

БІОТЕХНОЛОГІЯ КОМПЛЕКСНОГО ОЧИЩЕННЯ БАГАТОКОМПОНЕНТНИХ ПІДЗЕМНИХ ВОД

Олександр Квартенко¹, Лариса Саблій²

¹Національний університет водного господарства та природокористування,
вул. Соборна 11, м. Рівне, 33028

² Національний технічний університет України «Київський політехнічний інститут
імені Ігоря Сікорського», Солом'янський район, пр-т Перемоги, 37, м. Київ, 03056

¹ докт. техн. наук, доцент, o.m.kvartenko@nuwm.edu.ua, orcid.org/0000-0001-5634-1128

² докт. техн. наук, професор, larisasablii@ukr.net, orcid.org/0000-0003-4217-3535

DOI: 10.32347/2524-0021.2020.33.26-33

Анотація. Підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка містить іони важких металів (ІВМ), легкоокиснювані органічні сполуки, гумінові кислоти, розчинені гази, азот амонійні сполуки (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), феноли, фосфати.

Більшість з існуючих в Україні станцій очищення підземних вод було введено в експлуатацію в середині 70-х років ХХ століття за технологією фільтрування із спрощеною аерацією, яка не передбачала комплексного видалення наведених вище забруднень. Тому у сучасних умовах актуальним завданням є розробка нових енерго- та ресурсозберігаючих технологій, які б забезпечили комплексне очищення підземних вод.

Метою роботи є проведення аналізу сучасних технологій, які базуються на біохімічному методі очищення підземних вод, вибору раціональних величин параметрів середовищ, необхідних для росту й розвитку найбільш розповсюджених у світі груп феробактерій, а також виявлення механізмів процесів комплексного біологічного очищення підземних вод від сполук феруму, амонійного нітрогену, розчинених органічних речовин, які містяться у таких водах, в контактному завантаженні біореакторів.

В роботі наведено аналітичний огляд існуючих станцій біологічного знезалізнення, введених в експлуатацію в різних країнах світу. Наведено види феробактерій та характеристика їх природних середовищ. Розглянуто механізми формування матричної структури *bio*-мінералів в міжпоровому просторі контактної завантаження біореактора та механізми видалення органічних та мінеральних сполук феруму, сполук амонійного нітрогену, розчинених органічних сполук при очищенні слабокислих, нейтральних та біля нейтральних підземних вод. Надана загальна характеристика запропонованої біотехнології комплексного очищення багатокомпонентних підземних вод.

Ключові слова: феробактерії; матричні структури *bio*-мінералів; біореактор; біотехнологія; підземні води

ВСТУП

Підземні води є складною багатокомпонентною системою, яка характеризується різними величинами ступеня агресивності, рН, гідрокарбонатної лужності, солевмісту, загальної твердості, перманганатної окисності, окисно-відновного потенціалу, містить іони важких металів

(ІВМ), легкоокиснювані органічні сполуки, гумінові кислоти, розчинені гази, а також сполуки, які містять азот (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), феноли, фосфати.

Більшість з існуючих в Україні станцій очищення підземних вод було введено в експлуатацію в середині 70-х років ХХ століття за технологією фільтрування із спрощеною аерацією, яка не передбачала

комплексного видалення наведених вище забруднень. Тому у сучасних умовах актуальним завданням є розробка нових енерго- та ресурсозберігаючих технологій, які б забезпечили комплексне очищення таких вод.

АНАЛІЗ ОСТАННІХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ПУБЛІКАЦІЙ

Одним із перспективних напрямків, який дозволяє вирішити це питання є впровадження біологічних методів очищення. Для видалення із підземних вод катіонів Fe^{2+} , Mn^{2+} , а також їх сполук із гуміновими кислотами, зменшення концентрації легкоокислюваних органічних речовини, амонійного нітрогену, розчиненого карбон(IV) оксиду можливо використовувати феро- та манганокиснючі бактерії [1], поверхня матричних структур яких може також бути використана для вилучення йонів важких металів (Cr^{6+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+}) [2].

Перші дані щодо можливості використання залізобактерій на водоочисних станціях наведені Танімото (1952), який описав процес видалення $Fe(II)$ на повільних піщаних фільтрах у м. Tadotsuco, Кагава, Японія [3]. Перші сучасні системи біологічного знезалізнення з використанням швидких піщаних фільтрів в Європі були розроблені та впроваджені у Франції у 80-х роках ХХ сторіччя [4]. Перша із таких станцій була побудована в Ельзасі [5], пізніше цей метод був впроваджений на очисних станціях більше ніж у 100 населених пунктах із продуктивністю від 20 до 2200 м³/год. Перші станції біологічного знезалізнення в Англії та США були змонтовані відповідно у 1987 та 1996 роках [6,7]. В м. *Yamato-Koriyama*, префектура Нара, в 2001 році була побудована станція біологічного знезалізнення в складі біореактора із завантаженням із поліефірного волокна та швидких піщаних фільтрів із швидкістю фільтрування 15 м/год [8]. У 2013 році у Південній

Африці фірмою Дегремон була спроектована та впроваджена в експлуатацію перша в цій країні станція біологічного фільтрування «*Preekstoel*» для очищення слабкокислих – кислих (рН 4,5...6,0) підземних вод із високим вмістом заліза (від 2 до 10 мг/дм³) та мангану (від 0,5 до 5,0 мг/дм³). Технологічна схема водоочисної станції складається з аераторів каскадного типу з байпасною лінією, яка контролює інтенсивність аерації та вміст розчиненого кисню у воді, піщаних швидких фільтрів першого ступеня для розвитку залізобактерій, каскадного аератора та фільтрів другого ступеня для деманганації води Mn -окиснючими бактеріями. Для коригування величини рН води схема обладнана автоматичною системою дозування розчину $NaOH$ до аераторів [16]. Середній діапазон концентрацій розчиненого кисню складає 1,0...2,0 мг/дм³ перед фільтрами першого ступеня та 5,0...6,0 мг/дм³ перед фільтрами другого ступеня. В Україні роботи з дослідження та впровадження біологічного методу знезалізнення почалися в 70-х роках ХХ сторіччя на кафедрі водопостачання та бурової справи УІВГ (НУВГП) під керівництвом професора Сафонова М.А. В табл. 1 наведені дані параметрів якості води, на яких базуються деякі закордонні технологічні схеми біологічного знезалізнення.

За результатами проведеного огляду сучасних технологій біологічного знезалізнення та деманганації (табл. 1) можна зробити висновок, що залізобактерії є дуже поширеною групою мікроорганізмів у підземних водах, які залягають від Крайньої Півночі до Африканського континенту [4,8,9,16]. Використання їх у технологіях водоочищення не викликає великих капітальних та експлуатаційних витрат, оскільки вони вже адаптовані до відповідного навколишнього середовища [4,9].

Таблиця 1. Параметри якості вихідної води на закордонних станціях біологічного знезалізнення

Table 1. Source water quality parameters at foreign biological deironing stations

Водоочисні станції	Параметри якості вихідної води				Літературні джерела
	Fe ²⁺ , мг/дм ³	Mn ²⁺ , мг/дм ³	pH	T, °C	
Salo, Finland	12-23	0,28-0,67	N/A	N/A	Seppanen (1992)
Forest Row, England	10-20	1,2-1,6	6,2-6,5	10	Dynamco
Powdermill, England	10	0,8	6,5	10	Dynamco
Paderborn, Germany	0,1- 16,3	0,26-0,84	6,9-7,7	9,8	Czekalla et al (1985)
Braunschweig – Bienrode, Germany	3,5	0,9	6,5	N/A	Czekalla et al (1985)
Pilot Plant	2,6-3,0	0,01	5,2-5,5	17	Viswanathan & Boettcher (1991)
Saints Hill, England	2,5-4,0	0,5-0,6	6,7-6,8	11	Bourguine et al (1994)
Hitura, Finland	2,46	0,35	N/A	N/A	Seppanen (1992)
Hamburg Gross Handorf, Germany	2,4	0,16	7,34	N/A	Czekalla et al (1985)
Lome, Togo	0,75- 1,1	≤ 0,03	6,15- 6,5	30-31	Mouchet (1992)
11 Plants	0,24-10,1	0,12-0,76	N/A	N/A	Hatva (1988)
Avignon, France	<1,0	≤5,0	-	10	Marchenco (2000)
Zhukovsky, Zheleznodorozhnyj	4,4-7,6 5,0	0,15-1,0 0,08	7,18 6,6	10	Zhurba M.G., Govorova Zh., Govorov O. (2003-2013)
Preekstoel, SA	2-10 (30)	0,5 - 5,0	4,5-6,0	N/A	Geoff du Toit, (2014)
м. Барнаул	1,51	0,2	5,9-6,0	1-2	Дубініна Г.А. (2014)

МЕТА ТА ЗАВДАННЯ

Проведення аналізу сучасних технологій, які базуються на біохімічному методі очищення підземних вод, вибору раціональних величин параметрів середовищ, необхідних для розвитку найбільш розповсюджених у світі груп феробактерій, а також механізмів процесів комплексного біологічного очищення підземних вод від сполук феруму, амонійного нітрогену, розчинених органічних речовин в контактному завантаженні біореакторів.

Виклад основного матеріалу. Як правило, кількість та різноманітність фізіологічних груп феробактерій залежить від фізико-хімічних параметрів якості підземних вод [11]. В умовах низької концентрації розчинених органічних сполук, присутності розчиненого карбон(IV) оксиду та постійному притоку йонів Fe²⁺ переважає масовий розвиток автотрофних феробактерій *Gallionella spp.* За наявності розчинених органічних речовин, залежно

від їх концентрації, можлива присутність гетеротрофних феро- та манганоокислюючих бактерій родів *Siderocapsa*, *Arthobacter*; із нитчастих форм – бактерій родів *Leptothrix* та *Crenothrix*, в меншій кількості – автотрофів *Gallionella fr.* Також в підземних водах можуть бути присутніми бактерії родів *Sphaerotilus*, *Metallgenium*, *Hyphomicrobium*, які одночасно окиснюють катіони Fe²⁺ та Mn²⁺.

Слід зауважити, що ареали розповсюдження бактерій роду *Gallionella* знаходяться в діапазоні величин pH – Eh відповідно 6...7 одиниць pH та 100...400 мВ; бактерій родів *Leptothrix*, *Crenothrix* – в межах pH 7,0...8,0 та Eh = –200...300 мВ.

У більшості свердловин міститься достатня кількість розчиненого карбон(IV) оксиду (CO₂) і ферум(II) гідрогенкарбонатів (Fe(HCO₃)₂), необхідних для розвитку хемолітавтотрофних бактерій роду *Gallionella*. В роботі [12] наводиться

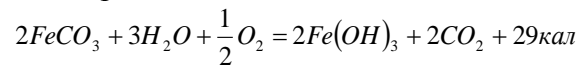
кількість бактерій виду *Gallionella spp.* у холодних водах артезіанських свердловин (до 10^3 кл/мл), тоді як кількість цього ж виду бактерій у завантаженні фільтрів збільшується до $10^6 \dots 10^7$ кл/мл. Таким чином кожен новий об'єм вихідної води, яка надходить із свердловини до біореактора, містить доволі значну кількість життєдіяльних клітин, які безперервно поновлюють активну частку бактерій в міжпоровому просторі контактної завантаження та формують пористу матриксу структуру *bio*-мінералів.

На початку роботи біореактора разом із потоком води відбувається транспортування феробактерій, сполук феруму, карбон (IV) оксиду (CO_2) до верхніх та середніх шарів контактної завантаження. Це пояснюється як неоднорідністю завантаження, так і використанням низхідного потоку води в напрямку зменшення крупності його гранул. В цей період, завдяки значній площі адсорбційної поверхні відбувається формування початкової матриксної структури за рахунок затриманих бактерій, кількість яких ще є недостатньою для повного окиснення сполук Fe^{2+} . Із кожною порцією вхідної води до контактної завантаження надходять нові бактерії, збільшуючи їх загальну кількість. Нові бактеріальні структури починають формувати свої матрикси на попередніх відкладеннях, одночасно із цим зменшуючи доступ необхідних для нормального розвитку бактеріальних консорціумів катіонів Fe^{2+} та сполук вуглецю в нижні шари, перетворюючи їх на лімітуючі фактори росту. Бактерії, які знаходяться в цих шарах, переходять у стан анабіозу. Із часом, їх активна фундація переміщується до верхніх крупногранульних шарів із розвиненою площею міжпорового простору, де із часом відбувається основне окиснення йонів $\text{Fe}(\text{II})$, розчиненої органіки, амонійного нітрогену. При збільшенні швидкості фільтрування або концентрації катіонів Fe^{2+} у вихідній воді низхідний потік буде переміщувати їх до нижніх шарів із виведенням

розміщених в них консорціумів мікроорганізмів із стану анабіозу у стан активного метаболізму.

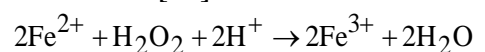
Таким чином, біореактор є гнучкою системою, яка може реагувати як на зміну гідравлічного навантаження [1], так і на зміну концентрації забруднюючих речовин, підтримуючи ефективність процесу очищення води на стабільному рівні шляхом активації бактерій, розташованих в матриксних структурах у міжпоровому просторі у стані анабіозу. По мірі накопичення в міжпоровому просторі матриксних структур разом із активною біомасою спостерігається поступове підвищення ефективності очищення води від забруднюючих інгредієнтів (рис. 1). Нижче наведено опис механізмів цих процесів.

Відповідно до даних досліджень С.М. Виноградського та М.Г. Холодного, мікроорганізми роду *Gallionella* використовують енергію окиснення ферум(II) карбонатів для асиміляції карбон(IV) оксиду (CO_2), який виступає як джерело карбону, відповідно до наступного рівняння реакції:



В роботі [13] встановлено вплив додаткового джерела неорганічного карбону у вигляді Na_2CO_3 на процеси масообміну та швидкість біохімічного окиснення сполук заліза бактеріями *Gallionella spp.* Розроблений механізм асиміляції неорганічного карбону до відновленого пентозофосфатного циклу свідчить про можливість підвищення його енергетичної потужності, прискорення циклів метаболізму та швидкості перекачування електронів через ферментативну систему клітини.

Механізм окиснення йонів Fe^{2+} бактеріями родів *Lepthothrix*, *Crenothrix* розвивається за пероксидним шляхом, який протікає в капсулах та на поверхні клітинної стінки [11]:



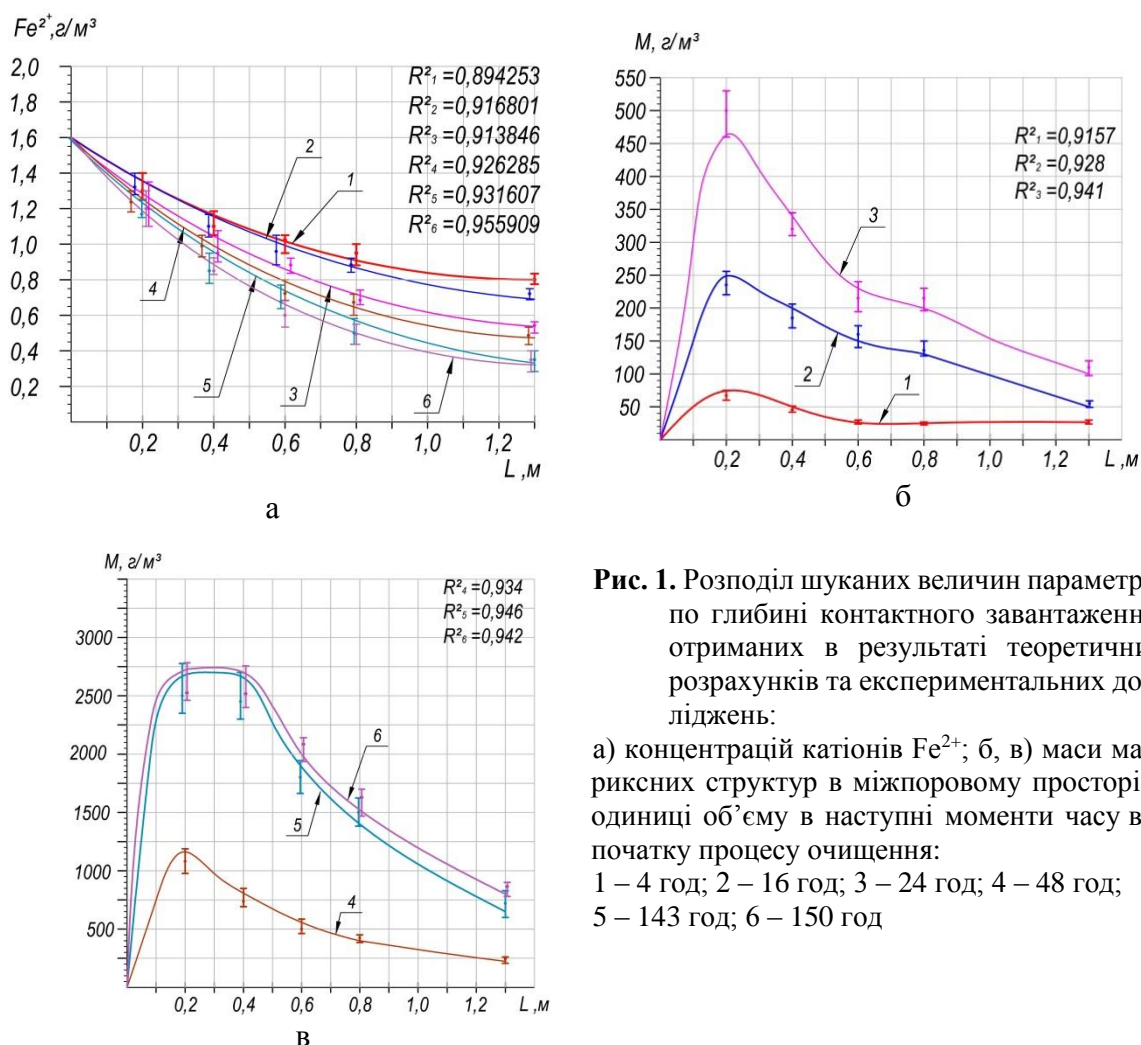
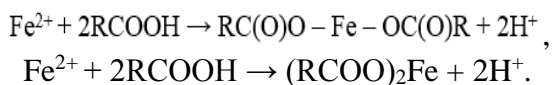


Рис. 1. Розподіл шуканих величин параметрів по глибині контактної завантаження, отриманих в результаті теоретичних розрахунків та експериментальних досліджень:

а) концентрацій катіонів Fe^{2+} ; б, в) маси матричних структур в міжпоровому просторі в одиниці об'єму в наступні моменти часу від початку процесу очищення: 1 – 4 год; 2 – 16 год; 3 – 24 год; 4 – 48 год; 5 – 143 год; 6 – 150 год

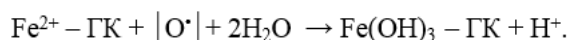
Fig. 1. Distribution of the required values of the parameters by the depth of the contact load, obtained as a result of theoretical calculations and experimental studies: a) concentrations of Fe^{2+} cations; b, c) the mass of matrix structures in the inter porous space per unit volume at the following points in time from the beginning of the purification process: 1 – 4 hours; 2 – 16 hours; 3 – 24 hours; 4 – 48 hours; 5 – 143 hours; 6 – 150 hours

Крім неорганічних сполук феруму в підземних водах знаходяться залізо-гумінові комплекси, які утворюються в результаті інфільтрації в підземні водоносні горизонти поверхневого стоку від боліт та лісових озер:



В молекулярному вигляді окиснення залізо-гумінових комплексів продуктами життєдіяльності феробактерій родів

Lepthothrix, *Crenothrix* можна показати наступним рівнянням хімічної реакції:

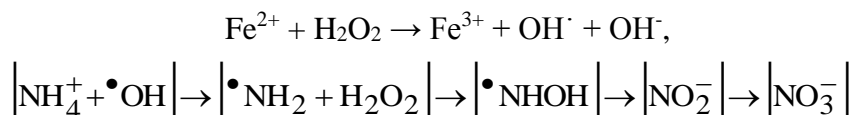


Видалення амонійного нітрогену в біореакторах також можливо представити декількома механізмами в залежності від параметрів якості води та якісного складу мікроорганізмів в підземних водах та в контактному завантаженні біореактора.

В нейтральних та біля нейтральних підземних водах, в присутності хемоліто-автотрофних бактерій роду *Gallionella*,

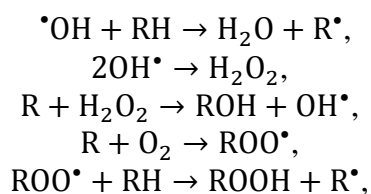
можливо розглядати процес сорбції йонів NH_4^+ на поверхні матриксних структур *bio*-мінералів, а також на клітинах самих бактерій, завдяки присутності на їх поверхні функціональних груп: PO_4^{3-} , COO^- , OH^- .

При очищенні підземних слабокислих вод, які містять бактерії роду *Leptothrix*, в



Також можливе використання амонійного нітрогену для побудови клітинної біомаси. В проведених нами дослідженнях на природних підземних водах за технологічними схемами: біореактор – фільтр; біореактор – підлучення – коагулювання – фільтрування, було зафіксовано також окиснення розчинених органічних сполук (*RH*), зокрема легкоокиснюваних органічних сполук та фенолів.

Механізм їх окиснення в слабокислому середовищі в присутності йонів Fe^{2+} , феробактерій, гідроген пероксиду, гідроксильних радикалів можливо описати наступними хімічними реакціями:



із подальшим виведенням із розчину утворених колоїдних часток за допомогою коагулянту [17]. Одним з визначальних параметрів при оптимізації процесів в системі $\text{H}_2\text{O}_2 - \text{Fe}^{2+}(\text{Fe}^{3+}) - \text{RH}$ є початкове значення рН [15].

Крім біореакторів до складу технологічного обладнання входять: аераційні пристрої, блок дозування розчину кальцинованої соди (при очищенні слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом $< 2,0$ ммоль/дм³), освітлювальні фільтри із системою гідроавтоматичної промивки, блок знезараження. Всі технологічні схеми захищені патентами України на винахід.

контактному завантаженні біореактора можливий наступний механізм взаємодії амонійного нітрогену з гідроксильними радикалами OH^\bullet , які утворюються в системі в результаті життєдіяльності цих бактерій, відповідно до реакції Фентона [14]:

ВИСНОВКИ

В результаті проведеного аналізу сучасних технологій встановлено, що метод біологічного знезалізнення та деманганізації є досить поширеним у світовій практиці очищення води. Наведені види феробактерій та характеристика їх природних середовищ свідчать про можливість їх використання в якості співтовариств в біореакторах для проведення комплексних процесів очищення підземних вод від забруднюючих інгредієнтів. Розглянуто механізми формування матриксної структури *bio*-мінералів в міжпоровому просторі контактного завантаження, а також можливі механізми видалення органічних та мінеральних сполук феруму, сполук амонійного нітрогену, розчинених органічних речовин при очищенні слабокислих, нейтральних та біля нейтральних підземних вод.

ЛІТЕРАТУРА

1. **Квартенко О.М., Саблій Л.А.** Дослідження роботи станції очищення багатокомпонентних підземних вод в умовах змін гідравлічних навантажень. Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. К.: КНУБА, 2017, 28. С. 170-176.
2. **Kvartenko A., Orlov V., Pletuk O.** Research into the biosorption process of heavy metal ions by the sediments from stations of biological iron removal. Eastern-European Journal of Enterprise Technologies, 2017, 4/10 (88). P. 37-43.

3. **Tanimoto, K.** Suido Kyokai Zasshi / K. Tanimoto // J. Japan Water Works Assoc., 1952, 213. P.19-21.
4. **Mouchet, P.** From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France/ P. Mouchet, // Journal of the American Water Works Association, 1992, 84 (4). P. 158-167.
5. **Hettler J.P.** Une Station de Defferrisation Biologique / J.P Hettler// TSN – L Eau, 1982. 481 p.
6. **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.
7. **Mouchet P.** Biological Filtration for Iron and Manganese Removal: Some Case Studies// WQTC 95 (AWWA). New Orleans LA Nov. – 1995. P. 12-16.
8. **Fujikawa Y.** Biological filtration using iron bacteria for simultaneous removal of arsenic, iron, manganese and ammonia: Application to waterworks facilities in Japan and developing countries// Y. Fujikawa, M. Sugahara, T. Hamasaki, D.Yoneda, A.Minami, Y. Sugimoto, H. Iwasaki// J. Human Environ. Studies, 2010, 9. P. 261-276
9. **Askerniia A. A.** Microbiological aspects of natural underground water deironing and demanganation/ A. A. Askerniia, A. Iu.Sorokina, G.A.Dubinina// Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika, 2014, 12. P. 14-21
10. **Zhurba M. G.** Biochemical deironing and demanganation of underground water / M. G. Zhurba, Zh. M. Govorova., A. N. Kvartenko, O. B. Govorov // Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika, 2006, 9, part 2. P. 17-23.
11. **Дубинина Г.А.** Биология железобактерий и их роль в образовании железо-марганцевых руд : автореф. на присвоение науч. степени докт. биологических наук: спец. 03.02.03 / Г.А. Дубинина. М., 1977. 64 с.
12. **Тропина Е. А.** Аппаратурно-технологическая система получения питьевой воды из подземных источников Западно-Сибирского региона: диссертация ... кандидата технических наук: 05.17.08 /Томский политехнический университет, Томск, 2007. 131 с.
13. **Kvartenko O., Gryuk I., Sabliy L.** Model of biomineralization of ferrum compounds by Gallionella cells immobilized on contact loading

- of bioreactor. Energy Engineering and Control Systems, 2017, 3 (2). P. 51-56.
14. **Deng Y., Englehardt J. D.** Treatment of landfill leachate by the Fenton process. Water Research, 2006, 40 (20). P. 3683–3694
15. **Lodha B., Sanjeev C.** Optimization of Fenton-biological treatment scheme for the treatment of aqueous dye solutions. Journal of Hazardous Materials, 2007, 148, (1-2). P. 459-466.
16. **Du Toit G.** Biological filtration for sustainable treatment of groundwater with high iron content – a case study // G. du Toit, H. Blijnaut, B. Theunissen, J. Briggs // Water SA, 2014.
17. **O. Kvartenko, L. Sabliy, N. Kovalchuk, A. Lysytsya** The use of the biological method for treating iron containing underground waters. Journal of Water and Land Development, 2018, 39 (1). P. 77-82.

REFERENCES

1. **Kvartenko, O. M., & Sabliy, L. A. (2017).** Researches of operating the station treating multi-component underground waters in conditions of changing hydraulic loadings. *Problems of Water supply, Sewerage and Hydraulic*, 28. 170-176. [in Ukrainian]
2. **Kvartenko A., Orlov V., & Pletuk O. (2017).** Research into the biosorption process of heavy metal ions by the sediments from stations of biological iron removal. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*. 4/10 (88). 37-43.
3. **Tanimoto, K. (1952).** Suido Kyokai Zasshi J. Japan Water Works Assoc., 213. 19-21.
4. **Mouchet, P. (1992).** From Conventional to Biological Removal of Iron and Manganese in France. *Journal of the American Water Works Association*, 84 (4), 158-167.
5. **Hettler J. P. (1982).** *Une Station de Defferrisation Biologique*. TSN – L Eau.
6. **Cameron I., & Bourguine F. (1999).** *New frontier – biological iron and manganese removal from drinking water*. International Congress on Local Government Engineering and Public Works: Incorporating the 10th National Local Government Engineering Conference, Sydney, Australia, 22-26 August.
7. **Mouchet P. (1995).** Biological Filtration for Iron and Manganese Removal: Some Case Studies. *WQTC 95 (AWWA) New Orleans LA*. 12-16.

8. **Fujikawa Y., Sugahara M., Hamasaki T., Yoneda D., Minami A., Sugimoto Y., & Iwasaki H. (2010).** Biological filtration using iron bacteria for simultaneous removal of arsenic, iron, manganese and ammonia: Application to waterworks facilities in Japan and developing countries. *J. Human Environ. Studies*, 9, 261-276.
9. **Askerniia A. A., Sorokina A. Iu., & Dubinina G. A. (2014).** Microbiological aspects of natural underground water deironing and demanganation. *Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika*, 12, 14-21.
10. **Zhurba M. G., Govorova Zh. M., Kvarthenko A. N., & Govorov O. B. (2006).** Biochemical deironing and demanganation of underground water. *Vodosnabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika*, 9, (2), 17-23.
11. **Dubinina G. A. (1977).** *Biologiya zhelezobakterij i ikh rol' v obrazovanii zhelezomarganczevy`kh rud*: avtoref. na prisvoenie nauch. stepeni dokt. biologicheskikh nauk: specz. 03.02.03. Moskva. [in Russian]
12. **Tropina E. A. (2007).** *Apparaturno-tekhnologicheskaya sistema polucheniya pit'evoj vody` iz podzemny`kh istochnikov Zapadno-Sibirskogo regiona*: dissertacziya ... kandidata tekhnicheskikh nauk: 05.17.08. Tomskij politekhnicheskij uni`versitet, Tomsk., 131. [in Russian]
13. **Kvarthenko O., Gryuk I., & Sabliy L. (2017).** Model of biomineralization of ferrum compounds by Gallionella cells immobilized on contact loading of bioreactor. *Energy Engineering and Control Systems*, 3 (2), 51-56. doi:10.23939/jeecs2017.02.051
14. **Deng Y., & Englehardt J. D. (2006).** Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40 (20), 3683-3694. doi:10.1016/j.watres.2006.08.009
15. **Lodha B., & Sanjeev C. (2007).** Optimization of Fenton-biological treatment scheme for the treatment of aqueous dye solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 148 (1-2), 459-466. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.02.061
16. **Du Toit G., Blignaut H., Theunissen B., & Briggs J. (2014).** *Biological filtration for sustainable treatment of groundwater with high iron content – a case study*. Water SA.
17. **Kvarthenko O., Sabliy L., Kovalchuk N., & Lysytsya A. (2018).** The use of the biological method for treating iron containing underground waters. *Journal of Water and Land Development*, 39 (1), 77-82. doi:10.2478/jwld-2018-0061

Biotechnology complex treatment of multi-component groundwater

Oleksandr Kvarthenko, Larysa Sabliy

Abstract. Groundwater is a complex multicomponent system characterized by the content of heavy metal ions, organic compounds, humic acids, dissolved gases, inorganic compounds (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), phenols, phosphates. Most of the existing groundwater treatment plants in Ukraine were put into operation in the mid-1970th using simplified aeration filtration technology, which did not provide for the comprehensive removal of these contaminants.

The aim of the work is to analyze modern technologies based on the biochemical method of groundwater treatment, selection of rational values of environmental parameters required for growth and development of the world's most common groups of ferrobacteria, as well as identifying mechanisms of complex biological groundwater treatment of iron and ammonium compounds, nitrogen, dissolved organic matter contained in such waters, in the contact loading of bioreactors.

The paper presents an analytical review of existing biological deironing stations put into operation in different countries. The types of iron bacteria and characteristics of their natural environments are given. The general characteristic of the offered biotechnology of complex purification of multicomponent underground waters is given. The mechanisms of formation of the matrix structure of *bio*-minerals in the interporous space of the contact loading of the bioreactor and the mechanisms of removal of organic and mineral compounds of iron, ammonium nitrogen, dissolved organic compounds in the treatment of weakly acidic, neutral and near groundwater are considered.

Key words: ferrobacteria; matrix structures of *bio*-minerals; bioreactor; biotechnology; groundwater

Стаття надійшла до редакції 8.11.2020