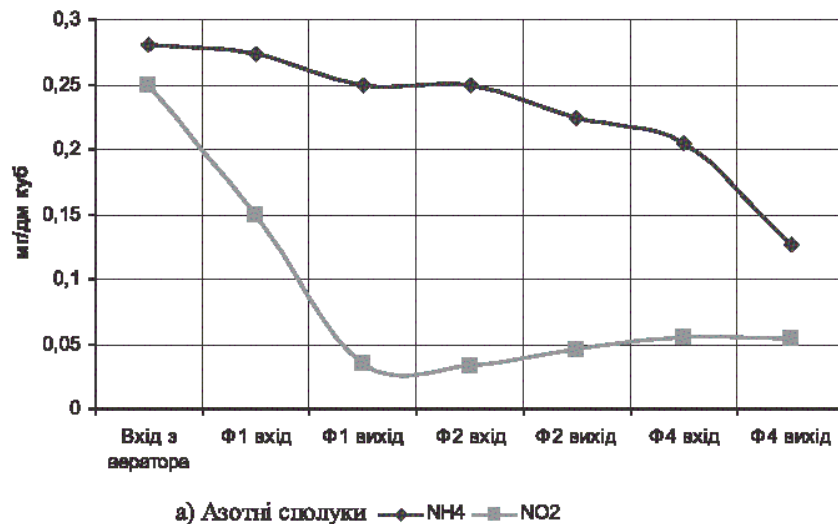
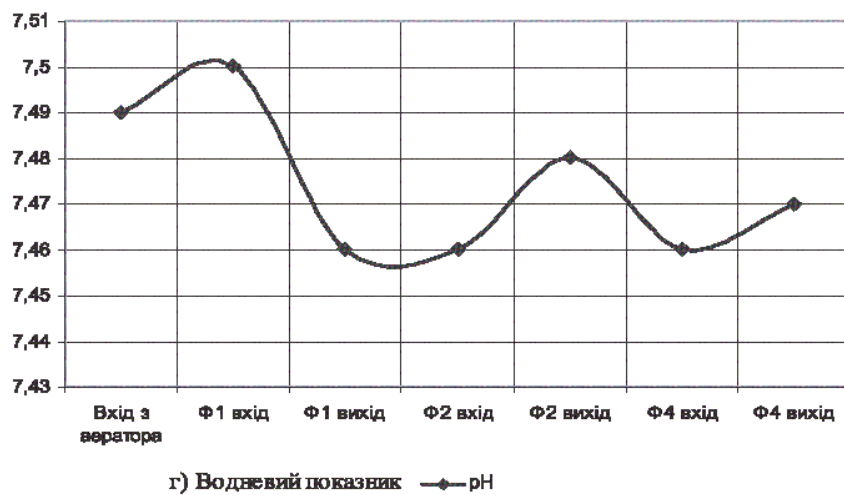
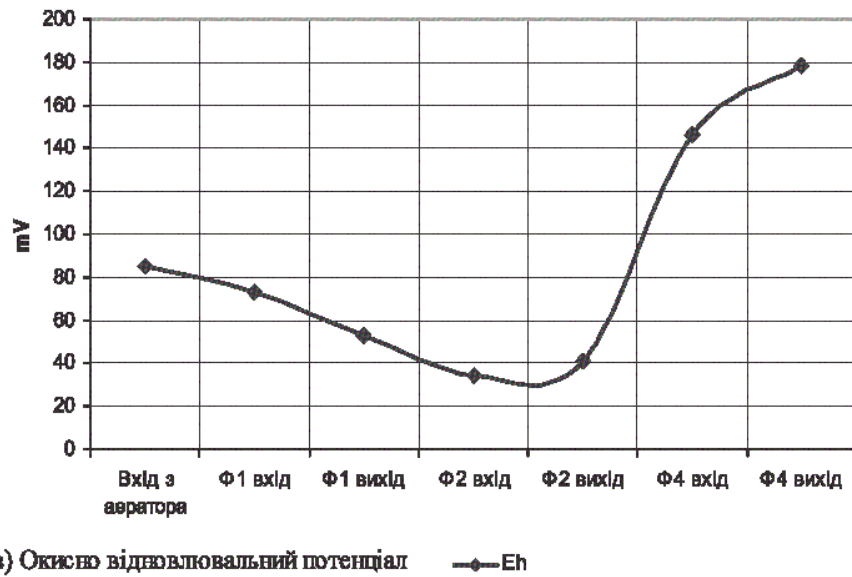
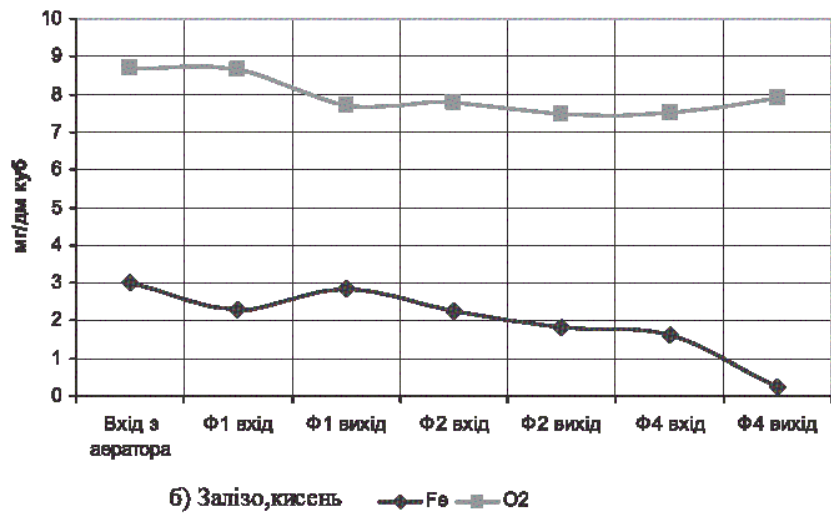


Рис. 6. Зміни показників рН – Eh по спорудах при фільтруванні води з двох свердловин - св.№12 і св.№2, липень 2011 р.

Результати дослідження змін якісного складу води по спорудах наведено на рис. 7(а-д), а загальна залежність ефективності очищення від швидкості фільтрації наведена на рис. 8.



а) Азотні сполуки —◆— NH4 —■— NO2



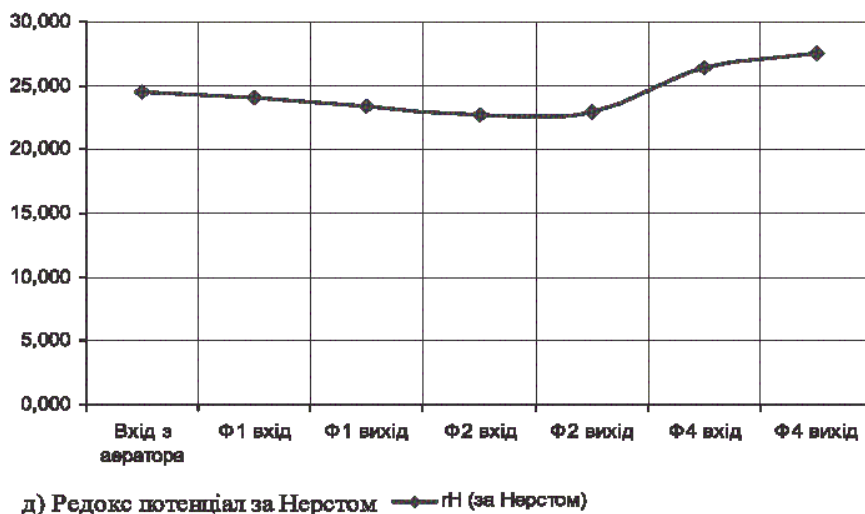


Рис. 7. Динаміка змін показників якості води при швидкості фільтрації 1,884 м/год на 14 годину фільтрації при тривалості фільтроциклу 48 – 50 год.: а) азотні сполуки, мг/дм³; б) залізо загальне та кисень, мг/дм³; в) окисно-відновлювальний потенціал, mV; г) водневий показник; д) редокс потенціал за Нерстом.

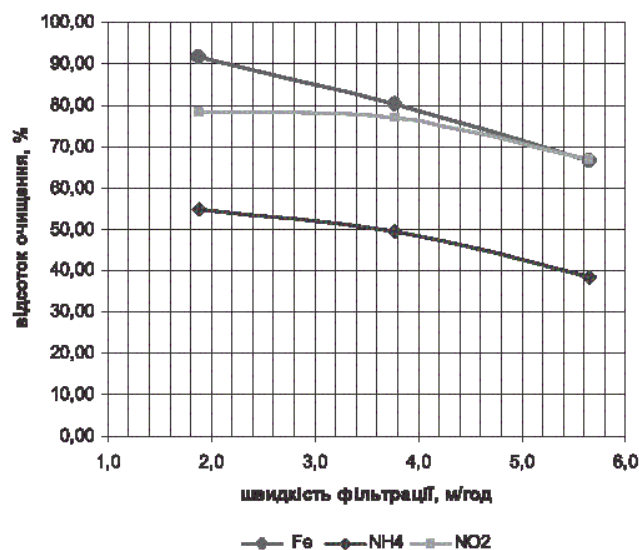


Рис. 8. Залежність ефективності очищення вихідної води від швидкості фільтрації на 14 годину фільтроциклу.

В процесі роботи виробничо-дослідної станції було зроблено фотографування мікроскопічних зразків промивних вод фільтрів станцій (рис. 9, 10).

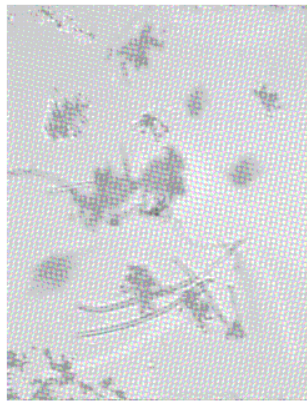


Рис. 9. Знімок промивних вод другого фільтру.

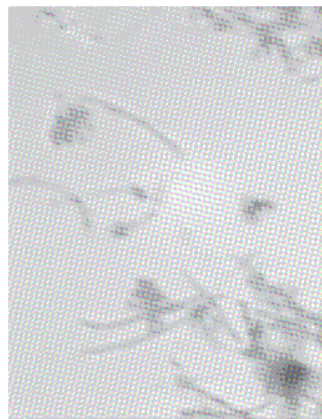


Рис. 10. Знімок промивних вод четвертого фільтру.

Довгасті (стеблиноподібні) утворення (мікробні тіла) на фото ми вважаємо залізобактеріями роду *Leptothrix*, що не виключає присутності *Gallionella ferruginea*.

Аналіз результатів та обговорення

Проведені дослідження підтверджують наявність, як біологічного, так і хіміко – фізичного процесів, що відбуваються при знезалізненні води за запропонованою схемою. Виходячи з поспорудного аналізу вмісту заліза, кисню, азотних сполук та зміни Eh, можна стверджувати, що на першому етапі превалює фізико – хімічний процес, а біологічні чинники, головним чином, починають проявляти себе у процесі проходження води через останній фільтр. Це підтверджується зміною Eh та стрибковим підвищенням вмісту розчинного кисню на виході з останнього фільтру. Зв'язок показників Eh – O₂ загально відомий. Такі зміни показників, на нашу думку, обумовлені процесами життєдіяльності залізобактерій роду *Leptothrix*. Вони виділяють в навколишнє середовище значні об'єми перекису водню як токсичного продукту метаболізму у зв'язку з відсутністю в неї достатніх обсягів ферменту каталазу, який розщеплює H₂O₂. Таке непряме припущення підтверджується мікроскопічними дослідженнями зразків промивних вод першого і другого фільтру. В промивних водах першого фільтру було виявлено значно меншу кількість мікробних тіл в порівнянні з пробами, взятими з другого фільтру, і у всіх пробах мікробні тіла мали стеблиноподібну будову, характерну для роду

Leptothrix. Стрибкове підвищення вмісту загального заліза після дегазатора Ф1 пояснюється накопиченням і залповими скидами під час відбору проби гідроксиду заліза крізь нижній дренаж.

Зміни вмісту азотних сполук NH_4^- , NO_2^- обумовлюються, на наш погляд, як хіміко – фізичними, так і біологічними процесами. Так, при наявності у вихідній воді NH_4^- , NO_2^- відсутність NO_3^- може бути пояснена за аналогією дослідів Гуї, Берге і Лабройе (1984р.), які показали, що в анаеробному середовищі автотрофна бактерія *Gallionella ferruginea* здатна використовувати кисень нітратів з їх відновленням до нітритів [7]. Нітрити, в свою чергу, частково відновлюються розчинним двовалентним залізом з утворенням газоподібного азоту і випадających в осад флокул тривалентного заліза [7]. Це відбувається на перших стадіях обробки води на спорудах Ф1 та Ф2, а в останньому фільтрі Ф3 при відповідних швидкостях фільтрації починають превалювати біологічні процеси.

Такі припущення знайшли підтвердження при статистичній обробці даних. Виявлені кореляційні залежності NH_4^- та NO_2^- за Спірманом при різних швидкостях фільтрації. При швидкості фільтрації $V_f = 1,884$ м/год кореляція фактично відсутня. Це пояснюється значним стрибком показників в фільтрі Ф3, тобто в третьому фільтрі проявили вплив фактори, що знизили кореляційні зв'язки. Для визначення дійсності припущення більшої ваги процесів, що відбуваються у третьому фільтрі Ф3, визначення його меж і характеру була застосована обробка результатів якісних аналізів за допомогою визначення середніх абсолютних значень відхилень точок даних від середнього. Ця обробка провадилася для різних швидкостей фільтрації та для таких показників, як концентрація заліза та показників життєдіяльності мікроорганізмів гН, та рН. В цьому відношенні найбільш показовим є гН. Для перевірки цього допущення визначили кореляційні зв'язки, вилучивши дані, отримані з третього фільтру. В такому випадку кореляція вже є статистично значима. Проведена перевірка кореляційних зв'язків при швидкостях фільтрації 3,769 та 5,653 м/год підтвердила значний кореляційний зв'язок - 0,89 та 0,7, відповідно. Це засвідчує зниження впливу фактору, який відбувається у Ф3 при $Q = 1,884$ м/год. Зміна цього фактору обумовлена збільшенням витрат і, відповідно, скороченням часу перебування води у фільтрі і, як наслідок, зменшення ефективності біологічних процесів, які відбуваються в фільтрі Ф3.

Висновки

Для подібних вод паралельне проходження біологічних процесів деферитизації та деамонізації, відповідно до дослідів, ефективно при швидкості фільтрації близько 2 м/год. У випадку видалення тільки заліза з подібних вод за біологічним та паралельно хімічним генезом процесу (з деяким превалюванням останнього) швидкість може бути підвищена до 3 – 4 м/год. В той же час така окрема споруда, як дегазатор Ф1, виявилася малоєфективною. Головну роль у пришвидшенні хімічних процесів відіграє шар завислого осаду колоїдів гідроксиду заліза, для формування якого конструкція Ф1 непридатна і спричиняє залпові навантаження на фільтр Ф2. Сам процес дегазації, головним чином, відбувається в перероблених ресиверах – аераторах.

ОПЫТ ПРИМЕНЕНИЯ БИОЛОГИЧЕСКОГО МЕТОДА ОЧИСТКИ МНОГОКОМПОНЕНТНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Д. В. Чарный

Институт водных проблем и мелиорации НААНУ, г. Киев
e-mail: dmitriych10@gmail.com

На примере реконструкции очистных сооружений Узинского водопровода приведено обоснование использования в системах водоподготовки биологических факторов для обезжелезивания, удаления сверхнормативных концентраций азотных и кремниевых соединений из подземных вод. Показаны области целесообразного использования биологических систем обезжелезивания в зависимости от рН, Eh, гН.

Ключевые слова: обезжелезивание, диаграммы Пурбе, железозоорганические соединения,

EXPERIENCE OF BIOLOGICAL TREATMENT METHOD USING IN MULTICOMPONENT GROUNDWATER

D. V. Charniy

Institute of water problems and land reclamation, Kiev

e-mail: dmitriych10@gmail.com

By the example of the reconstruction of the Uzyn water supply system treatment facilities it is given the grounds for biological factors use in water treatment systems for deferrization and removal of excessive nitrogen and silicon compounds from groundwater. It is shown the feasibility field for the use of biological systems of deferrization depending on pH, Eh, rH.

Key words: removal of iron from water, Pourbaix diagrams, iron-bacteria compounds, iron, biological removal of iron, oxidation-recovery potential, redox potential, silicon.

Список літератури:

1. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2003 році. — Рівне: НУВГП, 2005. — 143 с.
2. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2008 році / МНС Режим доступу: http://www.mns.gov.ua/content/annual_report_2008.html.
3. Національна доповідь про якість питної води та стан питного водопостачання в Україні у 2008 році./ Міністерство з питань житлово-комунального господарства України. Режим доступу: <http://www.minjkg.gov.ua/about/branch/branch-vv/576-nacionalna-dopovid-pro-yakist-pitnoyi-vodi-ta.htm>.
4. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 році/ Міністерство охорони навколишнього природного середовища України Режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/cgi-in/go?node=NAC%20dop%20p%20NPS>.
5. Заварзин Г.А. Лекции по природоведческой микробиологии / Г.А. Заварзин; Отв. ред. Н.Н. Колотилова; Ин-т микробиологии. — М. : Наука, 2003. — 348 с.
6. Гусев М. В., Минеева Л. А. Микробиология: Учебник. — 2-е изд. М. Изд-во Моск. ун-та, 1983 — 376 с.
7. Мушэ П. Биологическая деферризация воды: обоснование и реализация. / П. Мушэ, Г.Н. Герасимов // Водоснабжение и санитарная техника. — 2006. — №11.4.2. — С. 40 — 46.
8. Еременко Б.В. Устойчивость водных дисперсий микропорошков карбида титана в растворах электролитов / Б.В. Еременко, М.Л. Мальшева, В.П. Самбур // Коллоидный журнал. — 1989. — Т. 51. — №1. — С. 25 — 35.
9. Малахова А.Н. Коллоидная химия. — М. : Высшая школа, 1987. 480 с.
10. Сериков Л.В. Коллоидно химические свойства соединений железа в природных водах / Л.В. Сериков, Л.Н. Шиян, Е.А. Тропина, [и др.] // Известия Томского политехнического университета. — 2010. — Т. 316. — № 3 — С. 28 — 33
11. Иванов М. Обескремнивание воды // Аква-терм. — 2010. — № 3. — С. 12 — 14.
12. Чарный Д.В. Исследование эффективности применения различных окислителей в процессе обезжелезивания кремнесодержащих подземных вод без изменения их рН // Сучасні проблеми охорони довкілля та раціонального використання ресурсів: міжнар. наук.-практ. конф., 2-6 квітня 2012 р. Миргород. — К: Товариство "Знання України" — 2012. — С. 49 — 51.