

Висновки. З наведених результатів досліджень випливає, що в полі дії УЗ хвиль істотно зменшується значення ХСК, тобто вода очищується від різноманітних органічних речовин, а також покращується санітарно-епідеміологічний стан води. Застосування акустичної кавітації дозволяє прискорити процес окиснення в 1,2–1,7 разів, причому ефективність процесу залежить не тільки від ефективності заплескування кавітаційних бульбашок і виходу продуктів сонолізу води, але й від природи реагуючих речовин. Залежність швидкості звукохімічної реакції окиснення домішок в УЗ полі від температури визначається фізичними властивостями рідини.

З одержаних результатів досліджень було встановлено, що кількість мікроорганізмів значно зменшується у воді в умовах УЗ кавітації, тобто відбувається знезараження води. У цей час без УЗ, під дією кисню, збільшується зростання загального мікробного числа до певного значення. Сам кисень за короткий проміжок часу не може зруйнувати велику кількість бактеріальних клітин. Під час дії УЗ і кисню одночасно вже через 30 хв спостерігається їх зменшення в 3,2 рази. Достатньо двох годин, дії УЗ хвиль, щоб спричинити зменшення МЧ.

1. Кульський Л. А. *Основы химии и технологии воды.* – М., 1991. – С. 298–303. 2. Маляренко В. В., Яременко В. А., Жукова Е. Н., Гончарук В. В. // *Химия и технология воды.* – 2004. – Т. 26. – № 5. 3. Jess C. Brown and Andrew Salveson *Emerging Disinfection Technologies JULY 2006 // FLORIDA WATER RESOURCES JOURNAL.* 4. Mohammad Hadi Dehghani *Effectiveness of Ultrasound on the Destruction of E. coli // American Journal of Environmental Sciences 1 (3).* – 2005. – С. 187–189. 5. Шевчук Л. И., Старчевский В. Л. // *Химия и технология воды.* – 2001. – Т. 23. – №4. – С. 371–377. 6. Мокрый Е.Н., Старчевский В. Л. *Ультразвук в процессах окисления органических соединений.* – Л.: 1987. – 119 с.

УДК 628.54:628.16:628.3

А. Регуш

Львівський державний університет безпеки життєдіяльності

ІНТЕНСИВНОСТІ ПРОМИВКИ КЛИНОПТИЛОЛІТОВОГО ЗАВАНТАЖЕННЯ АДСОРБЕРІВ ТИПУ ШВИДКОГО ФІЛЬТРА

© Регуш А., 2007

Наведені результати дослідження промивки клиноптилолітового завантаження моделі адсорбера типу швидкого фільтра. На основі експериментальних даних визначено значення сталої А у формулі Д. Мінца та С. Шуберта для розрахунку інтенсивності промивки клиноптилолітового завантаження залежно від його характеристики. Запропоновано інтенсивності промивки клиноптилолітового завантаження одношарових адсорберів із щільним шаром завантаження.

Results of experimental researches of the flushing process of clinoptilolites loading on the model of adsorber of speedy filter type are presented in this work. On the basis of experimental work data it is proposed value of constant A in equals of D. Minc and S. Shubert for finding the flushing intensity clinoptilolites loading upon the your characteristic. The explanation of flushing intensity clinoptilolites loading of mono-layers adsorbers which compact layer loading.

Вступ. Природні мінерали є ефективними матеріалами, за допомогою яких вирішують багато екологічних проблем. Однією із таких проблем, чи не найважливішою, є проблема кондиціонування природних та стічних вод. При їх сорбційному очищенні широко використовують природні цеоліти, зокрема клиноптилоліт [1]. Переваги клиноптилоліту перед традиційними завантаженнями сорбційних апаратів полягають у такому:

– незначна вартість, яка зумовлена наявністю потужного Сокирницького родовища в Закарпатській області;

- здатність вилучати забруднювальні речовини як за сорбційним, так і за іонообмінним механізмами;
- механічна стабільність навіть дрібних його зерен щодо розчинів електролітів.

Незважаючи на це, донині відсутні рекомендації щодо розрахунку адсорберів із клиноптилолітовим завантаженням. Це спричинено зокрема і недостатністю вивчення гідравлічних процесів, які відбуваються у шарі завантаження клиноптилоліту.

Постановка проблеми. У роботах [2–4] показана перспективність впровадження адсорбційної технології доочищення стічних вод гальванічних виробництв від іонів важких металів із використанням клиноптилоліту Сокирницького родовища. Запропонована схема включає адсорбер типу швидкого фільтра, на який подаються стічні води, попередньо очищені реагентним методом або на блоково-модульних установках “Еліон”. Доочищені стічні води містять іони важких металів вже в таких концентраціях, які дозволяють використовувати їх для технологічних потреб в оборотних системах водопостачання, скидати в міську водовідвідну мережу або безпосередньо у водойму.

У роботах [5, 6] запропоновані залежності для визначення втрати напору під час фільтрування імітату стічних вод гальванічних виробництв у адсорбері із щільним шаром клиноптилолітового завантаження і показано, що клиноптилоліт володіє дещо більшим гідравлічним опором порівняно із традиційними фільтрувальними матеріалами, що відповідає його значній шорсткості, тріщинуватості та різко неправильній формі його поверхні.

Для підвищення ефективності роботи таких адсорберів необхідно проводити періодичну промивку завантаження висхідним потоком води, при якій відбувається її псевдозрідження. При тому із товщі завантаження вимиваються затримані завислі частинки та відбувається переформування структури фільтрувального шару. Конструкційні параметри адсорберів та вибір підвищувального обладнання зумовлюють необхідність встановлення залежності ефекту розширення завантаження e від інтенсивності промивки q – тобто встановити вигляд функції $e = f(q)$.

Рух рідини крізь шпаруватий шар зернистого завантаження і умови переведення її в псевдозріджений стан, як відомо, становить змішане завдання гідродинаміки. Визначення закономірностей псевдозрідження клиноптилолітового завантаження досліджено недостатньо. У практиці підготовки природних вод на закономірності псевдозрідження клиноптилоліту традиційно переносили уявлення про перебіг процесу на швидких фільтрах, завантажених кварцевим піском. При тому не враховувались гідрофільний характер поверхні клиноптилоліту, її особливу структуру, фізико-механічні властивості фракційного складу завантаження.

На нашу думку, найпліднішим шляхом вирішення зазначених проблем є проведення фізичного експерименту з подальшим математичним моделюванням процесу.

Аналіз методологічних підходів для дослідження псевдозрідження клиноптилолітового завантаження адсорберів та задачі досліджень. Питанню теоретичного та експериментального дослідження процесів псевдозрідження стаціонарних зернистих шарів завантаження адсорберів та фільтрів була приділена значна увага спеціалістів як у галузі хімічної технології, так і в галузі очищення природних та стічних вод. У роботі [7] наведено критичний огляд залежностей ефективності промивки зернистого завантаження швидких фільтрів від інтенсивності промивки. Зокрема вказані недоліки таких широкоживаних формул, як формули *Гульберта-Герінга*, *В.А. Крячко*, *А.С. Мейерова*, *О.М. Тодеса* та ін.

На нашу думку, під час вивчення псевдозрідження зернистого шару клиноптилолітового завантаження доцільно використовувати методику, розроблену Д.М. Мінцем та С.А. Шубертом [8]. Використовуючи значний експериментальний матеріал з промивання водоочисних фільтрів висхідним потоком води, Д.М. Мінц та С.А. Шуберт на основі теорії подібності встановили залежність коефіцієнта опору зернистого завантаження η від числа Рейнольдса Re для течії у пористому середовищі під час промивки висхідним потоком води

$$\eta = \frac{A}{Re^{0,7}}, \quad (1)$$

де A – стала величина для певного інтервалу значень чисел Рейнольдса.

Після елементарних перетворень формулу (1) можна подати у вигляді залежності інтенсивності промивки q від параметрів фільтрувального завантаження:

$$q = 10 \left(\frac{g}{A \cdot 6^{1,7}} \right)^{0,77} \cdot \frac{(\rho_y - \rho_e)^{0,77} \cdot d_{екв}^{1,31}}{\alpha_\phi^{1,31} \cdot \rho_e^{0,23} \cdot \mu^{0,54}} \cdot \frac{(e + \epsilon_0)^{2,31}}{(e + 1)^{1,77} \cdot (1 - \epsilon_0)^{0,54}}; \text{ л}/(\text{с} \cdot \text{м}^2), \quad (2)$$

де g – прискорення вільного падіння ρ_y – уявна питома маса зерен завантаження, $\text{г}/\text{см}^3$; ρ_e – питома маса води, $\text{г}/\text{см}^3$; $d_{екв}$ – еквівалентний діаметр зерен завантаження, см ; ϵ_0 – початкова шпаруватість завантаження; α_ϕ – коефіцієнт форми зерна матеріалу завантаження; μ – динамічна в'язкість води, $\text{г}/(\text{см} \cdot \text{с})$.

Отже, у формулі (2) невідомою є лише величина A для клиноптилолітового завантаження, який визначається експериментально, а саме під час гідравлічних випробовувань шару фільтрувального матеріалу.

Метою проведення експериментальних досліджень було встановлення вигляду функції $e = f(q)$ для клиноптилолітового завантаження моделі адсорбера, складеного фракцією 1,0 – 1,25 мм, на основі якої можна визначити значення величини A . Отримане значення величини A можна перенести на інші фракції клиноптилоліту.

Опис експериментальної установки та методика проведення досліджень. Дослідження проводили за запропонованою у [8] методикою на лабораторній колонці діаметром 22 см і висотою 900 мм. Колонка обладнана у нижній частині краном для регулювання швидкості висхідного потоку. У нижній частині колонки для покращання розподілу потоку рідини містився тампон із ниток, закріплений на полістирольній перфорованій пластині.

Інтенсивності промивки q визначали об'ємним методом. Ступінь розширення під час промивки визначали за формулою

$$e = \frac{L - L_0}{L_0},$$

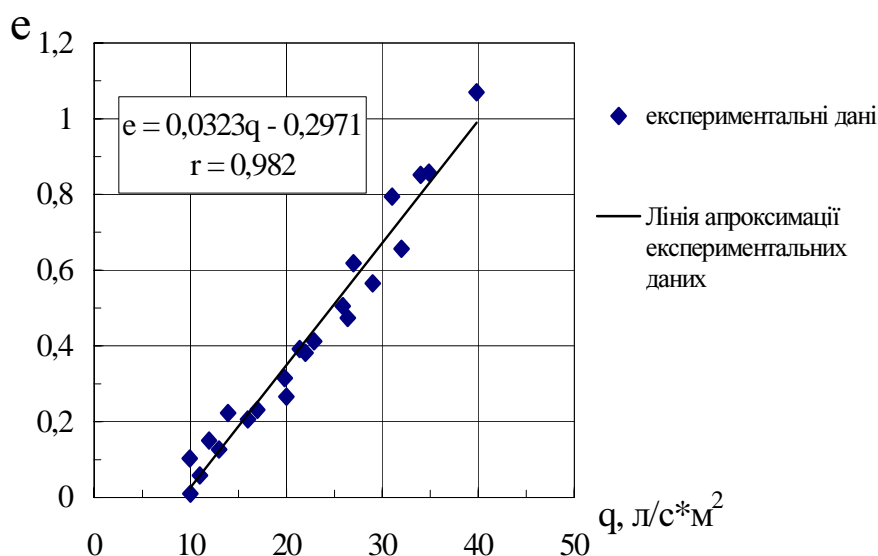
де L_0 – висота фільтрувального шару до промивки, см ; L – висота фільтрувального шару під час промивки, см .

В умовах проведення нашого експерименту отримано $\epsilon_0 = 0,51$ (при уявній питомій масі зерен клиноптилолітового завантаження $\rho_y = 1,79 \text{ г}/\text{см}^3$ [9] та насипній густині $\rho_H = 0,860 \text{ г}/\text{см}^3$); питома маса води $\rho_e = 1 \text{ г}/\text{см}^3$; динамічна в'язкість води $\mu = 0,0124 \text{ г}/(\text{см} \cdot \text{с})$. (при $t_{води} = 12 \text{ }^\circ\text{C}$) [10]; еквівалентний діаметр зерен завантаження $d_{екв} = 0,113 \text{ см}$; коефіцієнт форми зерна матеріалу завантаження; $\alpha_\phi = 2,59$ [5]. Початкова висота фільтрувального шару становила $L_0 = 27,3 \text{ см}$.

Результати досліджень та їх обговорення. За результатами експериментів побудована залежність ефекту розширення завантаження e від інтенсивності промивки q (див. рисунок).

У наведеному діапазоні інтенсивності промивки функція $e = f(q)$ являє собою лінійну залежність. Апроксимацією експериментальних даних отримана залежність

$$e = 0,0323q - 0,3. \quad (3)$$



Залежність ступеня розширення клиноптилолітового завантаження фракції 1,0–1,25 мм від інтенсивності промивки

Із формули (3) початок псевдозрідження зерен клиноптилоліту фракції 1,0–1,25 мм відбувається при величині $q = 9,3 \text{ л/с}\cdot\text{м}^2$, що відповідає середній швидкості висхідного потоку $v = 0,01 \text{ м/с}$.

У практиці експлуатації швидких фільтрів найчастіше зустрічається діапазон ефектів розширення зернистого завантаження 0,25–0,45. За таких умов під час тривалості промивки 5–6 хв забезпечується повна відмивка зернистого завантаження від завислих речовин, зокрема, і від пластівців гідроксидів важких металів (наприклад гідроксиду заліза (III)) [11]. При відомих значеннях ефекту розширення завантаження e та відповідних йому інтенсивності промивки q із залежності (2) визначаємо величину A для ефектів розширення $e = 0,25\dots 0,45$. Результати розрахунків наведені табл. 1.

Таблиця 1

Залежність величини A від ефекту промивки та інтенсивності промивки клиноптилолітового завантаження

Ефект промивки e	Інтенсивність промивки q , л/с*м ²	Значення A
0,25	17,03	0,84
0,3	18,58	0,82
0,35	20,12	0,82
0,4	21,67	0,81
0,45	23,22	0,8

Дані табл. 1 свідчать про те, що в інтервалі ефектів розширення клиноптилолітового завантаження 0,25–0,45, розрахункові значення величини A з достатньою точністю апроксимуються значенням $A = 0,82$ (для порівняння завантаження кварцовим піском характеризується значенням $A = 2,9$ при $\rho_3 = 2,62 \text{ г/см}^3$ і $\alpha_{\phi} = 1,17$ [7]).

Підставляючи отримане значення сталої A у формулу (2) можна розрахувати інтенсивності промивки клиноптилолітового завантаження адсорберів типу швидкого фільтра для найпоширеніших у практиці водоочищення фракційних складів завантаження при інтервалах початкової шпаруватості $\varepsilon_0 = 0,5–0,55$ (табл. 2).

Інтенсивність та тривалість промивки клиноптилолітового завантаження

Адсорбер типу швидкого фільтра	Відносне розширення, %	Інтенсивність промивки, л/(с·м ²)	Тривалість промивки, хв
Одношарові із крупністю зерен, мм :			
0,7 – 0,8			
0,9 – 1,0	45	14 – 16	6 – 5
1,0 – 1,2	30	16 – 18	6 – 5
	25	18 – 20	6 – 5

Порівнюючи значення табл. 2 та дані для завантаження швидких фільтрів кварцевим піском [7], можна зробити висновок, що інтенсивність промивки клиноптилолітового завантаження на 10% є більшою, ніж для кварцового піску.

Отже, незважаючи на більше значення коефіцієнта форми та менше значення питомої маси зерна, клиноптилолітове завантаження потребує більшої інтенсивності промивки. Такий факт можна пояснити значною гідрофільністю зерен клиноптилоліту, внаслідок чого зменшується коефіцієнт опору висхідному потоку псевдозрідженої частинки завантаження.

Висновки. 1. На основі критичного огляду формул для визначення параметрів промивки завантаження апаратів із щільним стаціонарним зернистим шаром зроблено висновок, що гідравлічні дослідження моделей адсорберів типу швидкого фільтра найзручніше виконувати за методикою, запропонованою Д.М. Мінцем та С.А. Шубертом.

2. На основі проведених експериментальних досліджень встановлено числове значення сталої A для клиноптилолітового завантаження адсорберів типу швидкого фільтра.

3. Запропоновано величини інтенсивності промивки клиноптилолітового завантаження одношарових адсорберів із щільним шаром завантаження.

4. Гідравлічними дослідженнями підтверджено значну гідрофільність поверхні зерен клиноптилоліту.

1. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / А.К. Запольський, Н.А. Мішкова-Клименко, І.М. Астрелін, М.Т. Брик, П.І. Гвоздяк, Т.В. Князькова. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
2. Rogov V.M., Rezuish A.Ya. Використання активованого вугілля та природного цеоліту в процесах очищення води від іонів важких металів // Вісник УДУВГП. Ч. 4. Випуск 5(18). Рівне, 2002. – С. 166 – 171.
3. Rogov V.M., Rezuish A.Ya., Sivak V.M. Доочищення стічних вод гальванічних виробництв природним клиноптилолітом / Збірник мат. VIII Міжн. наук. конф. "Актуальні проблеми будівництва та інженерії довкілля, Львів-Кошице-Жешув". – Львів, 6–11 жовтня 2003 р. Вид-во Держ. ун-ту "Львівська політехніка". – С. 183–186.
4. Rogov V.M., Rezuish A.Ya., Sivak V.M., Zhelyak V.I. Використання природного клиноптилоліту в процесах доочищення стічних вод гальванічних виробництв // Збірник мат. IX Міжн. наук. конф. "Актуальні проблеми будівництва та інженерії довкілля, Жешув-Львів-Кошице", Жешув, 3–4 вересня 2004 р. Вид-во "Політехніка Жешувська" – С. 349–355.
5. Rezuish A.Ya., Zhelyak V.I., Sivak V.M. Гідравлічні параметри клиноптилолітового завантаження адсорберів // Вісник Нац. ун-ту "Львівська політехніка". Теорія і практика будівництва. – 2004. – № 520. С. 164–169.
6. Rogov V.M., Rezuish A.Ya., Tikhonova I.A., Sivak V.M., Pavlyuk Yu.E. Визначення втрат напору в клиноптилолітовому завантаженні адсорберів // Всеукр. наук.-техн. журнал "Промислова гідравліка і пневматика". – 2006. – №2(12) – С.61 – 64.
7. Журба М.Г. Очистка воды на зернистых фильтрах. – Львов: Вища школа. Изд-во при Львов. ун-те. 1980. – 200 с.
8. Минц Д.М., Шуберт С.А. Гидравлика зернистых материалов. – М.: Изд-во Министерства коммунального хозяйства РСФСР, 1955. – 111 с.
9. Мацієвська О.О. Використання цеолітів карпатських родовищ у процесах очищення питної води від амонійного азоту. Дис... канд. техн. наук. – Ів.-Франківськ, 1998.
10. Справочник по гидравлике / Под ред. В.А. Большакова. – К.: Вища шк. Головное изд-во, 1984. – 343 с.
11. Николадзе Г.И. Обезжелезивание природных и оборотных вод. – М.: Стройиздат, 1978 – 161 с.