

Олександр Квартенко, Ігор Присяжнюк

## МОДЕЛЮВАННЯ КІНЕТИКИ ПРОЦЕСУ ВИДАЛЕННЯ СПОЛУК ЗАЛІЗА В БІОРЕАКТОРІ

*Актуальність теми дослідження.* Проведений аналіз сучасних технологій очищення підземних вод показав, що одним із перспективних методів є метод біохімічного знезалізнення за допомогою залізобактерій.

*Постановка проблеми.* У зв'язку із застосуванням технології біохімічного знезалізнення підземних вод на станціях, які будуються, а також його впровадженням при реконструкції діючих станцій, постало питання щодо подальшого розвитку моделювання кінетики процесу видалення сполук заліза в біореакторах.

*Аналіз останніх досліджень та публікацій.* Існуючі математичні моделі видалення сполук заліза в основному описують фізико-хімічні процеси знезалізнення підземних вод за методом спрощеної аерації – фільтрування. Вирішенню цієї проблеми присвячені роботи закордонних та вітчизняних учених.

*Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми.* Моделювання кінетики процесу біохімічного вилучення сполук заліза в біореакторі за допомогою залізобактерій.

*Виклад основного матеріалу.* Внаслідок всебічного вивчення процесу біохімічного окиснення сполук заліза за допомогою залізобактерій була запропонована кінетична модель, компонентами якої були концентрації заліза, додаткового неорганічного вуглецю у вихідній воді, а також концентрації утворених біомінералів. Крім того, враховувалися середні величини біомаси мікроорганізмів як в одиниці об'єму вихідної води, так й іммобілізованої в контактному завантаженому біореакторі. На відміну від існуючих кінетичних моделей було враховано вплив залізобактерій, які знаходяться у вихідній воді, на динаміку їх розвитку в контактному завантаженому біореакторі.

*Висновки.* Запропонована біохімічна модель описує кінетичні процеси очищення води від сполук заліза залежно від зміни чисельності залізобактерій, які проходять через біореактор, а також тих, які закріплені на поверхні контактної завантаження та створених ними структурах. Комп'ютерна реалізація моделі дозволить прогнозувати зміну ефективності очищення залежно від концентрації іонів  $Fe^{2+}$ , вмісту залізобактерій, присутності додаткового джерела вуглецю, швидкості фільтрування, а також враховувати зміну показників якості вихідної води.

*Ключові слова:* залізобактерії; кінетика; конвективний перенос; сполуки заліза; структури біомінералів.

Бібл.: 17.

**Постановка проблеми.** Проведений аналіз сучасних технологій очищення підземних вод [1; 2] показав, що одним із перспективних методів є метод біохімічного очищення води від сполук заліза. Моделюванню кінетики процесу біохімічного вилучення сполук заліза за допомогою залізобактерій приділялося менше уваги, ніж традиційним методам.

**Аналіз останніх досліджень та публікацій.** Існуючі математичні моделі видалення сполук заліза за ступенем врахування різноманітних факторів і процесів можна поділити на декілька груп. До першої групи віднесемо моделі, які описують лише кінетику процесу окиснення  $Fe^{2+}$ . Цей тип моделей представлено в роботах Stumm та Lee, 1961 [3], Olson та Twardowski, 1975; Tamuro, 1976 [4] та інших. Аналізуючи моделі першої групи можна зробити висновок, що вони в основному є двокомпонентними. Так, у моделі, представленій у 1961 році Stumm та Lee [3], було зазначено, що швидкість окиснення іонів  $Fe^{2+}$  в бікарбонатних розчинах передусім залежить від концентрації іонів  $Fe^{2+}$ , а також від величини рН.

Дослідження (Tamuro, 1976) [4] показали, що за наявності  $Fe(III)$ , окиснення  $Fe(II)$  відбувається паралельно за двома напрямками. Перший – гомогенні реакції окиснення  $Fe^{2+}$  у водному розчині киснем повітря. Другий – гетерогенне окиснення  $Fe^{2+}$  на поверхні осаду  $Fe(OH)_3$ . Ефективність процесу, за даними (Tamuro 1976), стає помітною при концентраціях  $Fe^{3+}$ , які перевищують 5...10 мг/дм<sup>3</sup>. В області близькій до нейтральних значень рН більшість заліза (III) знаходиться у формі осаду гідроксиду з позитивним зарядом. Отже,  $OH^-$  залучається у дифузійний шар, тому рН дифузійного шару пластівців осаду заліза (III) вища, ніж у решті об'єму водного розчину. Ваггу та ін. (1994) [5] представили інший загальний вираз кінетики окиснення  $Fe^{2+}$  із урахуванням гомогенного окиснення, абіотичного гетерогенного каталізу, біологічного процесу окиснення та інших механізмів:

$$\frac{-d[Fe(II)]}{dt} = \left\{ k_0 [Fe^{2+}] + k_1 [Fe(OH)^+] + k_2 [Fe(OH)_2] \right\} pO_2 + k_3 A \cdot [Fe^{2+}] [OH^-]^2 \cdot pO_2 + (1) \\ + k_4 [Bacteria] [Fe^{2+}] [OH^-]^2 \cdot pO_2 + R_{other},$$

де  $k_0, k_1, k_2$  – константи швидкості реакцій першого порядку в гомогенному середовищі, з поправкою на присутність ліганд і каталізаторів, які діють у процесі гомогенного окиснення ( $c^{-1} \text{атм}^{-1}$ );  $k_3$  – загальна константа швидкості гетерогенних абіотичних процесів ( $c^{-1} \text{атм}^{-1}$ );  $A$  – площа, на якій відбувається абіотичне окиснення,  $m^2$ ;  $k_4$  – константа швидкості реакції для деяких бактерій;  $[Bacteria]$  – концентрація бактерій (кл/л);  $R_{other}$  – швидкість окиснення, пов'язана з процесами, які не є явними.

До другого типу слід віднести відому модель знезалізнення [6], яка згідно з аналітичним розв'язком, представленим у [8], може описувати роботу споруд лише на початковому етапі фільтроциклу.

До найбільш складного типу відносяться багатокомпонентні моделі, які описують різні процеси фізико-хімічного знезалізнення підземних вод. Найбільш сучасними з них є моделі, розроблені під керівництвом професора О. Я. Олійника, зокрема представлені в роботах [7; 8]. Модель, представлена в роботі [7], описує динаміку процесу знезалізнення води на швидких фільтрах при сталих значеннях швидкостей фільтрування. Модель враховує вплив процесів масопереносу, кінетики обміну та різноманітних трансформацій, які відбуваються як у рідкій, так і у твердій фазах системи відносно  $Fe^{2+}$ , кисню, різних форм  $Fe(OH)_3$ .

У роботі [8] представлена модель, яка складається із двох взаємопов'язаних блоків: гідродинамічного та динаміки сполук заліза у фільтруючому пористому середовищі. Модель враховує зміну гідравлічних властивостей завантаження фільтрів, нестационарність процесу знезалізнення, різні моделі кінетики масообміну, процеси гомогенно-гетерогенного окиснення заліза киснем.

У роботі [9] авторами представлена сучасна кінетична модель фізико-хімічного знезалізнення підземних вод на фільтрах, яка враховує масопередачу для двох форм заліза, відображає інтенсифікацію його видалення під впливом утвореного осаду, передбачає безвідривне фільтрування, враховує обмеженість сорбційного ресурсу.

Представлені в огляді моделі вітчизняних вчених є частиною їх сучасних розробок в даному напрямку.

**Виділення не вирішених раніше частин загальної проблеми.** Проведений аналіз сучасного стану кінетичних моделей свідчить про їх різноманіття в основному за абіотичним методом процесу окиснення сполук заліза. Тоді як біохімічному методу приділялося менше уваги. Врахування в моделі біохімічних характеристик процесу дозволить прогнозувати зміну ефективності очищення за цим методом залежно від концентрації іонів  $Fe^{2+}$ , вмісту залізобактерій, присутності додаткового джерела вуглецю, встановлювати час роботи біореактора між промивками.

**Мета статті.** Головною метою цієї роботи є розробка моделі процесу кінетики біохімічного видалення сполук заліза в біореакторі.

**Виклад основного матеріалу.** Як відомо, наявні в підземних водах залізобактерії, в результаті своєї життєдіяльності, створюють пористі чохла у вигляді нанотрубок однакового діаметра *Leptothrix* [10], або спіралеподібні структури – *Gallionella* [12; 14]. Поступово з окремих чохла залізобактерій у міжпоровому просторі контактного завантаження починає формуватися пориста структура із біомінералів  $\gamma\text{-FeOOH}$  [11; 12], яка із часом заповнює весь міжпоровий простір і через яку конвективно проходить потік. Спіралеподібні чохла *Gallionella* та оболонки бактерій *Leptothrix* згідно з [12; 13] можна розглядати як своєрідні полімерні матриксні структури біомінералів. Із потоку води на існуючій структурі біомінералів відбувається іммобілізація залізобактерій, які з ча-

сом починають формувати нові матриксні структури. Крім того, кожна нова порція води, яка омиває чохли із закріпленими бактеріями, приносить розчинені сполуки заліза, вуглецю, кисню створюючи комфортні умови для розвитку залізобактерій. Збільшення об'єму матриксних структур біомінералів у міжпоровому просторі призводить до її поступової міграції із низхідним потоком води до нижніх шарів. Запропонована кінетична модель стосується виключно етапу створення та розвитку структур із біомінералів у міжпоровому просторі біореактора. До складу моделі входять шість взаємопов'язаних диференціальних рівнянь. Модель враховує такі компоненти: концентрації іонів заліза, неорганічного вуглецю, матриксних структур – біомінералів, утворених у двох фазах, а також середні величини біомаси залізобактерій як в одиниці об'єму вихідної води, так і іммобілізованої в контактному завантаженні біореактора.

$$\sigma B_t = W(x, t)B - v(x) \cdot B_x - \gamma(x, t)H(x, t) - \chi B, \quad (2)$$

$$U_t = W(x, t)U + \gamma(x, t) \cdot H(x, t) - \chi U, \quad (3)$$

$$\sigma C_t = -v(x) \cdot C_x - \alpha_1 W(x, t)B - \alpha_2 W(x, t)U, \quad (4)$$

$$\sigma F_t = -v(x) \cdot F_x - \beta_1 W(x, t)B - \beta_2 W(x, t)U - R_{chem} - R_{other}, \quad (5)$$

$$\sigma S_t = -v(x) \cdot S_x - k_1 S + k_2 M + \eta_1 W(x, t)B, \quad (6)$$

$$M_t = k_1 S - k_2 M + \eta_2 W(x, t)U, \quad (7)$$

$$H(x, t) = \begin{cases} B(x, t), & \text{якщо } B(x, t) < B_*^* - U(x, t), \\ B_*^* - U(x, t), & \text{якщо } B(x, t) \geq B_*^* - U(x, t), \end{cases} \quad (8)$$

Рівняння (2–5) описують відповідно процес біохімічно-абіотичного окиснення сполук заліза за допомогою консорціумів залізобактерій, закріплених як на поверхні стаціонарної каталітичної оболонки зерен, так і на матриксних структурах біомінералів в міжпоровому просторі контактної завантаження, а також тих, які вільно переміщуються в міжпоровому просторі разом із потоком води, яка підлягає очищенню. Рівняння (6, 7) описують процеси накопичення–переносу утворених у процесі роботи біореактора матриксних структур по висоті контактної завантаження біореактора. На відміну від існуючих кінетичних моделей, у запропонованій моделі було враховано вплив чисельності залізобактерій, які знаходяться у вихідній воді, на динаміку їх розвитку в контактному завантаженні біореактора.

**Опис диференціальних рівнянь моделі.** Рівняння (2) дозволяє враховувати процес біохімічного окиснення сполук заліза за рахунок незакріплених мікроорганізмів, які надходять із підземного джерела водопостачання [14], залежно від концентрацій іонів гідрокарбонату заліза та розчиненого неорганічного вуглецю, швидкості потоку. По мірі руху води вздовж контактної завантаження відбувається процес іммобілізації бактерій як на поверхні його гранул, покритих первинною стаціонарною оболонкою, так і на утворених бактеріями структурах біомінералів у міжпоровому просторі. Рівняння (3) описує динаміку приросту залізобактерій, закріплених на структурах біомінералів, із урахуванням швидкості їх іммобілізації ( $\gamma(x, t) = k \cdot f(M)$ ) із водного середовища. Коефіцієнт швидкості іммобілізації бактерій, відповідно до досліджень [15], залежить від іонної сили розчину та від концентрації створених біомінералів. Відмирання бактерій описано в рівняннях (2, 3), але враховуючи тривалість розвитку фази експотенціального розвитку культури *Gallionella* [16] та тривалості робочого циклу біореактора між промивками у розрахунках не враховується. Рівняння (4) описує конвективне перенесення по висоті завантаження додаткового джерела неорганічного вуглецю із наступною асиміляцією бактеріями роду *Gallionella*. Конвективне перенесення іонів  $Fe^{2+}$ , по глибині контактної завантаження, із одночасним окисненням закріпленими та незакріпленими консорціумами залізобактерій

описується рівнянням (5). Рівняння (6) описує утворення структур біомінералів незакріпленими залізобактеріями в процесі їх життєдіяльності із урахуванням накопичення в міжпоровому просторі, конвективного перенесення у нижні шари контактного завантаження із подальшим прилипанням до існуючих матриксних агломерів. Процес утворення структур біомінералів закріпленими залізобактеріями з урахуванням збільшення їх концентрації у часі, перенесенням відірваних структур із наступним захопленням їх із потоку та переведенням до статичного стану із поступовим заповненням об'єму міжпорового простору описується рівнянням (7).

#### Опис складових компонентів диференціальних рівнянь.

Перша складова рівняння (2)  $W$  – швидкість росту мікроорганізмів згідно з рівнянням Моно:

$$W(x, t) = \frac{\mu_{\max} F \cdot C}{(F + K_F)(C + K_C)}, \quad (9)$$

де  $\mu_{\max}$  – максимальна питома швидкість росту мікроорганізмів, год<sup>-1</sup>;  $F$  – концентрація двовалентного заліза у вихідній воді, мг/дм<sup>3</sup>;  $C$  – концентрація додаткового джерела неорганічного вуглецю, мг/дм<sup>3</sup>;  $K_F$ ,  $K_C$  – константи насичення.

Інші складові рівнянь:  $B$  – середня величина біомаси залізобактерій в одиниці об'єму вихідної води, яка проходить через біореактор мг/дм<sup>3</sup>;  $v$  – швидкість потоку в біореакторі, м/год;  $\gamma$  – функція швидкості іммобілізації залізобактерій на структурі біомінералів та первинну стаціонарну оболонку контактного завантаження; функція  $H(x, t)$  встановлює зв'язок між концентраціями  $V(x, t)$  та  $U(x, t)$  (зокрема залежність між кількостями вилучених із рідини та іммобілізованих на структурах біомінералів бактерій);  $\chi$  – кількість відмерлих бактерій, кл/мл;  $U$  – середня величина біомаси залізобактерій, іммобілізованих на поверхні первинної стаціонарної оболонки контактного завантаження та структур біомінералів міжпорового простору, мг/дм<sup>3</sup>;  $\alpha_1$ ,  $\alpha_2$  – коефіцієнти масової частки неорганічного вуглецю, необхідного для побудови 1 г клітинної біомаси;  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  – коефіцієнти масової частки іонів  $Fe^{2+}$ , необхідних для побудови 1 г клітинної біомаси;  $R_{chem}$  – складова, яка характеризує абіотичне окиснення,  $R_{other}$  – компонент, який враховує окиснення сполук заліза продуктами метаболізму хемогетеротрофних залізобактерій роду *Leptothrix*;  $v(x)S_x$  – компонент, який описує динаміку конвективного перенесення утворених у потоці структур біомінералів по глибині контактного завантаження;  $(-k_1S)$  – компонент, який описує адгезію матриксів, які утворилися в динаміці потоку, на попередньо створений стаціонарний матрикс у міжпоровому просторі;  $k_2M$  – компонент, який описує динаміку переходу стаціонарних структур біомінералів у рухомому потоці;  $\eta_1 W(x, t)B$  – компонент, який описує утворення в міжпоровому просторі біомінералів за допомогою бактерій;  $\eta_1$ ,  $\eta_2$  – масова частка  $Fe^{3+}$  у вигляді біомінералів ( $\gamma FeOOH$ ), яка утворюється при побудові 1 г біомаси;  $(-k_2M)$  – компонент, який описує динаміку відриву частини стаціонарного матриксу з наступним його перенесенням у потік;  $\eta_2 W(x, t)U$  – компонент, який описує утворення нових структур біомінералів за допомогою бактерій, закріплених на стаціонарних матриксах у міжпоровому просторі контактного завантаження;  $B_*$  – гранична кількість залізобактерій у матриксних структурах біореактора.

**Умови використання кінетичної моделі.** Згідно з даними, наведеними [1; 11; 14; 15; 16] біологічне окиснення заліза можливо у слабокислих та біля нейтральних водах із величинами редокс-потенціалу від -100 до 100 мВ при рН 7,5 та від 100 до 400 мВ при рН 5,5 [1], у присутності залізобактерій, при незначних концентраціях розчиненого кисню. Слід відзначити, що ефективність використання методу залежить від величин бікарбонатної лужності, рН, розчиненого кисню, чисельності залізобактерій, що вносить відповідні межі

## TECHNICAL SCIENCES AND TECHNOLOGIES

при його застосуванні. Крім того, для розвитку залізобактерій роду *Gallionella* необхідні розчинений диоксид вуглецю, а для роду *Leptothrix* – розчинені органічні сполуки.

Зауважимо, що для слабокислих вод із низькими значеннями бікарбонатної лужності ( $< 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) у присутності гумінових комплексів використання традиційних безреагентних методів є ускладненим [17].

Розроблена модель може бути модифікованою залежно від зміни зовнішніх параметрів якості природних вод.

I. При обробці слабокислих (pH = 5,5–6,5), залізомістких ( $\text{Fe}^{2+} > 0,5$  мг/дм<sup>3</sup>) підземних вод із нормальним лужним резервом ( $\text{Л} = 2\text{--}4$  ммоль/дм<sup>3</sup>), концентрацією диоксиду вуглецю ( $\text{CO}_2 > 20$  мг/дм<sup>3</sup>) та незначним вмістом розчинених органічних речовин за перманганатною окисністю  $< 5,0$  мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> можливе застосування варіанту без додаткового джерела вуглецю.

II. При обробці слабокислих підземних вод із низьким лужним резервом ( $\text{Л} < 2,0$  ммоль/дм<sup>3</sup>) з аналогічними за варіантом (I) показниками якості води рекомендується застосовувати варіант моделі із додатковим джерелом вуглецю у вигляді розчину Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>.

III. При обробці слабокислих підземних вод із величиною перманганатної окисності більше 5,0 мгО<sub>2</sub>/дм<sup>3</sup> в біореакторі буде одночасно спостерігатись наявність консорціумів залізобактерій *Gallionella* та *Leptothrix*. Останні, як відомо, використовують розчинені органічні сполуки для побудови клітинної біомаси, виділяючи при цьому пероксид водню. В цьому випадку можливе додаткове застосування компонента R<sub>other</sub>.

IV. При обробці нейтральних вод, залежно від величин Eh [1], поряд із біологічними процесами буде відбуватись і хімічне окиснення. При чому, у відповідних межах pH – Eh [1] воно поступово буде превалювати над біологічним. У цьому випадку необхідно враховувати також процес хімічного автокаталітичного окиснення.

V. При обробці підземних вод із pH  $> 7,5$  в умовах відсутності розчиненої органіки приймається, що процес хімічного окиснення буде значно превалювати над біологічним.

У процесі роботи біореактора в міжпоровому просторі контактного завантаження відбувається поступове накопичення структур біомінералів, що призводить до його кольматації, збільшення втрат напору та підвищення рівня води. У свою чергу, підвищення рівня води призводить до збільшення величини вільного напору, який компенсує втрати напору при кольматі міжпорового простору і сталій величині швидкості проходження водою контактного завантаження. При досягненні максимально допустимих величин заповнення (кольматажу) міжпорового простору контактного завантаження біореактор слід виводити до режиму промивки.

**Висновки і пропозиції.** Запропонована біохімічна модель описує кінетичні процеси очищення води від сполук заліза залежно від зміни концентрацій заліза, неорганічного вуглецю, чисельності залізобактерій у вихідній воді, а також утворення структур біомінералів закріпленими залізобактеріями з урахуванням збільшення їх концентрації у часі, перенесенням відірваних структур із наступним захопленням їх із потоку та переведенням до статичного стану із поступовим заповненням об'єму міжпорового простору. Комп'ютерна реалізація моделі дозволить прогнозувати зміну ефективності очищення залежно від концентрації іонів Fe<sup>2+</sup>, вмісту залізобактерій, наявності додаткового джерела вуглецю, швидкості фільтрування, а також враховувати зміну показників якості вихідної води.

#### Список використаних джерел

1. 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.
2. Du Toit G. Biological filtration for sustainable treatment of groundwater with high iron content – a case study / G. du Toit, H. Blignaut, B. Theunissen, J. Briggs // Water SA. – 2014.
3. Stum, W., and Lee, G. F. (1961). Oxygenation of ferrous iron, Industrial Eng. Chem. 53, 143–146.

4. *Tamura, H., Goto, K., and Nagayama, M. (1976). The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions, Corrosion science, 16, 197–297.*
5. *Barry, R. C., Schnoor, J. L., Sulzberger, B., Sigg, L., and Stumm, W. (1994). Iron oxidation kinetics in an acidic alpine lake. Wat. Res. Vol. 28, No. 2, pp. 323–333.*
6. *Станкявичус В. И. Обезжелезивание воды фильтрованием / В. И. Станкявичус. – Вильнюс : Москалас, 1978. – 117 с.*
7. *Олейник А. Я. Математическое моделирование процесса удаления железа из природных вод фильтрованием. / А. Я. Олейник, Г. И. Семенко // Химия и технология воды. – 1997. – Т. 19, № 5. – С. 451–457.*
8. *Киселев С. К. Моделирование и расчеты обезжелезивания воды на очистных фильтрах с учетом изменения гидравлических свойств загрузки : дис. канд. техн. наук : спец. 05.23.04 / Киселев Сергей Константинович ; Киевский национальный ун-т строительства и архитектуры. – К., 2000. – 161 с.*
9. *Поляков В. Л. До теорії фізико-хімічного знезалізнення підземних вод та її інформаційного забезпечення / В. Л. Поляков, С. Ю. Мартинов // Чиста вода. Фундаментальні, практичні та промислові аспекти : матеріали V Міжнародної науково-практичної конференції (26-27 жовтня 2017). – К., 2017. – С. 178–181.*
10. *Krezhav K. New materials based on biogenic iron oxides: study of composition, features and behavior Biogenic ferroxides. INAA study of laboratory cultivated and natural products of iron oxidizing bacteria (FeOB). The Second International Conference on Radiation add Dosimetry in Various Fields of Reseach. May 27–30. Faculty of Biology, Sofia University.*
11. *Søgaard, G.E. Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology / G.E. Søgaard, R. Medenwaldt, J.V. Abraham-Peskir // Water Research. – 2000. – No. 34 (10). – Pp. 2675–2682.*
12. *Suzuki, T., Hashimoto, H., Itadani, A., Matsumoto, N., Kunox, H., Takada, J. Silicon and Phosphorus Linkage with Iron via Oxygen in the Amorphous Matrix of *Gallionella ferruginea* Stalks. Applied and Environmental Microbiology. – 2012. – Vol. 78, (1). – Pp. 236–241.*
13. *Graham L.L., Harris R., Villinger W., Beveridge T.J. (1991). Freeze-substitution of Gram-negative eubacteria: general cell morphology and envelop profiles. J. Bacteriol 173: 1623–1633.*
14. *Askerniia A. A. Microbiological aspects of natural underground water deironing and demanganation / A. A. Askerniia, A. Iu. Sorokina, G. A. Dubinina // Vodospabzhenie i Sanitarnaia Tekhnika. – 2014. – No. 12. – Pp. 14–21.*
15. *Biological Processes at Saints Hill Water-Treatment Plant, Kent / F. Bourguine, M. Gennery, J.I. Chapman, H. Kerai, J.G. Green, R.J. Rap, S. Ellis, C. Gaumard // J. IWEM. – 1994. – 8 August. – Pp. 379–392.*
16. *Hallbeck L. Culture parameters regulating stalk formation and growth rate of *Gallionella ferruginea* / Hallbeck L., Pedersen K. // Journal of General Microbiology. – 1990. – № 136. – Pp. 1675–1680.*
17. *Николадзе Г. И. Обезжелезивание природных и оборотных вод / Г. И. Николадзе. – М. : Стройиздат, 1978. – 160 с.*

### References

1. 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.
2. 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*. Retrieved from <http://www.ozwater.org/sites/all/files/ozwater/079%20%20GDuToit.pdf>.
3. Stumm, W., Lee, G.F. (1961). Oxygenation of ferrous iron. *Industrial & Eng. Chem*, no. 53, pp. 143-146. Retrieved from <https://doi.org/10.1021/ie50614a030>.
4. Tamura, H., Goto, K., Nagayama, M. (1976). The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corrosion science*, no. 16, p.197-297.
5. Barry, R.C., Schnoor, J.L., Sulzberger, B., Sigg, L., Stumm, W. (1994). Iron oxidation kinetics in an acidic alpine lake. *Wat. Res.* vol. 28, no. 2, pp. 323–333.
6. Stankiavichus, V.I. (1978). *Obezzhelezivanie vody filtrovaniem [De-ironing of water by filtration]*. Vilnius: Moskalas (in Russian).

## TECHNICAL SCIENCES AND TECHNOLOGIES

7. Oleynik, A.Ya., Semenko, G.I. (1997). Matematicheskoe modelirovanie protsessa udaleniia zheleza iz prirodnykh vod filtrovaniem [Mathematical modelling of process of ferrum removal from natural waters by filtration]. *Khimiia i tekhnologiia vody – Chemistry and technology of water*, vol. 19, no. 5, pp. 451–457 (in Russian).
8. Kiselev, S.K. (2000). Modelirovanie i raschety obezzhelezivaniia vody na ochistnykh filtrakh s uchetom izmeneniia gidravlicheskikh svoistv zagruzki [Modelling and calculations of water deferrization at treatment filters considering changing hydraulic properties of loading]. *Candidate's thesis*. Kiev: Kiev National University of Building and Architecture (in Russian).
9. Polyakov, V.L., Martynov, S.Yu. (2017). Do teorii fizyko-khimichnoho znezalznennia pidzemnykh vod ta yii informatsiinoho zabezpechennia [On theory of physico-chemical deferrization of underground waters and its information support]. Proceeding from *Chysta voda. Fundamentalni, praktichni ta promyslovi aspekty: Materialy V Mizhnarodnoi naukovo-praktychnoi konferentsii – Pure water. Fundamental, applied and industrial aspects: Proceedings of the V International Scientific and Technical Conference* (Kyiv, October 26-27, 2017). Kyiv: National Technical University of Ukraine «Igor Sikorsky Kyiv Polytechnic Institute», pp. 178–181 (in Ukrainian).
10. Krezhov, K. (2014). New materials based on biogenic iron oxides: study of composition, features and behavior Biogenic ferroxides. INAA study of laboratory cultivated and natural products of iron oxidizing bacteria (FeOB). *The Second International Conference on Radiation add Dosimetry in Various Fields of Reseach, 27th – 30th May, 2014*. Nis: Faculty of Electronic Engineering, University of Nis, Serbia.
11. Søggaard, G.E., Medenwaldt, R., Abraham-Peskir, J.V. (2000). Conditions and rates of biotic and abiotic iron precipitation in selected Danish freshwater plants and microscopic analysis of precipitate morphology. *Water Research*, no. 34(10), pp. 2675–2682.
12. Suzuki, T., Hashimoto, H., Itadani, A., Matsumoto, N., Kunox, H., Takada, J. (2012). Silicon and Phosphorus Linkage with Iron via Oxygen in the Amorphous Matrix of *Gallionella ferruginea* Stalks. *Applied and Enviromental Microbiology*, vol. 78, no. 1, pp. 236–241.
13. Graham, L.L., Harris, R., Villinger, W., Beveridge, T. J. (1991). Freeze-substitution of Gram-negative eubacteria: general cell morphology and envelop profiles. *Journal of Bacteriology*, vol. 173, no. 5, pp. 1623–1633.
14. Askerniia, A. A., Sorokina, A. Iu., Dubinina, G. A. (2014). Mikrobiologicheskie aspekty protsessov obez-zhelezivaniia i demanganatcii prirodnykh podzemnykh vod [Microbiological aspects of natural underground water deironing and demanganation]. *Vodosnabzhenie i sanitarnaia tekhnika – Water Supply and Sanitary Technique*, no. 12, pp. 14–21 (in Russian).
15. Bourguine, F., Gennery, M., Chapman, J.I., Kerai, H., Green, J.G., Rap, R.J., Ellis, S., Gaudard, C. (1994). Biological Processes at Saints Hill Water-Treatment Plant, Kent. *IWEM Journal*, vol. 8, issue 4, pp. 379–391.
16. Hallbeck, L., Pedersen, K. (1990). Culture parameters regulating stalk formation and growth rate of *Gallionella ferruginea*. *Journal of General Microbiology*, no. 136, pp. 1675–1680.
17. Nikoladze, G.I. (1978). *Obezzhelezivanie prirodnykh i oborotnykh vod [Iron removal of natural and circulating waters]*. Moscow: Stroizdat (in Russian).

UDC 628.15

*Alexander Kvartenko, Ihor Prysiazhniuk*

## MODELLING THE KINETICS OF FERRUM COMPOUNDS REMOVAL IN A BIOREACTOR

**Urgency of the research.** The analysis carried out of present-day technologies for treating underground waters showed that one of the promising methods was the method of biological deferrization with the help of ferrum bacteria.

**Target setting.** In connection with the application of the technology of biochemical disinfection of groundwater at the stations under construction, as well as its implementation during the reconstruction of existing stations, the question arose about the further development of the kinetics of the removal process of iron compounds in bioreactors.

**Actual scientific researches and issues analysis.** Existing mathematical models of ferrum compounds removal describe in the main the physico-chemical processes of the deferrization of uderground waters by the method of simplified aeration-filtration. To the solution of this problem are devoted works by foreign and native scientists.

**Uninvestigated parts of general matters defining.** Modeling of the kinetics of the process of biochemical extraction of iron compounds in a bioreactor using iron bacteria.

**The statement of basic materials.** Because of the comprehensive study of the process of biochemical oxidation of iron compounds with the help of iron bacteria, a kinetic model was proposed, the components of which used concentrations of iron, additional inorganic carbon in the source water, as well as the concentration of generated biomins. In addition, the average values of biomass of microorganisms are taken into account in both unit volume of the source water and immobilized in the contact loading of the bioreactor. In contrast to the existing kinetic models, the effect of iron bacteria in the source water was taken into account, on the dynamics of their development in the contact loading of the bioreactor

**Conclusions.** The proposed biochemical model describes kinetic processes of water treatment from ferrum compounds depending on the changing concentrations of ferrum bacteria which pass through the bioreactor, and also those ones fixed on the surface of the contact loading and formed matrix structures. The computer implementation of the model will permit to foretell the change of treatment efficiency depending on the ions  $Fe^{2+}$  concentration, the content of ferrum bacteria, the availability of the additional source of carbon, the filtration rate and also to take into account changing indices of the quality of outlet water.

**Key words:** iron bacteria; kinetics; convective transport; iron compounds, matrix structures of biominerals

**Bibl.:** 17.

УДК 628.15

Александр Квартенко, Игорь Присяжнюк

## МОДЕЛИРОВАНИЕ КИНЕТИКИ ПРОЦЕССА УДАЛЕНИЯ СОЕДИНЕНИЙ ЖЕЛЕЗА В БИОРЕАКТОРЕ

По результатам проведенного анализа технологий очистки подземных вод была установлена перспективность применения биохимического метода. Существующие модели в основном описывают процессы абиотического удаления соединений железа. На основе современных концепций в работе рассмотрено моделирование процесса кинетики удаления соединений железа в биореакторе с закрепленными консорциумами железобактерий. При моделировании были учтены ряд значимых факторов: концентрации ионов  $Fe^{2+}$ , неорганического углерода, образованных железобактериями матричных структур в двух фазах, а также средние величины биомассы микроорганизмов, как в единице объема исходной воды, так и закрепленной в загрузке биореактора. Кроме того рассмотрена возможность модификации модели в зависимости от параметров качества исходной воды.

**Ключевые слова:** железобактерии; кинетика; конвективный перенос; соединения железа; структуры биоминералов.

**Библ.:** 17.

**Квартенко Александр Николаевич** – кандидат технических наук, доцент, доцент кафедры водопостачання, водовідведення та бурової справи, Національний університет водного господарства та природокористування (вул. Соборна, 11, м. Рівне, 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:** as-755@rambler.ru

**Присяжнюк Ігор Михайлович** – кандидат технических наук, доцент, доцент кафедры вищої математики, Рівненський державний гуманітарний університет (вул. Степана Бандери, 12, м. Рівне, Україна).

**Присяжнюк Игорь Михайлович** – кандидат технических наук, доцент, доцент кафедры высшей математики, Ровенский государственный университет (ул. Степана Бандеры, 12, м. Ровно, Украина).

**Prysiazhniuk Ihor** – PhD in Technical Sciences, Associate Professor, Associate Professor of Department of Higher Mathematics, Rivne State Humanitarian University (12 Stepan Bandera Str., Rivne, Ukraine).

**E-mail:** Igorpri79@gmail.com