

Я. А. Калимон, А. Б. Гелеш, А. В. Слюзар, О. Г. Курилець

Національний університет "Львівська політехніка",

кафедра хімії і технології неорганічних речовин

andrii.b.helesh@lpnu.ua

## ВИБІР МАСООБМІННОГО АПАРАТА ДЛЯ ДЕФЕРИЗАЦІЇ ПІДЗЕМНИХ ВОД

<https://doi.org/10.23939/ctas2022.01.029>

Досліджено абсорбцію кисню у горизонтальному абсорбері із ковшоподібними диспергаторами (ГАКД) та у вертикальному апараті з барботажним шаром (ВАБШ). Показано, що ці процеси відбуваються за законом реакцій першого порядку. Встановлено, що за газомісту 0,05 та діаметра бульбашок 0,002 м константа швидкості абсорбції у 46,5 разу більша у ГАКД, ніж у ВАБШ. Рекомендовано для деферизації води за рН < 6 використовувати апарат із суцільним барботажним шаром, а за рН більше ніж 6,0 – ГАКД.

**Ключові слова:** абсорбція; кисень; підземні води; деферизація; масообмінна апаратура.

### Вступ

Річкові води є головними джерелами водопостачання в Україні. Однак запаси цих вод обмежені, крім того, вони містять органічні речовини, синтетичні поверхнево-активні речовини, фосфати, нітрати, важкі метали тощо. Очищення таких вод до нормативних показників потребує застосування складних високовартісних установок. Іншим джерелом постачання є підземні води. Україна володіє великим ресурсом підземних вод, які здебільшого відповідають вимогам ДСанПІН 224-171-10. Разом із тим, значна частина цих вод містить сполуки Феруму, які є шкідливими для здоров'я людей, надають воді неприємних присмаку та забарвлення. Тому необхідна деферизація підземних вод для центрального й індивідуального водопостачання.

Аналіз джерел інформації вказує на те, що деферизація підземних вод [1–4] окисненням сполук  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  киснем повітря є перспективним і економічним методом. Цей процес описується реакцією:



і передбачає абсорбцію кисню із повітря водою, що підлягає очищенню, окиснення сполук  $\text{Fe}^{2+}$  до  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  абсорбованим киснем повітря та осадження останнього і відділення його від води. Залежно від застосованої масообмінної апаратури,

рН води та інших чинників швидкості цих стадій різні. На швидкість окиснення особливо істотно впливає рН води: зі збільшенням рН різко зростає швидкість [5]. Тому залежно від фізико-хімічних властивостей підземних вод масообмінні апарати повинні забезпечувати необхідну швидкість абсорбції кисню із повітря.

У літературі описано різні способи деферизації води киснем повітря [6–8]. Запропоновано [9] абсорбувати кисень з повітря переливанням води з висоти 0,5 м з подальшим окисненням іонів Феруму абсорбованим киснем. Автори підкреслюють, що такий спосіб ефективний за низького вмісту сполук Феруму (менше ніж  $10 \text{ мг/дм}^3$ ) та порівняно високого рН води (6,5 і більше). Деферизацію води також здійснюють на вентиляторних градирнях та розбрикуванням води. Однак застосування таких пристроїв високоенерговитратне [10]. Для інтенсифікації процесу деферизації підземних вод запропоновано використовувати каталізatori та збільшувати поверхню контактування у системі повітря – газ. У роботі [11] показано, що за рН > 6 використання магнетиту як каталізатора призводить до відчутного зростання швидкості процесу і збільшення глибини очищення води від іонів  $\text{Fe}^{2+}$ . В роботі [12] для збільшення поверхні контактування запропоновано використовувати наскрізні

керамічні мембрани. Всі ці методи потребують додаткових енергетичних витрат, крім того, можуть призводити до вторинного забруднення води.

Теоретичний аналіз абсорбції кисню з повітря показав, що коефіцієнт масопередачі невеликий, оскільки розчинність кисню у воді низька. Збільшення швидкості абсорбції кисню досягають застосуванням масообмінної апаратури, у якій досягається велика поверхня контакту фаз. Так, у роботі [5] вказано, що ефективним апаратом для деферизації вод є горизонтальний абсорбер із ковшоподібними диспергаторами ГАКД. Цей апарат, завдяки величезній поверхні контакту фаз і швидкому її оновленню, забезпечує високу швидкість абсорбції кисню. Проте через наявність обертових частин (вала із диспергаторами) та відсутність серійного виробництва його використання не завжди технологічно доцільне. Тому використання конструктивно простих апаратів там, де швидкість окиснення  $Fe^{2+}$  до  $Fe^{3+}$  низька внаслідок фізико-хімічних властивостей води, економічно виправдане. Таким апаратом може бути вертикальний абсорбер із барботажним шаром (ВАБШ), ємність, оснащена пристроями для барботування повітря.

**Метою дослідження** було визначення швидкостей абсорбції кисню та окиснення йонів  $Fe^{2+}$  в апараті із суцільним барботажним шаром у бульбашковому режимі та горизонтальному абсорбері із ковшоподібними диспергаторами. На основі проведених досліджень потрібно обґрунтувати вибір масообмінного апарата для деферизації підземних вод. Для досягнення поставленої мети необхідно визначити швидкість абсорбції кисню у вказаних апаратах та швидкість окиснення йонів Феруму залежно від рН води у цих апаратах.

#### **Матеріали та методи дослідження**

Дослідження здійснювали на лабораторній установці, основним апаратом якої почергово була порожниста колона – вертикальний абсорбер із суцільним барботажним шаром та горизонтальний абсорбер із ковшоподібними диспергаторами. У нижній частині скляної порожнистої колони висотою 1,2 м і діаметром 0,04 м був вмонтований спеціально виготовлений барботер із плавленого товченого скла. Розміри отворів цього барботера забезпечували в об'ємі води бульбашки із середнім об'ємно-поверхневим діаметром

0,002 м. У колону через барботер компресором подавали повітря з витратою  $1,45 \cdot 10^{-5} \text{ м}^3/\text{с}$ , яка забезпечувала бульбашковий режим за постійного газовмісту (0,05).

Внутрішній діаметр горизонтального абсорбера з ковшоподібними диспергаторами становив 0,5 м, довжина 0,3 м. Об'єм абсорбера  $59 \text{ дм}^3$ . В абсорбер заливали  $3,1 \text{ дм}^3$  води. Такий об'єм забезпечував занурення кінців диспергатора на глибину 0,02 м, яка, згідно з [13], є оптимальною для ефективного диспергування води. Кількість обертів вала становила 1420 об./хв, що забезпечувало лінійну швидкість кінців ковша диспергатора 10 м/с. Ця швидкість прийнята на основі даних літератури і є оптимальною [11]. Витрата повітря така сама, як у попередньому випадку  $1,45 \cdot 10^{-5} \text{ м}^3/\text{с}$ .

Відповідно до методики досліджень свіжо-приготовану дистильовану воду кип'ятили для виділення розчиненого кисню і зберігали у герметичній, повністю заповненій ємкості. Проби води для досліджень готували безпосередньо перед початком проведення дослідів, додаючи певну кількість розчину  $FeSO_4$ , а заданого значення рН досягали додаванням 0,1 N розчинів NaOH або HCl. Значення фіксували за допомогою рН-метра марки рН-673М і пари електродів – скляного ЭСЛ-43-07 і хлорсрібного ЭВЛ-1М. Дослідження здійснювали за температури 293К, вміст розчиненого кисню у воді визначали методом Вінклера [14] та киснеміром EZODO 7031. Концентрацію йонів  $Fe^{2+}$  та  $Fe^{3+}$  встановлювали за ДСТУ ISO 6332:2003 “Спектрометричний метод визначення Феруму із використанням 1,10-фенантроліну”.

Аналіз і оброблення отриманих експериментальних результатів виконували із застосуванням стандартних програм Microsoft Office 2016. Для виведення математичних залежностей використовували метод найменших квадратів із апроксимацією значень відповідними функціями.

#### **Результати дослідження та їх обговорення**

У першій серії дослідів вивчали залежності швидкості насичення води без йонів  $Fe^{2+}$  киснем повітря в абсорбері з суцільним барботажним шаром та у горизонтальному абсорбері із ковшоподібними диспергаторами. Результати досліджень та розрахунків внесено у табл. 1.

Як видно із результатів досліджень, насичення води киснем у ГАКД відбувається дуже інтенсивно (вже за 60 с ступінь насичення становив 70 %, за 120 с – 92 %, а за 180 с – 95 %), а насичення води киснем у ВАБШ, навпаки, повільно. За 180 с ступінь насичення становить тільки 8 %, за 1800 с – 51 %, а за 7200 с – 94 %.

Насичення води киснем повітря – типовий дифузійний процес. Дифузійні процеси, як правило, відбуваються за законами реакцій першого

порядку. Залежність концентрації кисню у воді від часу насичення свідчить про таку подібність. Для реакції першого порядку залежність концентрація – час описується рівнянням (1)

$$C = C^* \cdot (1 - e^{-k\tau}), \quad (1)$$

де  $C$  – концентрація компонента в розчині, екв./м<sup>3</sup>;  $C^*$  – концентрація компонента в розчині у стані насичення, екв./м<sup>3</sup>;  $k$  – константа швидкості, с<sup>-1</sup>;  $\tau$  – час насичення, с.

Таблиця 1

**Результати дослідження швидкостей абсорбції кисню у абсорберах ГАКД та ВАБШ**

Час від початку дослідю, с	ВАБШ			ГАКД		
	Концентрація кисню, екв./м <sup>3</sup>	Ступінь насичення, %	Швидкість насичення, екв./(с·м <sup>3</sup> )	Концентрація кисню, екв./м <sup>3</sup>	Ступінь насичення, %	Швидкість насичення, екв./(с·м <sup>3</sup> )
0	0,02	1,8	–	0,02	1,8	–
30	–	–	–	0,53	46,8	1,70·10 <sup>-2</sup>
60	–	–	–	0,79	70,1	8,67·10 <sup>-3</sup>
120	–	–	–	1,04	92,2	4,17·10 <sup>-3</sup>
180	0,09	8,0	3,89·10 <sup>-4</sup>	1,08	95,0	6,67·10 <sup>-4</sup>
450	0,19	17,0	3,78·10 <sup>-4</sup>			
900	0,35	31,1	3,67·10 <sup>-4</sup>			
1800	0,58	51,2	2,56·10 <sup>-4</sup>			
3600	0,85	74,9	1,50·10 <sup>-4</sup>			
5400	0,99	86,8	7,80·10 <sup>-5</sup>			
7200	1,07	94,1	4,70·10 <sup>-5</sup>			

Запишемо рівняння (1) такому вигляді

$$1 - C/C^* = e^{-k\tau}, \quad (2)$$

і прологарифмуємо його

$$\ln(1 - C/C^*) = -k\tau. \quad (3)$$

Результати експериментальних даних, оброблені за рівнянням (3), показали, що залежність  $\ln(1 - C/C^*) = f(\tau)$  прямолінійна (рис. 1, 2), а це означає, що насичення води киснем справді описується рівнянням першого порядку.

Рівняння прямих та значення вірогідностей апроксимації подано на полі рис. 1 та 2. Високі значення вірогідностей апроксимацій  $R^2 = 0,9997$  та  $0,9900$  свідчать про надійність вибраної лінії тренду та адекватність математичної функції, яка найкраще відображає основну тенденцію отриманого ряду. З результатів математичного оброблення випливає, що значення константи швидкості абсорбції кисню у горизонтальному абсорбері із ковшоподібними диспергаторами становить  $1,80 \cdot 10^{-2} \text{ с}^{-1}$  (рис. 2), а у абсорбері із суцільним барботажним шаром у бульбашковому режимі

$3,87 \cdot 10^{-4} \text{ с}^{-1}$  (рис. 1). Співвідношення швидкостей у ГАКД : АСБШ становить  $1,80 \cdot 10^{-2} : 3,87 \cdot 10^{-4} = 46,5$ .

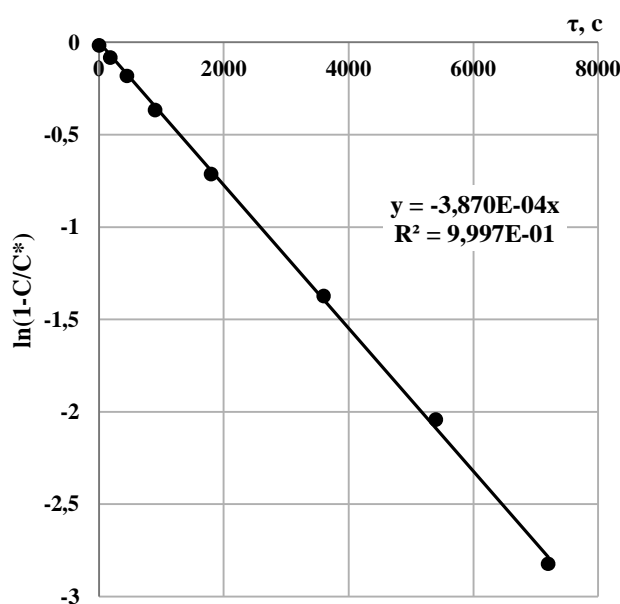


Рис. 1. Визначення порядку і константи швидкості абсорбції кисню у ВАБШ

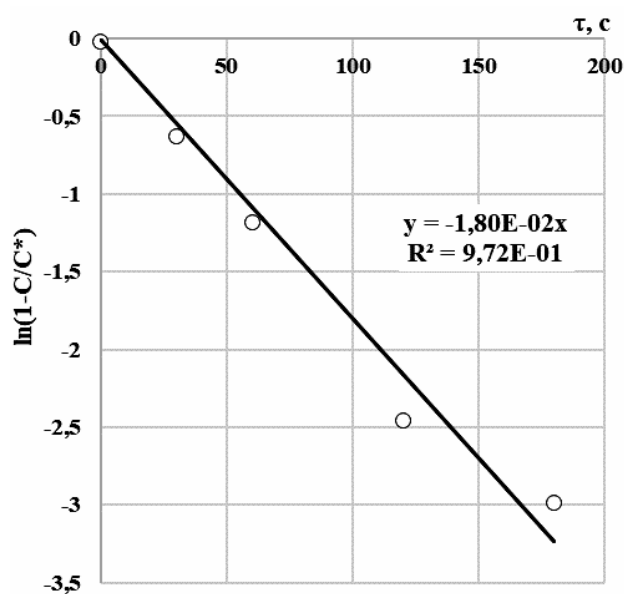


Рис. 2. Визначення порядку і константи швидкості абсорбції кисню в ГАКД

У другій серії дослідів вивчали процес деферизації води у горизонтальному абсорбері з ковшоподібними диспергаторами за різних зна-

чень рН води. Решта параметрів були постійними: температура 293 К, концентрація  $Fe^{2+}$  1,07 екв/м<sup>3</sup> (60 мг/м<sup>3</sup>), витрата повітря  $1,45 \cdot 10^{-5}$  м<sup>3</sup>/с. Для спрощення аналітичної складової та зменшення похибки експерименту концентрацію кисню в розчині визначали так. За певний проміжок часу за рівнянням (1) розраховували кількість (концентрацію) абсорбованого кисню. Від цієї кількості віднімали концентрацію кисню, що вступила в реакцію з йонами  $Fe^{2+}$ , а до цього залишку додавали кількість кисню, адсорбованого за наступний проміжок часу, і т. д. Результати досліджень та розрахунків наведено у табл. 2.

У наступній серії дослідів вивчали процес деферизації води в абсорбері із суцільним барботажним шаром за різних значень рН води. Решта параметрів процесу (температура, початкова концентрація йонів  $Fe^{2+}$  у воді, витрата повітря) були такими, як і під час дослідження процесу деферизації води у горизонтальному абсорбері із ковшоподібними диспергаторами. Результати досліджень і розрахунків наведено у табл. 3.

Таблиця 2

**Результати досліджень впливу рН на швидкість окиснення йонів  $Fe^{2+}$  киснем повітря у горизонтальному абсорбері із ковшоподібними диспергаторами**

рН	Час від початку дослідів, С	Концентрація $Fe^{2+}$ у розчині, екв./м <sup>3</sup>	Концентрація $O_2$ у розчині, екв./м <sup>3</sup>	Еквівалентне співвідношення $O_2:Fe^{2+}$	Швидкість окиснення $Fe^{2+}$ , екв./((с·м <sup>3</sup> )·10 <sup>4</sup> )
1	2	3	4	5	6
5,5	0	1,070	0,00	0,00	0,00
-	300	1,064	1,10	1,03	0,2
-	600	1,039	1,08	1,04	0,83
-	900	1,010	1,08	1,07	0,97
-	1200	0,959	1,08	1,13	1,70
-	1500	0,910	1,07	1,17	1,60
-	1800	0,825	1,06	1,28	2,80
-	2100	0,711	1,05	1,48	3,80
-	2400	0,493	1,04	2,11	7,30
-	2700	0,254	1,04	4,09	8,60
-	3000	0,123	1,05	8,54	4,40
-	3600	0,055	1,08	19,64	1,10
-	4200	0,004	1,10	27,5	0,85
5,7	0	1,070	0,00	0,00	0,00
-	180	1,002	1,08	1,04	1,67
-	360	0,703	1,04	1,48	18,7
-	540	0,380	1,03	4,58	26,5
-	720	0,147	1,06	9,90	6,55
-	900	0,073	1,08	22,0	3,22
-	1080	0,048	1,08	34,8	1,00

1	2	3	4	5	6
–	1260	0,024	1,08	63,5	0,78
–	1440	0,016	1,08	90,0	0,28
–	1620	0,012	1,08	135	0,22
–	1800	0,007	1,08	216	0,17
–	2100	0,003	1,08	360	0,05
6,0	0	1,070	0,00	0,00	0,00
–	60	0,593	0,33	0,56	79,5
–	120	0,243	0,50	2,06	58,3
–	180	0,046	0,70	15,3	32,8
–	240	0,014	1,08	72,0	5,30
–	300	0,009	1,03	111	8,30
–	360	0,005	1,04	200	0,67
–	420	0,001	1,08	232	0,17
6,2	0	1,070	0,00	0,00	0,00
–	30	0,739	0,179	0,24	110
–	60	0,270	0,131	0,48	156
–	90	0,061	0,391	6,40	69,7
–	120	0,009	0,66	73,3	17,3
–	150	0,004	0,91	228	1,67

Таблиця 3

**Результати досліджень впливу рН на швидкість окиснення іонів Fe<sup>2+</sup> киснем повітря у абсорбері ВАБШ**

рН	Час від початку досліджу, с	Концентрація Fe <sup>2+</sup> у розчині, екв./м <sup>3</sup>	Концентрація O <sub>2</sub> у розчині, екв./м <sup>3</sup>	Еквівалентне співвідношення O <sub>2</sub> :Fe <sup>2+</sup>	Швидкість окиснення Fe <sup>2+</sup> , екв./((с·м <sup>3</sup> ))·10 <sup>4</sup>
1	2	3	4	5	6
5,5	0	1,070	0,00	0,00	0,00
–	300	1,065	1,112	0,105	0,17
–	600	1,045	0,225	0,125	0,67
–	900	1,022	0,302	0,295	0,77
–	1200	0,975	0,335	0,343	1,57
–	1800	0,860	0,350	0,407	1,92
–	2100	0,780	0,355	0,455	3,43
–	2400	0,700	0,360	0,514	2,67
–	2700	0,605	0,350	0,579	3,17
–	3000	0,502	0,332	0,660	3,43
–	3600	0,350	0,336	0,960	2,53
–	4200	0,240	0,396	1,650	1,83
–	5400	0,008	0,424	53,0	1,93
–	6000	0,004	0,675	168,0	0,07
–	6600	0,001	0,835	835,0	0,002
5,7	0	1,070	0,00	0,00	0,00
–	180	1,026	0,026	0,025	2,44
–	360	0,98	0,07	0,071	1,55
–	540	0,93	0,09	0,097	2,78
–	720	0,88	0,10	0,114	2,78
–	900	0,82	0,12	0,146	3,33
–	1080	0,76	0,13	0,171	3,33
–	1260	0,70	0,14	0,200	3,33

1	2	3	4	5	6
–	1440	0,62	0,13	0,210	4,44
–	1620	0,56	0,14	0,250	3,33
–	1800	0,48	0,15	0,312	3,33
–	2160	0,29	0,10	0,345	5,28
–	2520	0,25	0,20	0,800	1,11
–	3060	0,13	0,28	2,15	2,22
–	3600	0,04	0,38	9,5	1,67
6,0	0	1,070	0,00	0,00	0,00
–	360	0,96	0,04	0,042	3,06
–	720	0,83	0,06	0,072	3,61
–	1080	0,67	0,05	0,073	4,44
–	1440	0,52	0,05	0,096	4,17
–	1800	0,38	0,06	0,158	3,89
–	2160	0,27	0,10	0,370	3,06
–	2520	0,17	0,15	0,882	2,78
–	2880	0,10	0,22	2,200	1,94
–	3420	0,04	0,30	7,50	1,67
–	3780	0,02	0,40	20,0	0,56
6,2	0	1,070	0,00	0,00	0,00
–	360	0,95	0,03	0,031	3,33
–	720	0,80	0,03	0,037	4,17
–	1080	0,63	0,01	0,016	4,72
–	1440	0,48	0,01	0,021	4,17
–	1800	0,35	0,04	0,114	3,33
–	2160	0,23	0,07	0,304	3,33
–	2520	0,14	0,13	0,928	2,5
–	2880	0,06	0,20	3,33	2,21
–	3420	0,02	0,30	15,0	0,74

Порівняння результатів дослідження у цих двох апаратах показало, що за низьких значень рН води (5,5–5,7) деферизація є повільною у двох типах абсорберів. Так, за однакової початкової кількості концентрації  $Fe^{2+}$  (1,07 екв/м<sup>3</sup> (або 60 мг/дм<sup>3</sup>) для окиснення їх до концентрації 0,004 екв/м<sup>3</sup> потрібно 4200 с у ГАКД і 6000 с у ВАБШ. Такі сумірні швидкості деферизації води у цих апаратах пояснюються повільною взаємодією між розчиненим киснем та йонами  $Fe^{2+}$ .

Висока швидкість абсорбції кисню у ГАКД, порівняно з ВАБШ (табл. 1), не призводить до істотного зростання загальної швидкості процесу. Тому застосування горизонтального абсорбера для деферизації води за низьких значень рН не є економічно виправданим: абсорбер із суцільним барботажним шаром простіший у виготовленні та експлуатації.

За вищих значень рН води ( $\geq 6$ ) швидкість деферизації води у ГАКД різко зростає. Так, за

рН = 6,2 для зменшення початкової концентрації йонів  $Fe^{2+}$  від 1,07 екв/м<sup>3</sup> до 0,04 екв/м<sup>3</sup> у ГАКД потрібно 150 с, тоді як у ВАБШ – 3000 с. Таке зменшення часу деферизації у 20 разів (3000/150) пояснюється тим, що у ГАКД концентрація кисню у воді під час деферизації висока. Так, у ГАКД за 150 с концентрація кисню зросла до 0,91 екв/м<sup>3</sup> (80 % від насичення), тоді як у ВАБШ за 2160 с – тільки до 0,07 екв/м<sup>3</sup> (6 % від насичення).

### Висновки

Отже, за низьких значень рН води < 6 рекомендуємо вертикальний абсорбер із барботажним шаром. Деяке зростання швидкості деферизації води в цьому апараті можливе за подальшого збільшення газовмісту (понад 0,05) та зменшення розмірів бульбашок повітря [15]. Для деферизації води за рН  $\geq 6,0$  безсумнівні переваги має горизонтальний абсорбер із ковшоподібними диспергаторами.

### References

1. Yavors'kyi, V. T., Savchuk, L. V., Rubay, O. I. (2011). Perspektyvni napryamky ochyshchennya sverdlovnykh vod vid spoluk Ferumu [Promising directions of well water purification from iron compounds]. *Visnyk NU "L'vivs'ka politekhnika", Khimiya, tekhnolohiya rehovyn ta yikh zastosovannya*, No. 70, 50–54 (in Ukrainian).
2. Morgan, B., Lahav, O. (2007). The effect of pH on the kinetics of spontaneous Fe(II) oxidation by O<sub>2</sub> in aqueous solution – basic principles and a simple heuristic description. *Chemosphere*. Vol. 68, No. 11, 2080–2084. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.02.015>
3. Gunnars, A., Blomqvist, S., Johansson, P., Andersson, C. (2002). Formation of Fe(III) oxyhydroxide colloids in freshwater and brackish seawater, with incorporation of phosphate and calcium. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 66, No. 5, 745–758.
4. Averina, Y. M. (2016). Intensifikatsiya processa aeratsii pri udalenii ionov geleza iz vody [Intensification of the aeration process during the removal of iron ions from water] (Extended abstract of candidate's thesis). Russian University of Chemical Technology named after D. I. Mendeleev. Moskva (in Russia).
5. Yavorskiy, V., Kalymon, Ya., Rubai, O. (2015). Kinetics of ferrum (II) ions oxidation by air oxygen in water in horizontal absorber with bucket-like dispersers. *Chemistry & Chemical Technology*, Vol. 9, No. 4, 503–507. <https://doi.org/10.23939/chcht09.04.503>.
6. Zolotova, Ye. F., Ass, G. Yu. (1975). *Ochistka vody ot zheleza, margantsa, flora i serovodoroda* [Water purification from iron, manganese, fluorine and hydrogen sulfide]. Moskva: Stroyizdat, 176 p. (in Russian).
7. Golovin, V. L. (2003) *Problemy ochistki podzemnykh vod ot ustoychivyykh form zheleza* [Problems of groundwater treatment from stable forms of iron]. *Melioratsiya i vodnoye khozyaystvo*, No. 6, 39–41 (in Russian).
8. Orlov, V., Kvarntenko, O., Martynov, S., Hordiyenko, Yu. (2003). *Znezaliznennyya pidzemnykh vod dlya putnykh tsiley* [Deironing of groundwater for drinking purposes. UDUVGP, Exactly]. UDUVHP, Rivne (in Ukrainian).
9. Howe, K., Hand, D., Crittendenetal, J. (2012). *Principles of water treatment*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc., 674 p.
10. Dzyubo, V. V., Alferova, L. I. (2002). Izucheniye kineticheskikh parametrov protsessa aeratsii-degazatsii podzemnykh vod [Study of the kinetic parameters of the process of aeration-degassing of groundwater] *Vesti Tomskogo gos. arkh.-str. un-ta: Tomsk*, No. 1 (6), 171–181 (in Russia).
11. Gomelya, M., Tverdokhlib, M., Shabliy, T., Radovenchyk, V., Linyucheva, O. (2021). Sorbent-Catalyst for Acceleration of The Iron Oxidation. *Journal of Ecological Engineering*, 22(3), 221–230. DOI: 10.12911/22998993/133030.
12. Averina, J. M., Zhukov, D. Y., Kurbatov, A. Y., Kaliakina, G. E., Panfilov, V. I. (2018). Methods of intensification of iron-containing natural water purification processes. International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying *Geology and Mining Ecology Management*, SGEM, 18, 345–350.
13. Yavorskiy, V., Helesh, A. (2015). Theoretical analysis of efficiency of horizontal apparatus with bucket-like dispersers in the dust trapping system. *Chemistry & Chemical Technology*, Vol. 9, No. 4, 471–478. <https://doi.org/10.23939/chcht09.04.471>.
14. DSTU ISO 633262003 “Spektrometrychnyy metod vyznachennya ferumu z vykorystannyyam 1,10 fenantrolinu” [“Spectrometric method for the determination of iron using 1.10 phenanthroline”] (in Ukrainian).
15. Kalymon, Ya. A., Znak, Z. O., Helesh, A. B., Savchuk, L. V. (2018). Doslidzhennyya doslidzhennyya protsesu pohlynannyya v aparati z sutsil'nym barbotazhnym sharom [Research study of the absorption process in the apparatus with a continuous bubbling layer]. *Voprosy Khimii i Khimicheskoi Tekhnologii*, No. (5), 102–110 (in Ukrainian).

Ya. A. Kalymon, A. B. Helesh, A. V. Slyuzar, O. H. Kurylets

Lviv Polytechnic National University,  
Department of Chemistry and Technology of Inorganic Substances  
[andrii.b.helesh@lpnu.ua](mailto:andrii.b.helesh@lpnu.ua)

### CHOICE OF MASS EXCHANGE APPARATUS FOR GROUNDWATER DEIRONING

The absorption of air oxygen by water in the horizontal absorber with bucket-shaped dispersants (HABD) and the vertical apparatus with a continuous bubbling layer (VABL) was studied. It is shown that these processes occur according to the law of First-Order Reactions. It was found that the constant absorption rate is 46.5 times higher in HABD than in VABL at a gas content of 0.05 and a bubble diameter of 0.002 m. It is recommended to use the VABL device for water deironing at pH < 6, and for pH greater than 6.0 – HABD.

**Key words:** absorption; oxygen; groundwater; deironing; mass exchange apparatus.