

УДК 628.15

DOI: 10.25140/2411-5363-2017-3(9)-206-212

Олександр Квартенко

**ШЛЯХИ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ МЕТОДІВ ОЧИЩЕННЯ
БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД**

Актуальність теми дослідження. Існуючі станції знезалізнення, побудовані в основному за технологією спрощеної аерації та фільтрування, не в змозі вилучати із води розчинні органічні, залізоорганічні сполуки, азот амонійний, а також мінеральні комплекси заліза в природних слабокислих водах із низьким лужним резервом. Крім того, існуючі станції не передбачають стабілізаційну обробку фільтрату з метою постачання населення водою питної якості.

Постановка проблеми. Визначення шляхів інтенсифікації існуючих методів очищення підземних багатоконпонентних вод.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. Дослідити комплексний метод біофізико-хімічного очищення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом. Показати перевагу біохімічного методу очищення над стандартними фізико-хімічними методами.

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми. Проведений аналіз сучасного стану технологій водоочищення підземних вод свідчить щодо їх варіативності щодо сполук заліза в нейтральних водах із нормальним лужним резервом за відсутності антропогенних чинників та інгібіторів окислення (азот амонійного, фенолів, гумінових кислот, розчинних органічних сполук, сірководню, агресивного діоксиду вуглецю). Тоді як у присутності зазначених інгредієнтів існуючі технології не спроможні надавати споживачам воду належної якості.

Виклад основного матеріалу. До факторів зовнішнього впливу на прискорення процесів очищення підземних вод, слід віднести: вплив дії постійного магнітного поля (ПМП) різної напруженості на розвиток консорціумів мікроорганізмів у біореакторах; вплив дії гідродинамічної кавітації на деструкцію складних органічних сполук; вплив дії різних доз реагентів як активаторів (Na_2CO_3), так і інгібіторів на процеси біохімічного знезалізнення; коригування величин бікарбонатної лужності, рН – Eh середовища; стабілізаційна обробка фільтрату. В цій роботі розглядається вплив активаторів та інгібіторів на процеси біохімічного очищення слабокислих залізомістких підземних вод із низьким лужним резервом.

Висновки. Встановлено, що використання біохімічного методу дозволяє проводити процес знезалізнення підземних слабокислих вод при концентраціях розчинного кисню $0,8 - 1,0 \text{ мг/дм}^3$ та розчинного заліза до 40 мг/дм^3 . Доведено, що використання розчину кальцінованої соди підвищує швидкість біохімічних реакцій а застосування ПМП навпаки гальмує процес. Запропонована технологія дозволяє проводити очищення слабокислих (рН 5,5 – 6,5) підземних вод з низьким (до $2,0 \text{ ммоль/дм}^3$) лужним резервом від сполук заліза (до 30 мг/дм^3), мангану (до $0,5 \text{ мг/дм}^3$), азот амонійного (до $2,5 \text{ мг/дм}^3$), вільного діоксиду вуглецю (до 80 мг/дм^3), розчинних органічних сполук (до $7 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$).

Ключові слова: екологічно безпечно використання багатоконпонентних підземних вод; матрикси залізобактерій; стабілізаційна обробка води.

Рис.: 3. Табл.: 1. Бібл.: 7.

Постановка проблеми. Проведений нами моніторинг параметрів якості води у 85 населених пунктах Волинської, Рівненської, Житомирської, Тернопільської, Закарпатської, Львівської, Хмельницької областей України надав такі результати. За концентрацією іонів Fe^{2+} – у 47 % досліджених населених пунктів вона становить $<3,0 \text{ мг/дм}^3$, у 24 % – від $3,0$ до $5,0 \text{ мг/дм}^3$, у 18 % – від $5,0$ до $10,0 \text{ мг/дм}^3$, у 11 % – від 10 до 30 мг/дм^3 . За перманганатною окисністю: у 54% із досліджених водозаборів вона становила $<4,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, у 35% – від $4,0$ до $8,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$; у 7% населених пунктів $8,0-12,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$, у 4 % – $12,0-20,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$. За вмістом азот амонійного, із 67 досліджених водозаборів у Рівненській та Волинській областях, помірно забрудненими, відповідно, були 30 та 12,5 %, забрудненими – 18 та 31,3 %, брудними – 36 та 56 %.

Існуючі станції знезалізнення, побудовані в основному за технологією спрощеної аерації та фільтрування, не в змозі вилучати із води вказані забруднення, більш того, не розраховані на проведення стабілізаційної обробки фільтрату.

Таким чином, інтенсифікація роботи діючих станцій водоочищення, які працюють за методом спрощеної аерації з таким фільтруванням з метою постачання населення водою питної якості є актуальним завданням сьогодення.

Аналіз останніх досліджень та публікацій. За майже 150 років існування технології знезалізнення води було запропоновано та впроваджено велику кількість методів видалення заліза. Найбільшого розповсюдження серед безреагентних методів у світі знайшли методи глибокої та спрощеної аерації [1–3].

Метод глибокої аерації застосовується за наявності у вихідній воді великої кількості заліза, а також присутності гумінових кислот, які значно зменшують швидкість окиснення заліза [1–3]. Суттєвим недоліком методу є присутність у схемі контактних резе-

рвуарів, градирень, насосів підкачки, що значно збільшує капітальні та експлуатаційні витрати, а також ускладнює експлуатацію обладнання.

Метод спрощеної аерації має відповідні обмеження як за якістю вихідної води ($\text{Fe}^{2+} < 10 \text{ мг/дм}^3$; $\text{H}_2\text{S} < 0,5 \text{ мг/дм}^3$; $\text{pH} \geq 6,7$; перманганатної окисності не більш ніж $5 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), так і за швидким приростом втрат напору шляхом утворення в міжпоровому просторі завантаження структур у вигляді пухких пластівців гідроокису заліза, які мають у своїй структурі велику кількість молекул води.

У сучасних умовах актуальним завданням інтенсифікації роботи існуючих станцій знезалізнення є переведення їх із екстенсивних технологій до технологій, які забезпечують високу швидкість окиснення сполук заліза, зменшення об'ємів промивних вод, збільшення тривалості фільтроциклу. Одними із напрямків вирішення цього завдання є розроблені на кафедрі ВВБС (НУВГП) під керівництвом професора В. О. Орлова та впроваджені на багатьох станціях методи знезалізнення на пінополістирольних фільтрах із зростаючим шаром завислого осаду та контактного знезалізнення [2]. Іншим напрямком інтенсифікації роботи станцій знезалізнення є застосування біохімічного методу, який отримав розвиток за декілька останніх десятиріч у багатьох країнах світу. Перші сучасні системи біологічного знезалізнення з використанням швидких піщаних фільтрів у Європі були розроблені та впроваджені у Франції у 80-х роках ХХ сторіччя [4]. Перші станції біологічного знезалізнення в Англії, Японії та США були змонтовані відповідно у 1987, 1993 та 1996 роках [5; 6].

Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми. Проведений аналіз сучасного стану технологій водоочищення підземних вод [1–6] свідчить щодо їх варіативності щодо сполук заліза в нейтральних водах із нормальним лужним резервом за відсутності антропогенних чинників (аміаку, фенолів, розчинних органічних сполук, ПАВ). Тоді як у присутності зазначених антропогенних домішок існуючі технології не спроможні надавати споживачам воду належної якості. Це ж стосується використання в системах водопостачання слабокислих вод ($\text{pH} 5,5\text{--}6,5$) із низькою бікарбонатною лужністю ($0,8\text{--}2,0 \text{ ммоль/дм}^3$) у присутності залізоорганічних комплексів, азот амонійних сполук (до 5 мг/дм^3), фенолів (до $0,05 \text{ мг/дм}^3$). Тому в сучасних умовах важливо проводити комплексне очищення природних вод різних класів якості з одночасним проведенням їх стабілізаційної обробки.

Мета статті. Головною метою цієї роботи є визначення шляхів інтенсифікації існуючих методів очищення різних за класами якості підземних багатокомпонентних вод в умовах підвищеного антропогенного навантаження.

Виклад основного матеріалу. Основними напрямками щодо інтенсифікації роботи діючих та нових водоочисних комплексів, на нашу думку, є застосування модифікованого комплексу біофізико-хімічних методів очищення залежно від параметрів якості вихідної води. До факторів зовнішнього впливу на прискорення процесів очищення підземних вод, слід віднести: 1) вплив дії постійного магнітного поля (ПМП) різної напруженості на розвиток консорціумів мікроорганізмів у біореакторах; 2) вплив дії гідродинамічної кавітації на деструкцію складних органічних сполук; 3) вплив дії різних доз реагентів як активаторів (Na_2CO_3), так і інгібіторів на процеси біохімічного знезалізнення; 4) коригування величин бікарбонатної лужності, pH – Eh середовища; 5) стабілізаційна обробка фільтрату.

У цій роботі розглядається вплив активаторів та інгібіторів процесу біохімічного очищення слабокислих залізомістких підземних вод із низьким лужним резервом. Дослідження проводилися на пілотній установці, до складу якої входили ємність вихідної води об'ємом 2000 мл, реакційної колби об'ємом 500 мл, насосу Камовського для відкачки повітря із реакційної колби та перекачування дослідженого розчину по блоках схеми, колби зі змінним паперовим фільтром «синя стрічка» та керамічним фільтром, магнітної мішалки ММ-5 та системи гумових шлангів, які з'єднували окремі блоки в єдину технологічну схему (рис. 1).

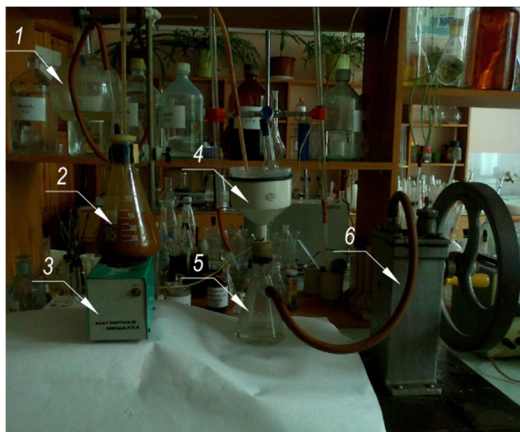


Рис. 1. Схема пілотної установки дослідження кінетики окиснення сполук заліза у зваженому шарі осаду із матриксів *bio*-мінералів, залізобактерій та гідроксиду заліза: 1 – ємність вихідної води; 2 – ємність реактору; 3 – магнітна мішалка; 4 – фільтр; 5 – ємність збору фільтрату; 6 – насос Камовського

Магнітна мішалка використовувалася для підтримання однакової концентрації осаду із *bio*-мінералами по всьому об'єму реакційної колби. Як досліджуване середовище виступала природна підземна вода із свердловини м. Березне Рівненської області. Воду із свердловини відбирали під залив, запобігаючи попаданню до неї кисню повітря. В ємність вихідної води додавали розрахункову кількість 0,1 н розчину соляної кислоти та сульфату заліза. В реакційну колбу заливали 10 мл осаду, а також залежно від методики досліду активатори або інгібітори розвитку бактерій (табл.).

Таблиця

Параметри якості досліджуваної води

№ графіка на рис. 2	Параметри якості розчину					
	pH	Fe ²⁺ , мг/дм ³	Лужність, ммоль/дм ³	O ₂ , мг/дм ³	Na ₂ CO ₃ , мг/дм ³	ПГМГ, мг/дм ³
Слабокислі імітаційні водні розчини pH 5,5 – 6,5						
1	6,0	31,0	1,3	2,0 – 3,0	-	-
2	6,5	43,8	1,3	1,0	-	-
3	6,5–6,7	41,3	1,4	1,4	40	-
4	6,0–6,2	45,0	1,5	1,0	40	-
5	5,85	41,0	0,8	1,0	40	2·10 ⁻⁶
6	6,3	38,0	2,7	1,7	80	-
7	6,3	40,0	2,7	1,7	60	-
8	6,0–6,2	38	1,5	0,8	-	-

Концентрації заліза Fe²⁺ та Fe_{заг} визначали як у фільтраті, так і на паперовому фільтрі «синя стрічка», розташовуючи його після фільтрації відповідного об'єму проби у чашці Петрі з розчином 1:1 HCl. Проводячи порівняння з кінетикою видалення Fe²⁺ з розчину за безреагентною схемою (досліди № 1, 2 і 8 табл. 1 та рис. 2), можна зробити такі висновки: при однакових значеннях бікарбонатної лужності води 1,3–1,5 ммоль/дм³ і концентрації розчиненого кисню (0,8–1,0 мг/дм³), при різних значеннях величин pH (у досліді № 2 pH = 6,5; у досліді № 8 pH = 6,0) ефективність очищення за проміжок часу 6–10 хвилин є приблизно однаковою з деякими подальшим збільшенням на 4–15 % при pH = 6,0 у проміжки часу 30–60 хвилин. Це пояснюється тим, що в цьому випадку зберігається більша кількість іонів Fe²⁺, які виступають донорами електронів, необхідних для проведення процесу дихання автотрофів *Gallionella*. При цьому збільшення концентрації кисню у розчині від (0,8–1,0 до 2,0 мг/дм³) істотно не впливає на процес окислення Fe²⁺ у слабокислому середовищі з низьким лужним резервом, при підвищених концентраціях Fe²⁺ (30 – 43 мг/дм³).

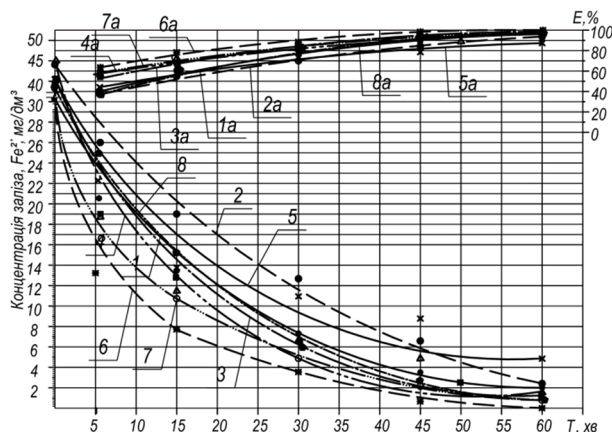


Рис. 2. Кінетика та ефективність очищення слабкокислих залізомістких підземних вод у завислому шарі матриксів залізобактерій залежно від часу контакту та параметрів якості вхідної води. Номери графіків відповідають параметрам якості води в табл. 1

При додаванні додаткового джерела неорганічного вуглецю ($\text{Na}_2\text{CO}_3 = 40 \text{ мг/дм}^3$) і одночасній підтримці величини рН розчину в межах 6,0–6,2 і лужності $1,5 \text{ ммоль/дм}^3$, за допомогою коригуванням розчином HCl (рис. 2 крива 4) відбувається збільшення ефективності видалення іонів Fe^{2+} в перші 30 хвилин у порівнянні з безреагентними схемами (№ 1, 2, 8 табл. 1) на 19% з подальшим вирівнюванням швидкості процесу в проміжок часу від 45 до 60 хвилин (рис. 2 криві 1, 2, 8 та 4). При переході імітата в область біля нейтральних вод (рН = 6,7 рис. 2 крива 3) з додаванням концентрації розчину $\text{Na}_2\text{CO}_3 = 40 \text{ мг/дм}^3$; та $\text{NaHCO}_3 = 12 \text{ мг}$ на $500 \text{ мл H}_2\text{O}$ та $\text{HCl} = 40 \text{ мг/дм}^3$ на 600 мл води так само спостерігалось підвищення ефективності видалення Fe^{2+} з розчину на 13–15% в перші 15 хвилин у порівнянні з безреагентною схемою. При введенні в зону реакції препарату полігексаметилenguанідину (ПГМГ) і величині бікарбонатної лужності $0,8 \text{ ммоль/дм}^3$ в слабкокислому середовищі, незважаючи на додавання 40 мг/дм^3 розчину Na_2CO_3 відбувалося деяке пригнічення процесу окиснення іонів Fe^{2+} залізобактеріями (рис.2 крива 5). Ефективність очищення в перші 15 хвилин лише на 6–8% вище, ніж у дослідях за безреагентними схемами, а починаючи з 30 хвилин відбувалося деяке гальмування швидкості реакції переходу $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$ на 10–14%, у порівнянні із безреагентними схемами. Це можна пояснити інгібуванням активності бактерій препаратом завдяки його бактерицидній активності та низькій токсичності [7], а також адсорбцією полікатіонів на поверхні матриксних структур залізобактерій, які витісняють катіони Fe^{2+} і, таким чином, гальмують перенесення електронів усередину клітини на дихальний ланцюг. Найбільший ефект виведення Fe^{2+} із зони реакції спостерігався при додаванні в розчин $80 \text{ мг/дм}^3 \text{ Na}_2\text{CO}_3$, і підвищенні величин рН і бікарбонатної лужності відповідно до величин рН = 6,5 і $2,7 \text{ ммоль/дм}^3$. У цьому випадку процес окислення Fe^{2+} відбувався за 45 хвилин при концентрації розчиненого кисню $1,5\text{--}1,7 \text{ мг/дм}^3$ (рис. 2 крива 6). У порівнянні з безреагентною схемою ефективність зростала в перші 15 хвилин на 26–19%, з подальшим зниженням швидкості проходження процесу. Таким чином, у слабкокислому середовищі, з надлишком катіонів Fe^{2+} , які є донорами електронів, що вбудовуються в дихальний механізм клітин, і нестачі розчиненого кисню для проходження реакції хімічного окислення при низькій бікарбонатної лужності (до $2,0 \text{ ммоль/дм}^3$) видалення іонів Fe^{2+} із зони реакції з подальшим утворенням біомінералів $\alpha\text{-FeOOH}$, залежить від наявності введенні достатньої кількості джерела неорганічного вуглецю, що дозволяє будувати залізобактеріям нову клітинну масу. Оптимальна швидкість окислення Fe^{2+} спостерігається при величинах рН = 6,0–6,5, бікарбонатній лужності $2,0\text{--}2,7 \text{ ммоль/дм}^3$ і концентрації розчину Na_2CO_3 $60\text{--}80 \text{ мг/дм}^3$.

За результатами проведених лабораторних та виробничих досліджень нами була зроблена та впроваджена в робочі проекти технологічна схема (рис. 3), яка базується на використанні комплексного біофізико-хімічного методу очищення.

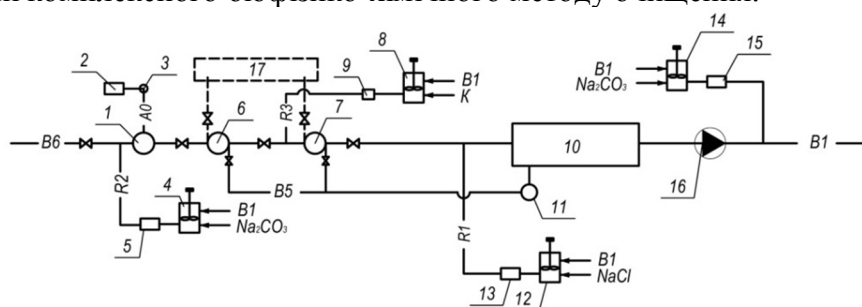


Рис. 3. Планова технологічна блок-схема очищення слабокислих підземних вод з низьким лужним резервом:

- 1 – напірний змішувач; 2 – компресор; 3 – ресивер; 4, 14 – розчинно-витратні баки кальцінованої соди; 5, 15 – насоси дозатори кальцінованої соди; 6 – напірний біореактор; 7 – напірний фільтр; 8 – витратний бак розчину коагулянту; 9 – насос дозатор коагулянту; 10 – РЧВ; 11 – промивний насос; 12 – витратний бак розчину гіпохлориту натрію; 16 – насоси другого підйому; 17 – блок обробки відпрацьованих промивних вод та збору осаду біомінералів заліза

Базовою відмінністю від існуючих схем, які працюють за методом фізико-хімічного очищення є: 1) використання біореакторів із закріпленими консорціумами бактерій; 2) зменшення концентрації розчиненого у воді кисню до 3–4 мг/дм³; 3) відсутність необхідності дегазації води від розчиненого діоксиду вуглецю, який використовується залізо-бактеріями роду *Gallionella* як єдине джерело вуглецю для побудови клітинної біомаси; 4) використання продуктів метаболізму бактерій роду *Leptothrix* у слабокислому середовищі біореактору для окиснення органічних сполук за реакцією Фентона; 5) можливості регулювання швидкості біохімічного процесу шляхом коригування величин бікарбонатної лужності, рН та концентрації неорганічного вуглецю; 6) збільшенню тривалості фільтроциклу за рахунок накопичення у міжпоровому просторі контактного завантаження біореактору біомінералів γ – FeOОН, кристалічна форма яких є більш компактною ніж аморфного осаду Fe(OH)₃ який утворюється в результаті застосування методу спрощеної аерації та фільтрування.

Введення розчину коагулянту, оксихлориду алюмінія, у дозах 10–15 мг/дм³ дозволяє прискорити процес очищення води від колоїдних домішок. При концентраціях вихідного заліза у підземних водах до 30 мг/дм³ швидкість фільтрування на біореакторах рекомендується підтримувати в межах 3–5 м/год.

Для запобігання повторного забруднення агресивного фільтрату продуктами корозії водопровідної мережі, в технологічній схемі, передбачено проведення його стабілізаційної обробки.

Отримані результати дозволяють констатувати перспективність впровадження комплексного біофізико-хімічного методу очищення підземних слабокислих вод із досягненням необхідних параметрів якості води в системах водопостачання та водокористування об'єктів продуктивністю до 1000 м³/добу.

Висновки і пропозиції.

1. На основі проведених експериментальних досліджень визначені шляхи інтенсифікації існуючих методів очищення різних за класами якості підземних вод.

2. Встановлено, що використання біохімічного методу дозволяє проводити процес знезалізнення підземних слабокислих вод при концентраціях розчинного кисню 0,8-1,0 мг/дм³ та розчинного заліза до 40 мг/дм³.

3. Доведено, що використання розчину кальцінованої соди підвищує швидкість біохімічних реакцій, а застосування ПГМГ навпаки гальмує процес.

4. Запропонована за результатами лабораторних та виробничих досліджень технологія дозволяє не тільки проводити очищення слабокислих (рН 5,5–6,5) підземних вод з низьким (до 2,0 ммоль/дм³) лужним резервом від сполук заліза (до 30 мг/дм³), мангану (до 0,5 мг/дм³), азот амонійного (до 2,5 мг/дм³), вільного диоксиду вуглецю (до 80 мг/дм³), розчинних органічних сполук (до 7 мгО₂/дм³), кольоровості (до 50 град. ПКШ), але й проводити стабілізаційну обробку фільтрату, коригуючи величини рН – Eh середовища, бікарбонатної лужності, концентрації іонів Ca²⁺.

Список використаних джерел

1. Золотова Е. Ф. Очистка воды от железа, марганца, фтора и сероводорода / Е. Ф. Золотова, Г. Ю. Асс. – М. : Стройиздат, 1975. – 176 с.
2. Орлов В. О. Знезалізнення підземних вод спрощеною аерацією та фільтруванням : [монографія] / Валерій Олегович Орлов. – Рівне : Видавничий центр НУВГП, 2008. – 158 с.
3. *Технические записки по проблемам воды* : пер. с англ. В 2 т. Т. 1 / [Барак К., Бебен Ж., Бернар Ж. и др.] ; под ред. Т. А. Карюхиной, И. Н. Чурбановой. – М. : Стройиздат, 1983. – 607 с.
4. Mouchet P. From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France / P. Mouchet // Journal of the American Water Works Association. – 1992. – Vol. 84, no 4. – Pp. 158–167.
5. Cameron I. New frontier – biological iron and manganese removal from drinking water / I. Cameron, F. Bourguine // International Congress on Local Government Engineering and Public Works: Incorporating the 10th National Local Government Engineering Conference, Sydney, Australia, 22-26 August 1999. – 110 p.
6. Iron and manganese removal by iron bacteria in groundwater / T. Tamura, T. Tsunai, Y. Ishimaru, A. Nakata // Suido Kyokai Zasshi (J. Japan Water Works Assoc.). – 1999. – No. 68. – Pp. 1–13.
7. Differential sensitivity of microorganisms to polyhexamethyleneguanidine / Lysytsya, A. V., Mandygra, Y. M., Bojko, O. P., Romanishyna, O. O., Mandygra, M. S. // *Microbiologichny zhurnal*. – 2015. – № 77 (5). – Pp. 11–19.

References

1. Zolotova, E.F., Ass, H.Yu. (1975). *Ochistka vody ot zheleza, marhantsa, flora i serovodorodan [Water purification from iron, manganese, fluorine, and hydrogen sulfide]*. Moscow: Stroiizdat (in Russian).
2. Orlov, V.O. (2008). *Znezaliznennia pidzemnykh vod sproshchenoiu aeratsiieiu ta filtruvanniam [Simplified iron removal of underground water aeration and filtration]*. Rivne: Vydavnychiy tsentr NUVHP (in Ukrainian).
3. Barak K., Beben Zh., Bernar Zh. et al., Kariukhina, T.A., Churbanova, Y.N. (ed.) (1983). *Tekhnicheskie zapiski po problemam vody [Technical notes on water issues]* (Vol. 1). Moscow: Stroiizdat (in Russian).
4. Mouchet P. (1992). From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France. *Journal of the American Water Works Association*, vol. 84, no 4, pp. 158–167.
5. Cameron, I., Bourguine, F. New frontier - biological iron and manganese removal from drinking water (1999). International Congress on Local Government Engineering and Public Works: *Incorporating the 10th National Local Government Engineering Conference*, Sydney, Australia, 22-26 August 1999.
6. Tamura, T., Tsunai, T., Ishimaru, Y., Nakata, A. (1999). Iron and manganese removal by iron bacteria in groundwater. *Suido Kyokai Zasshi* (J. Japan Water Works Assoc.), no. 68, pp. 1–13.
7. Lysytsya, A. V., Mandygra, Y. M., Bojko, O. P., Romanishyna, O. O., Mandygra, M. S. (2015). Differential sensitivity of microorganisms to polyhexamethyleneguanidine. *Microbiologichny zhurnal*, 77(5), 11-19.

UDC 628.15

Alexander Kvartenko

WAYS OF INTENSIFICATION OF METHODS OF CLEANING MULTICOMPONENT UNDERGROUND WATER

Urgency of the research. The existing stations of deferrization built mainly by the technology of simplified aeration and filtration are unable to remove from water dissolved organic, ferrum-organic compounds, ammonium nitrogen, and also mineral complexes of ferrum in natural weakly acidic waters with low alkaline reserve. Besides, the existing stations do not foresee the stabilizing processing of filtrate with the aim of supplying the population with water of drinking quality.

Target user. The determination of ways to intensify existing methods of treating underground multi-component waters.

Actual scientific researches and issues analysis. To study the comprehensive method of biophysico-chemical purification of weak acidic underground waters with low alkaline reserve. To show the advantage of the biochemical method of treatment over standard physico-chemical methods.

Uninvestigated parts of general matters defining. The analysis carried out of the present stage of technologies of water treatment for underground waters testifies to their variability concerning ferrom compounds in neutral waters with normal alkaline reserve under the absence of anthropogenic factors and inhibitors of oxidization (ammonium nitrogen, phenols, humin acids, dissolved organic compounds, hydrogen sulphide, aggressive carbon dioxide). Then as with the presence of the said ingredients existing technologies cannot render to water proper qualities.

The statement of basic materials. To factors of the exterior influence upon the acceleration of processes of underground waters treatment we are to refer: the impact of the action of constant magnetic field (CMF) of various stress on the development of microorganisms consortiums in bioreactors; the impact of the action of hydrodynamic cavitation on the destruction of complicated organic compounds; the impact of the action of different doses of reagents both as activizers (Na_2CO_3) and inhibitors on the processes of biochemieal deferrization, the correction of values of biocarbonate alkalinity, pH-Eh of medium; the stabilization processing of filtrate. In this work the influence is considered of activizers and inhibitors on the process of the biochemical treatment of weak acidic ferrum containing waters with low kaline reserve.

Conclusion. It is determined that the use of the biochemical method allows to carry out the process of deferrization of underground weak acidic waters under the concentration of dissolved oxygen 0,8–1,0 mg/dm^3 and of dissolved ferrum up to 40 mg/dm^3 . It is proved that the use of the solution of soda ash increases the rate of biochemical reactions and the use of polyhexamethylene guanidine just the opposite hinders the process. The suggested technology permits to carry out the purification of weak acidic (pH 5,5–6,5) underground waters with low (up to 2,0 mole/dm^3) alkaline reserve from ferrom compounds (up to 30 mg/dm^3), manganese (up to 0,5 mg/dm^3), ammonia nitrogen (up to 2,5 mg/dm^3), free carbon dioxide (up to 80 mg/dm^3), dissolved organic compounds (up to 7 mgO_2/dm^3).

Key words: ecologically safe use of multicomponent groundwater; iron bacteria matrix; stabilizing water treatment.

Fig.: 3. Tabl.: 1. Bibl.: 7.

УДК 628.15

Александр Квартенко

ПУТИ ИНТЕНСИФИКАЦИИ МЕТОДОВ ОЧИСТКИ МНОГОКОМПОНЕНТНЫХ ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Подземные воды являются основным источником питьевого водопользования для малых населенных пунктов и большинства городов Северо-Западных областей Украины. По результатам мониторинга качества подземных вод в 85 населенных пунктах Северо-Западных областей Украины установлена необходимость в их комплексной очистке от соединений железа, азота аммонийного, растворимой органики, фенолов. Анализ существующих технологий указал на невозможность комплексного извлечения указанных ингредиентов и обеспечения населения водой питьевого качества. Работа посвящена решению данной проблемы. Для интенсификации работы действующих станций обезжелезивания, работающих по методу упрощенной аэрации фильтрования для очистки слабокислых железосодержащих вод с низким щелочным резервом, предложены к внедрению усовершенствованные технологии, основанные на применении модифицированного комплекса биофизико-химических методов водоочистки.

Ключевые слова: экологически безопасное использование многокомпонентных подземных вод; матриксы железобактерий; стабилизационная обработка воды.

Рис.: 3. Табл.: 1. Библ.: 7.

Квартенко Олександр Миколайович – кандидат технічних наук, доцент, доцент кафедри водопостачання, водовідведення та бурової справи, Національний університет водного господарства та природокористування (вул. Соборна, 11, м. Рівне, Україна, 33028, Україна).

Квартенко Александр Николаевич – кандидат технических наук, доцент, доцент кафедры водоснабжения, водоотведения и бурового дела, Национальный университет водного хозяйства и природопользования (ул. Соборная, 11, г. Ровно, 33028, Украина).

Kvartenko Alexander – PhD in Technical Sciences, Associate Professor, Associate Professor of Department of Water Supply, Water Disposal And Drilling Engineering, National University of Water and Environmental Engineering (11 Soborna Str., 33028 Rivne, Ukraine).

E-mail: o.m.kvartenko@nuwm.edu.ua

ORCID: <http://orcid.org/0000-0001-5634-1128>