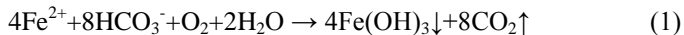


ВИБІР МЕТОДА ЗНЕЗАЛІЗНЕННЯ ПІДЗЕМНИХ ВОД І ОПТИМАЛЬНИХ ПАРАМЕТРІВ ВОДОЗНЕЗАЛІЗНЮВАЛЬНОЇ УСТАНОВКИ

Поберезніченко О.Ю., Хоружий П.Д.

Інститут водних проблем і меліорації НААН

Актуальність і стан вивчення питання. Як відомо, в підземних водах залізо найчастіше зустрічається в розчиненому стані у вигляді бікарбонату двовалентного заліза $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$. Така вода після виливу зі свердловини спочатку залишається безкольоровою і прозорою, але при відстоюванні у відкритому посуді поступово з неї виділяється червоно-коричневий осад гідроксиду заліза $\text{Fe}(\text{OH})_3$ за таким рівнянням:



Ефективність процесу переходу заліза з двовалентної (Fe^{2+}) форми в тривалентну (Fe^{3+}) на протязі часу t змінюється за формулою [1]:

$$E_t = \frac{\text{Fe}_0^{2+} - \text{Fe}_t^{2+}}{\text{Fe}_0^{2+}} = 1 - e^{-\frac{k[\text{O}_2]t}{[\text{H}^+]^2}}, \quad (2)$$

де Fe_0^{2+} і Fe_t^{2+} – концентрації двовалентного заліза у воді на початку процесу і через t годин; O_2 і H^+ – концентрації розчиненого у воді кисню і H^+ -іонів; k – константа каталізу, яка залежить від умов окислення Fe^{2+} у Fe^{3+} . Присутність у воді осаду з гідроксидів заліза $\text{Fe}(\text{OH})_3$ каталітично значно підвищує величину коефіцієнта k , а, отже, пришвидшує цей процес окислення.

З формули (2) видно, що на протязі фільтроциклу із збільшенням коефіцієнта k , тобто питомої брудомістності фільтра G_n та часу t ефективність знезалізнення води E_t буде зростати. На основі експериментальних досліджень потрібно встановити залежності, по яким змінюються ці параметри.

Процеси окислення та гідролізу бікарбонатного заліза $\text{Fe}(\text{HCO}_3)_2$, що знаходиться в підземних водах, сповільнюється виділенням вуглекислого газу CO_2 , який утворює у воді вугільну кислоту H_2CO_3 , знижуючи величину рН води, яка впливає на здатність фільтрувального

матеріалу утримувати залізо, оскільки при підвищенні рН ця здатність зростає, а також визначає необхідність аерації води перед її фільтруванням.

Якщо вода містить до 10 мг/дм³ заліза Fe²⁺ та має рН>6,8, то CO₂ можна не видаляти, а знезалізнювати воду методом спрощеної аетації та фільтруванням води на фільтрах [2]. У результаті гідролізу бікарбонатного заліза за рівнянням (1) 1 мг/дм³ заліза збільшує вміст вільного вуглекислого газу CO₂ на 1,6 мг/дм³ та зменшує лужність води на 0,036 мг-екв/дм³.

Завдання, методика і результати досліджень. При виборі методу знезалізнення підземних вод і конструкції водознезалізнювальної установки необхідно знати якісні показники вихідної води і вплив на процеси знезалізнення води таких основних факторів:

- вміст розчинених у воді газів CO₂, O₂, і H₂S;
- окислювально-відновлюваний потенціал (Eh);
- наявність у воді феробактерій;
- вплив органічних і гумінових речовин на процеси знезалізнення

води.

Джерелом насичення природних вод киснем є контакт води з повітрям, яке вміщує біля 21% кисню. При температурі підземних вод 10°C і сумарному тиску 1 атм розчинність кисню у воді при контакті з повітрям становить 10,9 мг/дм³.

В підземних водах потенціал Eh має величину від -0,48 до +0,55 В [1]. Встановлено, що аерація води вважається задовільною, що аерація води вважається, задовільною, якщо після неї значення Eh перевищує 0,10-0,14 В. Значення потенціала Eh є важливим показником при виборі технологічної схеми знезалізнення води. Його необхідно вказувати серед показників якості вихідної води разом з бікарбонатною лужністю води HCO₃⁻ та вмістом в ній вуглекислого газу CO₂. Після окислення Fe²⁺ до Fe³⁺ методом спрощеної аерації необхідно перевіряти значення Eh>0,10-0,14 В, оскільки його зниження може призвести до відновлення тривалентного заліза Fe³⁺ у двовалентну форму Fe²⁺ та його проходженню через фільтри. Крім того, чим більший Eh, тим більша швидкість окислення заліза Fe²⁺, а отже потрібні менші розміри водознезалізнювальних споруд.

Для переведення заліза з двовалентної форми Fe²⁺ у тривалентну Fe³⁺ можна використовувати феробактерії, тобто для знезалізнення підземних вод можна застосовувати два методи:

- фізико-хімічний, що включає в себе окислення Fe²⁺ у Fe³⁺ та затримання утвореного осаду з Fe(OH)₃;

- біологічний, при якому специфічні феробактерії *Gallionella ferruginea* швидко окислюють Fe^{2+} у Fe^{3+} , а продукти окислення компактно ущільнюються, що значно збільшує брудомісткість фільтра і тривалість фільтроцикла.

Для біологічного знезалізнення підземних вод необхідно виконувати такі умови [3-6]:

- насичення вихідної води киснем здійснювати у точній відповідності стехіометричній кількості, необхідній для окислення Fe^{2+} ;

- створити сприятливе середовище для закріплення у фільтрувальному завантаженні феробактерій.

Органічні речовини, що знаходяться в деяких підземних водах, негативно впливають на процес знезалізнення, особливо в тих випадках, коли їхня кількість перевищує певні межі, оскільки для окислення органічних речовин потрібно більше кисню, ніж для окислення сполук заліза Fe^{2+} .

Гумінові речовини – дуже стійкі колоїди, що перешкоджають осадженню заліза. При обробці таких вод виникає проблема дестабілізації гумінових колоїдів при знезалізненні води, оскільки метод спрощеної аерації та фільтрування може бути недостатнім для видалення заліза і треба використовувати окислювальні та коагулюючі реагенти.

При спрощеній аерації води на окислення 1 мг Fe^{2+} витрачається 0,143 мг O_2 [2]. Процес збагачення води киснем при її розбризкуванні у повітрі відбувається досить інтенсивно. Для окислення Fe^{2+} у Fe^{3+} киснем повітря на 1 г видалюваного з води заліза потрібно уводити у воду 2 л повітря. При падінні крапель води з висоти 0,5 м (рис.1) вміст кисню у воді збільшується до 5 мг/дм³, що достатньо для окислення $5/0,143=35$ мг/дм³ Fe^{2+} у Fe^{3+} [7].

Фільтрування води – це процес відділення з неї як з двофазної системи твердої фази (суспензії) при її русі через фільтруючу перегородку.

У вихідній воді перед фільтруванням тверда фаза повинна бути сформована у вигляді пластівців з гідроксиду заліза $\text{Fe}(\text{OH})_3$, густина яких в значній мірі залежить від методу обробки води.

Висхідне фільтрування води через фільтри з плаваючим завантаженням має свої особливості, які полягають у тому, що дрібніші гранули пінополістиролу розташовуються, як важчі, завжди внизу фільтрувального завантаження, у якого водопрохідні канали швидко заповнюються осадом, в той час як верхні шари майже не використовуються.

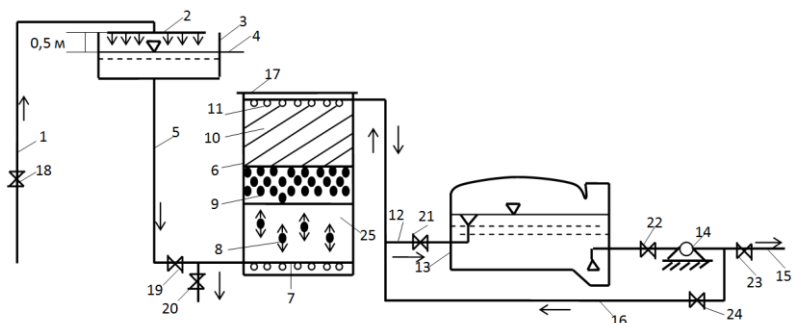


Рис.1. Схема роботи водознезалізнявальної станції з напірним контактно-прояснювальним фільтром (КПФ): 1 – подача вихідної води із водозабірних свердловин; 2 – аератор; 3 – водоприймальний бак; 4 – переливна труба; 5 – подача проаерованої води на КПФ; 6 – корпус КПФ; 7 – нижній дренаж; 8 – пластівець з гідроксиду заліза; 9 – стиснутий шар пластівців; 10 – плаваюче фільтрувальне завантаження; 11 – ковпачковий дренаж; 12 – відведення фільтрованої води; 13 – резервуар чистої води (РЧВ); 14 – господарський насос; 15 – подача води споживачам; 16 – подача води на промивку КПФ; 17 – кришка; 18-24 – засувки; 25 – підфільтровий простір.

На рис.1 показана загальна схема процесів знезалізнення підземних вод при використанні напірного фільтра з пінополістирольним завантаженням. Основними елементами станції є: система аерації вихідної води; КПФ і система промивки КПФ.

Насичення води киснем здійснюється шляхом спрощеної аерації при її розбризуванні аератором 2 і падінні крапельок води з висоти 0,5 м. У водоприймальному баку 3 відбувається виділення з води розчинених газів (CO_2 , H_2S тощо) для запобігання пухирцевої кольматації фільтрувального завантаження у КПФ.

У підфільтровому просторі 25 шар осаду з пластівців гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$ є полідисперсним середовищем, оскільки величина пластівців постійно змінюється, руйнуючись під впливом гідродинамічної дії висхідного потоку води. Дрібні часточки пластівців 8 проникають в нижній шар плаваючого фільтрувального завантаження 10, створюючи шар намивного фільтра з виділених осадів 9, притиснутого гідродинамічним потоком до нижньої поверхні фільтрувального завантаження 10.

Отже, в підфільтровому просторі 25 будуть одночасно знаходитись пластівці, які випадають в осад на дно фільтра, дрібні пластівці, що утворюють шар намивного фільтра 9, і окремі пластівці 8, що знахо-

дяться у завислому стані. Все це залежить від розмірів пластівців, їх густини і швидкості висхідного руху води V_{ϕ} .

При фільтруванні води через КПФ відбувається безперервна зміна геометричної структури підфільтрового простору внаслідок накопичення в ньому частини суспензії з пластівців $Fe(OH)_3$, що виділяються з води. Це значно ускладнює процес прояснення води і можливість його математичного моделювання.

Протягом фільтроциклу в підфільтровому просторі 25 відбувається безперервне накопичення осаду та збільшення його концентрації, що призводить до явища стисненого осідання пластівців, характерна особливість якого полягає у тому, що швидкість осідання залежить не тільки від розмірів і ваги пластівців, але й від їхньої концентрації.

Для виконання інженерних розрахунків КПФ доцільно визначити питому трудомісткість фільтрувального завантаження G_n kg/m^2 , від величини якої залежить і якість фільтрованої води C_{ϕ} , і втрати напору на фільтрі [6].

Питома трудомісткість фільтра в будь-який конкретний (к-ий) момент часу на протязі фільтроциклу – це кількість забруднень (вага осаду), затриманих фільтром від початку фільтроцикла до даного (к-ого) моменту, що припадає на $1 m^2$ поперечного перерізу фільтра, і визначається за формулою:

$$G_{n,k} = \frac{W_k}{\omega_{\phi}} = 0,00191V_{\phi} \int_0^{T_{\phi,k}} (C_{в,i} - C_{\phi,i}) dt, \quad kg/m^2 \quad (3)$$

де W_k - вага осаду, кг, затриманого фільтром від початку фільтроцикла до даного (к-ого) моменту; ω_{ϕ} - площа поперечного перерізу фільтра, m^2 ; V_{ϕ} - швидкість фільтрування води, $m/год$; $C_{в,i}$ і $C_{\phi,i}$ - вміст заліза відповідно у вихідній і фільтрованій воді в кожний момент часу на протязі її фільтрування, mg/dm^3 ; 0,00191 – перевідний коефіцієнт, що враховує співвідношення молекулярної маси гідроксиду заліза $Fe(OH)_3$ (107) до атомної маси двовалентного заліза Fe^{2+} (56), і зменшений у 1000 разів.

На основі експериментальних досліджень для КПФ з відповідними конструктивними параметрами необхідно визначити закономірності зміни ефективності знезалізнєння води E і коефіцієнта фільтрації k_{ϕ} від величини питомої брудомісткості фільтра G_n .

Знаючи залежності $E_i=f(G_{n,i})$ та $k_{\phi,i}=f(G_{n,i})$, легко визначити вміст заліза у фільтрованій воді $C_{\phi,i}$, mg/dm^3 , і втрати напору $h_{\phi,i}$ на фільтрі, m , а отже і розрахункову тривалість фільтроциклу $T_{\phi,p}$, год [5].

Питому трудомісткість фільтру у будь-який (к-й) момент часу його роботи в межах фільтроциклу можна з достатньою для практичних цілей точністю визначити за формулою:

$$G_{п.к}=0,00191V_{\Phi} T_{\Phi,к} C_b E_{ср}, \text{ кг/м}^2 \quad (4)$$

де C_b – середній вміст заліза у вихідній воді за період фільтрування протягом фільтроциклу тривалістю $T_{\Phi,к}$, мг/дм³; $E_{ср}$ – середня ефективність знезалізнення води протягом цього періоду, в частках одиниці.

Величина $E_{ср}$ залежить від конструктивних і технологічних параметрів КОФ: еквівалентного діаметра гранул пінополістирольного завантаження d_e ; коефіцієнта неоднорідності цих гранул k_n ; товщини фільтрувального завантаження l_{Φ} , а також швидкості фільтрування води.

В ІВПіМ НААН нами були виконані експериментальні дослідження процесів знезалізнення підземних вод на пінополістирольних фільтрах з такими характеристиками: $d_e=3,22$ мм; $k_n=2,52$; $l_{\Phi}=1$ м і $V_{\Phi}=7-11$ м/год. Результати досліджень описано в [5], а на рис.2 показано графік залежності $E_{ср}=f(V_{\Phi})$ для такого фільтрувального завантаження.

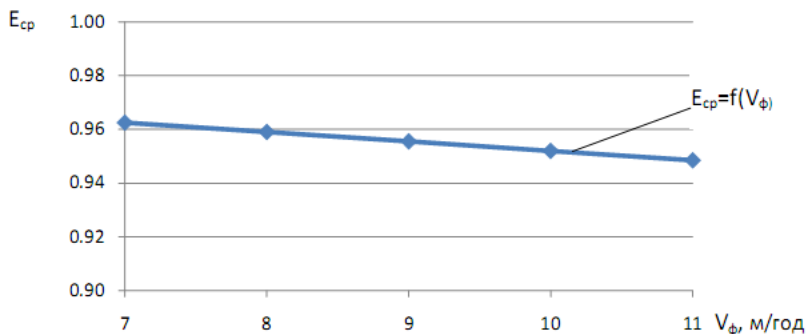


Рис.2. Графік залежності $E_{ср}=f(V_{\Phi})$ при висхідному фільтруванні води на експериментальному пінополістирольному фільтрі.

Для даного фільтра величину $E_{ср}$ можна виразити такою емпіричною формулою:

$$E_{cp}=0,987-0,0035V_{\phi} \quad (5)$$

Для забезпечення нормованого вмісту заліза у фільтрованій воді ($C_{\phi} \leq 0,2$ мг/дм³) швидкість фільтрування води на КОФ не повинна перевищувати значення:

$$V_{\phi} \leq 285,7(0,2/C_v - 0,013), \text{ м/год} \quad (6)$$

де C_v – вміст заліза у вихідній воді, мг/дм³.

Згідно даної формули при $C_v=5$ мг/дм³ $V_{\phi} \leq 7,7$ м/год, а при $C_v=10$ мг/дм³ $V_{\phi} \leq 2$ м/год.

Від швидкості фільтрування води на КОФ залежать величини максимальної і мінімальної питомих брудомісткостей фільтрувального завантаження (рис.3).

Мінімальною питомою трудомісткістю КОФ $G_{n.min}$ називається така мінімальна кількість осаду з $Fe(OH)_3$, що припадає на 1 м² площі фільтра, кг/м², при якій забезпечується нормативний вміст заліза у фільтрованій воді $C_{\phi}=0,2$ мг/дм³, а максимальною питомою трудомісткістю $G_{n.max}$ – така максимальна кількість цього осаду, кг/м², при якій фільтр потрібно виключати на промивку внаслідок досягнення граничних показників якості води або втрат напору на фільтрі.

Величини $G_{n.min}$ і $G_{n.max}$ залежать від конструктивних і технологічних параметрів фільтрувального завантаження:

$$G_{n.min} = f(d_c; \kappa_n; \ell_{\phi} \text{ і } V_{\phi}) \quad (7)$$

$$G_{n.max} = \varphi(d_c; \kappa_n; \ell_{\phi} \text{ і } V_{\phi}) \quad (8)$$

Для досліджуваного пінополістирольного фільтрувального завантаження з вищеприведеними конструктивними параметрами залежності $G_{n.min} = f(V_{\phi})$ і $G_{n.max} = \varphi(V_{\phi})$ в межах швидкості фільтрування води $V_{\phi}=7-11$ м/год показані на рис.3.

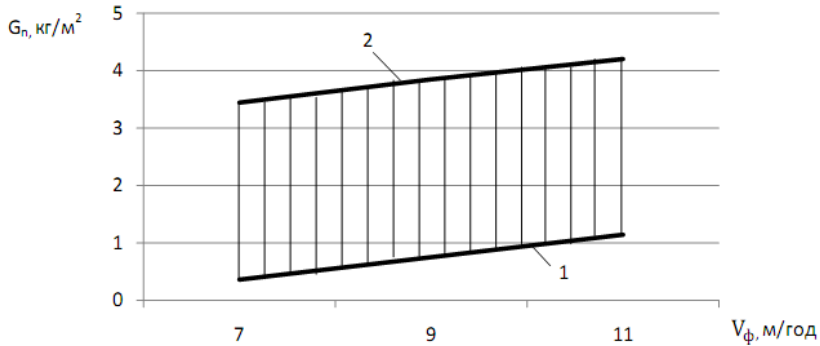


Рис.3. Графіки залежності граничних величин питомої трудомісткості КОФ при висхідному фільтруванні через пінополістирольне завантаження ($d_e=3,22$ мм; $\kappa_n=2,52$ і $l_\phi=1$ м): 1- $G_{n,\min}=f(V_\phi)$; 2- $G_{n,\max}=\varphi(V_\phi)$.

Для досліджуваного фільтрувального завантаження ці залежності можна виразити такими емпіричними формулами:

$$G_{n,\min}=0,195(V_\phi-5,15), \text{ кг/м}^2; \quad (9)$$

$$G_{n,\max}=1,463V_\phi^{0,44}, \text{ кг/м}^2 \quad (10)$$

Тривалість корисної роботи КОФ, тобто час після його «зарядження», після якого питома трудомісткість завантаження стає не меншою $G_{n,\min}$ ($G_n \geq G_{n,\min}$) і до досягнення максимальної питомої трудомісткості ($G_n=G_{n,\max}$), після якої КОФ потрібно виключати на промивку, визначається за формулою:

$$T_{\phi,p} = \frac{G_{n,\max} - G_{n,\min}}{V_\phi C_B E_{cp}} = \frac{G_{n,p}}{V_\phi C_B E_{cp}}, \quad \text{год} \quad (11)$$

де $G_{n,p}$ – середня розрахункова (робоча) питома брудомісткість фільтрувального завантаження, кг/м^2 , яка залежить від його конструктивних і технологічних параметрів і яку для досліджуваного КОФ можна приймати в середньому $G_{n,p}=3 \text{ кг/м}^2$.

Як видно із формули (9), при збільшенні вмісту заліза у вихідній воді C_v та швидкості її фільтрування V_ϕ величина $T_{\phi,p}$ буде зменшуватись.

При експлуатації КОФ контроль величини $T_{\phi,p}$ слід уточняти по досягненню фільтрованої води граничної якості $C_{\phi,гр}=0,2$ мг/дм³), або відповідної їй величини втрат напору у фільтрувальному завантаженні $h_{\phi,max}$, що визначаються за формулою:

$$h_{\phi,max}=V_\phi \ell_\phi/k_{\phi,min}, \text{ м} \quad (12)$$

де $k_{\phi,min}$ – мінімальний коефіцієнт фільтрації завантаження, м/год, який має місце при досягненні максимальної питомої трудомісткості $G_{n,max}$ для даної швидкості фільтрування V_ϕ .

Дослідження показали [1], що для одного і того ж фільтрувального завантаження гранична величина $k_{\phi,min}$ буде зменшуватись при збільшенні величини V_ϕ внаслідок збільшення густини осаду Fe(OH)₃, при якій зростають втрати напору на фільтрі h_ϕ (табл. 1)

Таблиця 1.

Розрахункові параметри досліджуваного фільтрувального завантаження при знезалізненні підземних вод.

V_ϕ , м/год	$G_{n,max}$, кг/м ²	$G_{n,min}$, кг/м ²	$E_{ср}$	$k_{\phi,min}$, м/год	$h_{\phi,max}$, м
7	3,45	0,36	0,962	20	0,35
9	3,62	0,78	0,955	16,2	0,56
11	4,21	1,14	0,948	13,5	0,82

При експлуатації КОФ важливим рішенням є правильний вибір інтенсивності $q_{пр}$ та тривалості промивки плаваючого пінополістирольного завантаження, щоб після кожної промивки не потрібно було «заряджати» фільтр для забезпечення нормативного вмісту заліза у фільтрованій воді.

Інтенсивність промивки фільтра визначається за формулою:

$$q_{пр}=Q_{пр}/F_\phi, \quad \text{дм}^3/\text{с} \cdot \text{м}^2, \quad (11)$$

де $Q_{пр}$ – витрата промивної води, дм³/с; F_ϕ – площа фільтра, м².

Для прийнятої величини $q_{пр}$ тривалість промивки $t_{пр}$, хв, повинна бути такою, щоб залишкова питома брудомісткість фільтру дорівнювала мінімальній питомій брудомісткості (табл.1) для відповідної швидкості фільтрування води V_{Φ} (рис.4).

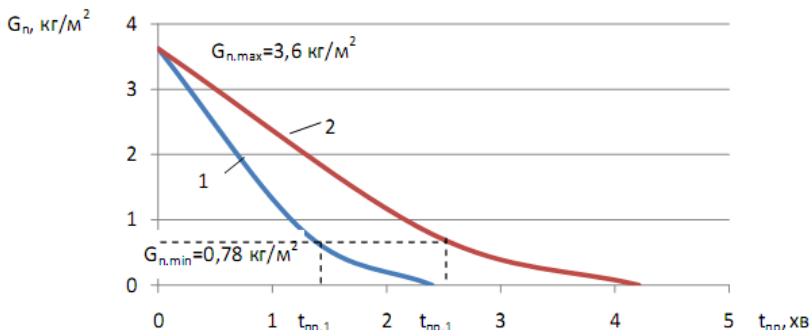


Рис.4. Графіки зміни залишкової питомої брудомісткості фільтру при інтенсивностях його промивки: 1- $q_{пр}=18 \text{ дм}^3/\text{с}\cdot\text{м}^2$; 2- $14 \text{ дм}^3/\text{с}\cdot\text{м}^2$.

Як видно з рис.4 для фільтру, у якого $G_{n,max}=3,62 \text{ кг/м}^2$ і $G_{n,min}=0,78 \text{ кг/м}^2$, при інтенсивності промивки $q_{пр,1}=18 \text{ дм}^3/\text{с}\cdot\text{м}^2$ тривалість промивки повинна бути не більше $t_{пр,1}=1,3$ хвилини (78 с), а при $q_{пр,2}=14 \text{ дм}^3/\text{с}\cdot\text{м}^2$ – $t_{пр,2}=2,4$ хвилини (144 с). промивка фільтру здійснюється зверху вниз. Напрями гідродинамічних сил потоку і сил гравітації збігаються, а осад з $\text{Fe}(\text{OH})_3$ швидко виноситься з під фільтрового простору.

Висновки

При виборі методу знезалізнення води і конструкції водознезалізнювальної установки необхідно знати не тільки вміст заліза у вихідній воді, але й вплив на процеси її знезалізнення різноманітних факторів, серед яких одним із основних є вміст у воді розчинених газів та величина питомої трудомісткості фільтрувального завантаження.

Для забезпечення нормованого вмісту заліза у фільтрованій воді ($C_{\Phi} \leq 0,2 \text{ мг/дм}^3$) швидкість фільтрування води на КОФ не повинна перевищувати значення, отриманого за формулою (6), а питома трудомісткість фільтру повинна бути в межах значень, що визначаються за формулами (7) і (8), з тривалістю фільтроцикла – за формулою (9).

SUMMARY

There were analyzed the main methods of of groundwater and the main factors influencing the efficiency of this process. The recommendations for the selection of optimal design and technological parameters for iron removal plant were done.

Література

1. Николадзе Г.Н. Улучшение качества подземных вод. – М.:Стройиздат, 1987. – 240 с.
2. ВБН 46/33-2.5-5-96. Сільськогосподарське водопостачання. Зовнішні мережі і споруди. Норми проектування. – К.: 1996. – 152 с.
3. Grochmann A., Gollasch R., Chumacher G. Biologische enteisenung und entmanganung eines methanhaltigen grandwasser in speyir, GWF. Wasser, Abwasser. – 1989. S.441-447.
4. Badjo I., Mouches P. Technologies appropriées. L'exemple d'une grande installation de deferrisation biologique au Togo. – 38, №3 – p.197-206.
5. Хоружий П.Д., Хомуецкая Т.П., Хоружий В.П. Исследование процессов и разработка технологии обезжелезивания воды с помощью железобактерий // Химия и технология воды. – 2003. - 25. №5. – с.465-475.
6. Хоружий П.Д., Хомуецька Т.П., Хоружий В.П. Ресурсозберігаючі технології водопостачання. – К.: Аграрна наука, 2008. – 534 с.
7. Клячко В.А. Апельцин П.Э. Очистка природных вод. – М.: Стройиздат, 1971. – 578 с.