

УДК 628.33

Віктор Филипчук  
Рівненський державний технічний університет,  
кафедра водопостачання та бурової справи

## ТЕХНОЛОГІЧНІ СХЕМИ ОЧИСТКИ МЕТАЛОМІСТКИХ СТІЧНИХ ВОД ВІД ОРГАНІЧНИХ ДОМІШОК

© Филипчук Віктор, 2002

**Technological schemes and experimental data are given of purification metal-containing multicomponent waste waters of industrial enterprises from heavy metals ions with synchronous extraction of organic admixtures**

До найбільш поширених органічних компонентів металомістких багатокomпонентних стічних вод промислових підприємств можна віднести поверхнево-активні речовини (ПАР), неполярні екстраговані домішки (нафтопродукти, мастила, жири), розчинники, хлоровані вуглеводні. Наявність органіки може негативно впливати на процеси фізико-хімічної очистки стічних вод від іонів важких металів (ІВМ) та функціонування очисних споруд, що проявляється у підвищенні рН осадження, можливості утворення розчинних комплексних сполук, збільшенні дисперсності утворених гідроксидів, їх солюбілізації тощо [1]. Все це знижує ефективність вилучення металів, а при одночасній очистці від органічних домішок потребує розширення спектра потрібних реагентів та використання їх підвищених доз, застосування багатоступінчастого дозування реагентів та багатоступінчастих споруд для розділення фаз [2]. Окрім того, вміст деяких органічних домішок, що знаходяться у металомістких водах, лімітується при скиданні у каналізацію або водоймище, а при допустимих для скидання концентраціях вони у сумі можуть надавати очищеній стічній воді високе значення ХПК, величина якого також обмежуються.

Оскільки хімічні властивості ІВМ і органічних домішок досить різні, то при очистці металомістких багатокomпонентних стічних вод основним завданням є необхідність досягнення потрібного ступеня вилучення іонів металів із максимально можливим зниженням концентрації окремих органічних домішок або ХПК. При цьому коло застосовуваних водоочисних технологій, які можуть бути придатними для вилучення органіки, обмежується процесами, що використовуються для очистки від ІВМ. До них відносяться процеси перетворення домішок за рахунок коагуляції та сорбції під дією утворених гідроксидів металів, що знаходяться у вихідній стічній воді, або додатково уведених коагулянтів, сульфідів та інших реагентів, а також процеси розділення фаз відстоюванням, флотажією та фільтруванням.

Найбільш поширеними органічними домішками металомістких стічних вод є неполярні екстраговані домішки (НЕД). У загальному потоці стічних вод НЕД знаходяться у крапельному, емульгованому та розчиненому станах. Частина їх може утворювати на поверхні води плівку. В звичайних умовах НЕД погано змішуються з водою, але в результаті великої швидкості руху потоку в трубопроводах, перетоків та перекачувань стічної води насосами відбувається механічна диспергація частини таких домішок і утворення седиментаційно стійких емульсій.

Значний вплив на властивості емульсій, що утворюються в стічних водах, чинять ПАР. Ці речовини зменшують поверхневий натяг на поверхні поділу “емульговані частинки – вода”, в зв'язку з чим дисперсність цих частинок в стічній воді збільшується, що робить

утворювані емульсії більш седиментаційно стійкими. Проведений мікроскопічний аналіз емульсій, показує, що середній діаметр частинок мастила без наявності ПАР становить 6–7 мкм, а в емульсії, що вміщує 0,2 мл/л детергенту ТМС-31, зменшується до 0,6–0,9 мкм і вона стає більш монодисперсною. Крім того, в присутності ПАР емульсії стають більш агрегативно стійкими.

Розмір емульгованих частинок впливає на основний показник процесу очистки – швидкість їх підйому. Розрахунок швидкості підйому емульгованих частинок залежно від розміру та густини показує, що відстоюванням можуть бути відокремлені від води емульговані частинки розміром не менше 100 мкм, а для важких фракцій, наприклад мазуту, частинки, розмір яких більший за 200 мкм. Видалення частинок меншої крупності може відбуватися при дуже низькому гідравлічному навантаженні на споруди (до  $1,0 \text{ м}^3/\text{м}^2$  в год) або після попередньої їх коагуляції.

Тобто для стабілізованих емульсій безреагентні методи розділення фаз (седиментація, фільтрування) є недостатньо ефективними, оскільки не порушується стабільність колоїдної системи. Більш-менш ефективною може бути флотація, однак за умови значного насичення водної фази бульбашками повітря, яке призводить до десорбції молекул ПАР з емульгованих частинок і їх взаємодії з бульбашками повітря [3]. Таким чином, ефективна супутня очистка від емульгованих нафто- та мастилопродуктів можлива тільки при застосуванні методів, які призводять до зміни фазово-дисперсного стану частинок, зокрема при їх взаємодії із гідроксидами металів, які утворюються при очищенні металомістких стічних вод або при додатковому введенні гідролізуючих коагулянтів.

В результаті реагентного або електрохімічного очищення металомістких стоків здійснюється коагуляція емульгованих частинок НЕД і сорбція їх на поверхні пластівців малорозчинних сполук металів. Крім металів, малорозчинні сполуки в стічних водах також утворюють кальцій та магній, що містяться в воді, яка використовується в технологічних операціях. Результати лабораторних досліджень показують, що присутність в стічних водах таких найпоширеніших металів, як алюміній та залізо, в концентраціях 30–75 мг/л забезпечує досить ефективне очищення стічних вод від емульгованих частинок фільтруванням (рис. 1). При цьому алюміній та тривалентне залізо коагулюють ці частинки в нейтральному середовищі, а двовалентне залізо – в лужному. Якщо в стічних водах міститься більше ніж 40–50 мг/л магнію, то в лужному середовищі при рН 10,5–11,5 емульговані частинки видаляються ефективно навіть у випадку відсутності важких металів. В інших випадках необхідне додаткове введення металевих коагулянтів або використання як коагулянтів іонів заліза(II), які у вигляді реагентів-відновників або за допомогою електрокоагуляції вводяться в стічну воду для відновлення хрому(VI).

Тривалі виробничі дослідження по супутньому вилученню НЕД із металомістких стічних вод показали, що при концентрації НЕД в середньому більше ніж 180–200 мг/л доцільно застосовувати їх попередню спеціальну очистку або виділяти окремим потоком стоки, що містять НЕД, з відповідним їх вилученням. При меншому вмісті НЕД для їх очищення не потрібно використовувати допоміжні реагенти, якщо початкова сумарна концентрація важких металів становить більше ніж 50 мг/л. При нижчій концентрації металів потрібне додаткове введення коагулянтів або підлуження стоків до рН 10,5–11,5 для утворення малорозчинних сполук магнію, який міститься в технологічній воді.

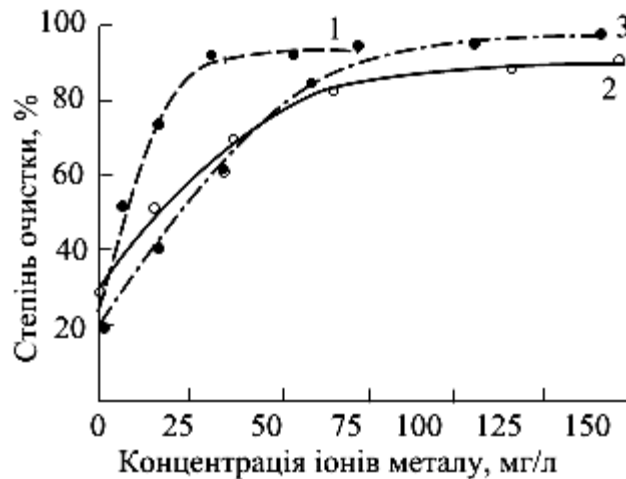


Рис. 1. Залежність ступеня очистки стічної води від емульгованих домішок фільтруванням від концентрації іонів металу: 1 –  $Al^{3+}$  (pH 7.0); 2 –  $Fe^{2+}$  (pH 10.0); 3 –  $Fe^{3+}$  (pH 7.0)

Подальше відділення скоагульованих частинок НЕД від стічної води визначається ефективністю процесу розділення фаз. У тому випадку, якщо проводиться тільки попереднє розділення фаз, то в очищеній воді вміст НЕД може знижуватись до 20 мг/л. При застосуванні кінцевого розділення фаз за допомогою механічного фільтрування концентрація НЕД в очищеній воді знаходитиметься в межах 0,5–3,0 мг/л. При вихідній концентрації до 15–20 мг/л розглянута технологія очистки стічних вод дає змогу знизити вміст НЕД в очищеній воді до 0,3–0,5 мг/л.

Стабілізація емульгованих домішок детергентами при концентрації ПАР до 3–5 мг/л мало впливає на ступінь вилучення НЕД. При більшій концентрації ПАР кінцева концентрація емульгованих домішок може збільшуватись після фільтрування до 8–15 мг/л. Це потребує наявності у стічній воді сумарної концентрації гідроксидів металів не менше ніж 200–300 мг/л або додаткового введення відповідної кількості залізних (алюмінієвих) коагулянтів. У всіх випадках за необхідності більш глибокої доочистки металомісткої стічної води від НЕД потрібно застосовувати спеціальні методи, і насамперед сорбцію на активованому вугіллі, яка дає змогу знизити концентрацію нафто- і мастилопродуктів до 0.1–0.05 мг/л [4, 5].

Супутнє вилучення ПАР при очистці металомістких стічних вод становить 40–200 мг на 1000 мг коагулянту у перерахунку на безводний продукт [6, 7]. Це уможливорює при дозах коагулянтів 200–250 мг/л досягнути середнього ефекту очищення від ПАР 70–80 %. При цьому ефективність вилучення ПАР залежить від їх класу. Так, найбільш ефективно зниження спостерігається для аніонактивних ПАР, яке при дозах коагулянту 100–150 мг/л досягає 75–95 %. Неіоногенні ПАР вилучаються значно гірше (до 30–55 %).

Як і при очистці від НЕД ступінь вилучення ПАР значною мірою залежить від технології розділення фаз. При використанні технологій, призначених для вилучення металів, які включають розділення фаз відстоюванням або флотацією і подальше фільтрування, супутня ефективність очищення стічної води від ПАР становить 70–85 %. При малих концентраціях коагулянту вилучення ПАР незначне, що потребує збільшення дози коагулянту до 150–300 мг/л.

Загальне зниження ХПК стічних вод за допомогою гідроксидів металів протікає передусім за рахунок коагуляції та сорбції органічних домішок, що знаходяться у колоїдному і молекулярному стані. При цьому основним процесом є коагуляція, оскільки розчинена та деяка інша органіка (наприклад, спирти, органічні розчинники, комплексні сполуки) досить важко адсорбується на гідроксидах металів і коагулянту, що мало впливає на зниження ХПК.

Згідно з нашими дослідженнями технологія розділення фаз впливає на зниження ХПК тільки відносно ступеня вилучення скоагульованої зависі. Так, основне зниження ХПК протікає після попереднього розділення фаз відстоюванням або флотацією (в середньому на 30–50 %), а подальше фільтрування стічної води додатково знижує ХПК всього на 5–10 %. При цьому у багатьох випадках після фільтрування залишається колоїдна завись, яка не зникає навіть при підвищенні дози коагулянту перед попереднім розділенням фаз до 400–600 мг/л. Це одночасно призводить також до значного зниження ефективності очистки стічної води від іонів металів. Тільки після додаткового введення коагулянту з дозою 50–100 мг/л після попереднього розділення фаз завись коагулює і затримується при фільтруванні, що дає змогу підвищити загальний ступінь зниження ХПК до 60–70 %. Тобто за необхідності максимального зниження ХПК і підвищення якості очистки води від іонів металів найдоцільнішим є двоступеневе розділення фаз з проміжним уведенням коагулянту, що уможливорює при мінімальній витраті реагенту досягти найбільш ефективного очищення стічної води від органічних домішок і іонів металів (рис. 2).

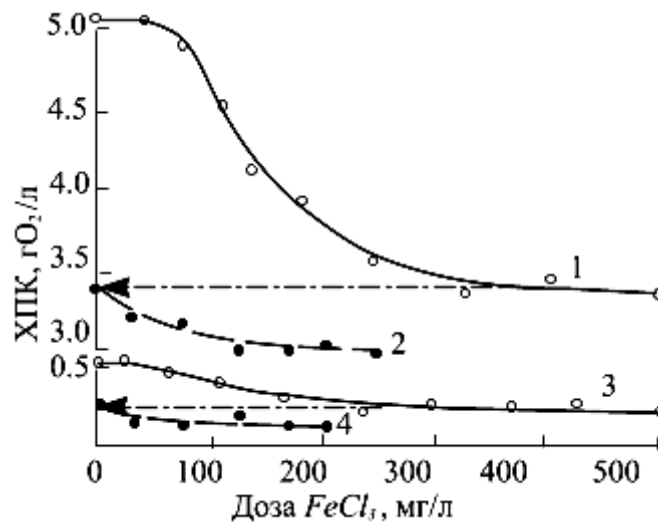


Рис. 2. Вплив дози коагулянту  $FeCl_3$  на зниження ХПК металомістких стічних вод виробництва та фарбування металевих деталей (1, 2) і гальванічного цеху (3, 4) з розділенням фаз відстоюванням і фільтруванням при одноступінчастому уведенні коагулянту перед відстоюванням (1, 3) і двоступінчастому – перед відстоюванням і фільтруванням (2, 4)

Порівняння ефективності дії різних коагулянтів на зниження ХПК не показало істотної різниці у ступені очищення стічних вод. Однак більш економічним є застосування алюмінієвого коагулянту, а із залізних – хлорного заліза. Так, при очистці суміші стічних вод від виробництва та фарбування металевих деталей ефективність зниження ХПК 60–70 % досягається при дозі  $Al_2(SO_4)_3$  – 190 мг/л,  $FeSO_4$  – 230 мг/л,  $FeCl_3$  – 210 мг/л. Подібне

співвідношення у дозах коагулянтів спостерігається і для інших металомістких багатокомпонентних стічних вод. У той самий час, потрібно досить обережно підходити до використання залізних коагулянтів, оскільки іони заліза можуть у багатьох випадках утворювати із органічними домішками комплексні сполуки і не формувати пластівці гідроксидів у необхідному для осадження іонів металів діапазоні рН від 7.0–7.5 до 10.5–11.5. Наприклад, згідно з нашим спостереженням подібне явище спостерігається за наявності у стічній воді деяких рослинних олій гумусових речовин, органічних розчинників.

Необхідно зазначити, що досить часто взаємодія органічних домішок і пластівців гідроксидів коагулянту призводить до утворення крупних частинок, які не тільки не осаджуються, а навпаки знаходяться у завислому стані або спливають на поверхню стічної води. Найчастіше це явище спостерігається при застосуванні алюмінієвого коагулянту. Тому при використанні для попереднього розділення фаз відстоювання доцільнішим є використання залізних коагулянтів, а при флоатації – алюмінієвого коагулянту. Відповідним є застосування лугів: у першому випадку вапна, у другому – гідроксиду натрію.

Для супутнього вилучення органічних домішок при уведенні коагулянтів потрібно використовувати флокулянти, оскільки формування крупних пластівців гідроксидів металів у присутності органіки відбувається повільно, вони часто досить дисперсні і особливо при попередньому розділенні фаз спостерігається значний винос із очисних споруд дрібних завислих частинок, які знижують ефективність подальшого фільтрування і ступінь очистки від ІВМ. Дозу коагулянту залежно від концентрації іонів важких металів ( $C_{Me^{n+}}^i$ , мг/л) у вихідній стічній воді можна визначити так:

$$C_k = \frac{A_a \left[ D_r - \sum_{i=1}^k \left( C_{Me^{n+}}^i + \frac{17n C_{Me^{n+}}^i}{A_{Me^{n+}}} \right) \right]}{17n}, \text{ мг/л,}$$

де  $n$ ,  $m$  – відповідно валентність катіона і аніона коагулянту;  $D_r$  – потрібна концентрація гідроксиду металу (приймається 200–300 мг/л);  $A_a$ ,  $A_{Me}$  – відповідно атомна вага аніона і катіона коагулянту.

У загальному випадку перед попереднім розділенням твердої та рідкої фаз рекомендується застосування трьох реагентів: коагулянту при недостатній кількості гідроксидів металів, лугу для підвищення рН до потрібних значень і флокулянту. Перед кінцевим фільтруванням використовується тільки коагулянт, оскільки його додавання при малих дозах одночасно призводить до деякого зниження рН середовища. Луг у цьому випадку додається тільки тоді, коли буферність водної фази по рН недостатня для нейтралізації утвореної кислоти. Якщо ступінь зниження ХПК не задовольняє встановлені вимоги, потрібна додаткова обробка очищеної стічної води із застосуванням окислення або сорбції на активованому вугіллі.

На основі проведених досліджень були розроблені технологічні схеми для очистки металомістких багатокомпонентних стічних вод від іонів важких металів з одночасним максимально можливим вилученням органічних домішок. Кількість ступенів обробки стічної води залежить від виду органічних домішок та ІВМ.

Так, за наявності емульгованих домішок визначальною є присутність іонів важких металів з різними рН гідратування, що обумовлює застосування одного або двох ступенів обробки води. При концентрації емульгованих домішок до 150–200 мг/л у більшості випадків потрібне їх попереднє вилучення. Для нестабілізованих емульсій

найбільш раціональним є розділення фаз відстоюванням, а для стабілізованих – попереднє підкислення або уведення інших деемульгаторів з подальшим розділенням фаз.

Одноступенева схема попереднього розділення фаз для вилучення ІВМ (при рН 7–8,5 або 9,5–11) застосовується як для очищення стічної води від ІВМ, так і для додаткового вилучення органічних домішок. Двоступенева схема попереднього розділення фаз застосовується при знаходженні у стічній воді ІВМ з різними рН гідратоутворення (при рН 7–8,5 та 9,5–11). Для вилучення ІВМ на першому і другому ступенях можна використовувати відстійники або флотатори. Обов'язковим після попереднього розділення фаз є використання фільтра для доочистки стічної води від завислих частинок. При малих концентраціях гідроксидів металів (до 100–150 мг/л) як другий ступінь розділення фаз можна використовувати механічні фільтри. За необхідності глибокої очистки від ІВМ застосовується двохступеневе фільтрування з проміжним уведенням реагентів-осаджувачів (рис. 3).

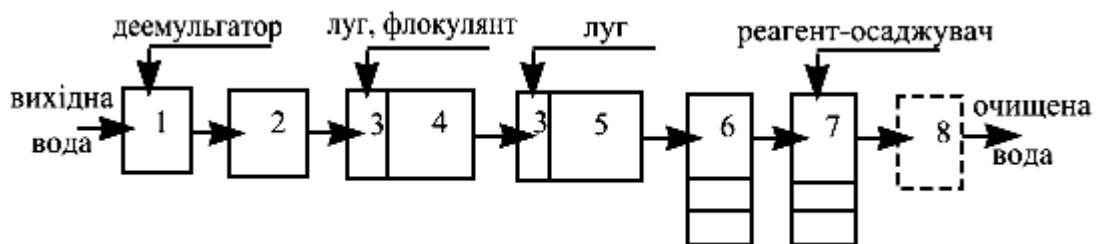


Рис. 3. Узагальнена технологічна схема очистки стічних вод від ІВМ з різними рН гідратоутворення та супутнім вилученням емульгованих домішок: 1 – змішувач-реактор; 2 – розділювач фаз для емульгованих домішок; 3 – змішувач; 4 – попередній розділювач фаз першого ступеня для вилучення ІВМ та емульгованих домішок; 5 – попередній розділювач фаз другого ступеня для вилучення ІВМ; 6 – фільтр 1 ступеня; 7 – фільтр 2 ступеня для доочистки від ІВМ; 8 – спеціальний ступінь глибокого вилучення емульгованих домішок

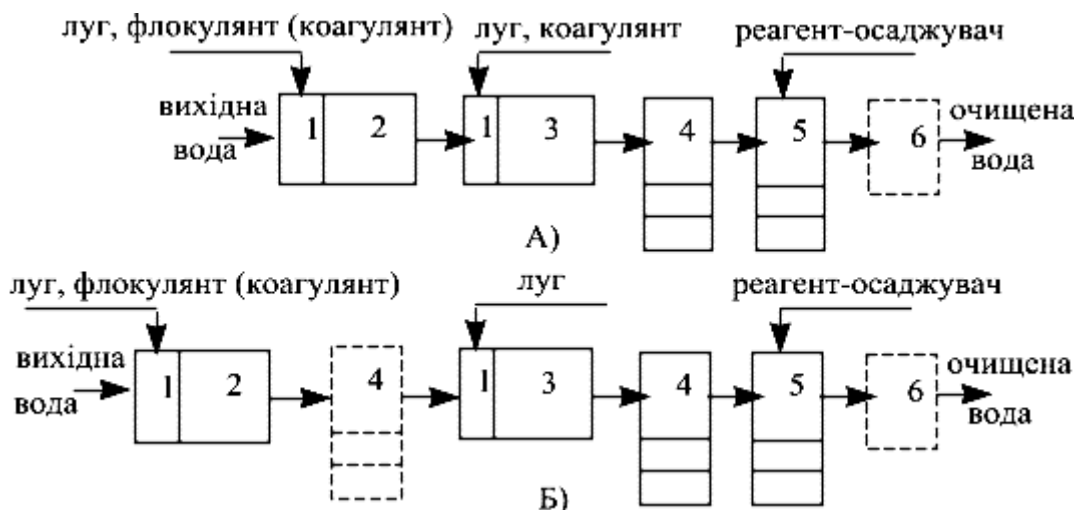


Рис. 4. Узагальнена технологічна схема очистки стічних вод від ІВМ та супутнім вилученням ПАР за наявності ІВМ з одним (А) та різними (Б) рН гідратоутворення: 1 – змішувач; 2 – флотатор 1 ступеня для вилучення ІВМ та ПАР; 3 – флотатор другого ступеня для вилучення ПАР (та ІВМ); 4 – фільтр 1 ступеня, 5 – фільтр 2 ступеня для глибокого вилучення ІВМ; 6 – ступінь спеціального вилучення ПАР

За наявності ПАР найдоцільніше використання двоступеневої обробки стічної води флотацією, яка дає змогу найбільш ефективно вилучати ПАР як з уведенням, так і без уведення коагулянтів, оскільки ПАР ефективно адсорбуються границею розподілу фаз "розчин-газ" [8, 9]. Якщо стічна вода містить ІВМ з одним рН гідратування (рН 7–8,5 або 9.5–11), то можливі два варіанти обробки. По першому варіанту при рН гідратування ІВМ 7–8,5 на першому ступені вилучаються ПАР з використанням гідроксидів важких металів, що утворюються при підлучуванні до цього значення рН або при додатковому введенні коагулянту, і максимально можлива концентрація ІВМ. На другому ступені додатково вилучаються ПАР і супутньо ІВМ з уведенням за необхідності коагулянтів для дестабілізації колоїдної системи і додаткової сорбції ІВМ (рис. 4, А). При рН гідратування ІВМ 9.5–11 на першому ступені вилучаються ПАР з використанням гідроксидів важких металів, що утворюються при підлучуванні до цього значення рН або при додатковому введенні коагулянту, і максимально можлива концентрація ІВМ. На другому ступені додатково вилучаються ПАР і супутньо ІВМ без уведення коагулянтів (рис. 4, Б). Останнє можна пояснити тим, що при збільшенні рН середовища різко підвищується критична концентрація міцелування ПАР, що сприяє протіканню процесу флотації [9].

Якщо стічна вода містить ІВМ з двома рН гідратування (рН 7–8,5 та 9.5–11), то на першому ступені вилучаються ІВМ при рН 7–8,5 і супутньо ПАР як з уведенням, так і без уведення коагулянтів, а на другому ступені – ІВМ при рН 9.5–11 з максимально можливим вилученням ПАР без уведення коагулянту аналогічно до схеми на рис. 4, Б. У цих варіантах за наявності ІВМ з одним рН гідратування як другий ступінь може використовуватись механічний фільтр, а за наявності ІВМ з різними рН гідратування у випадку необхідності ретельного вилучення гідроксидів металів, що утворились при рН 7–8,5 після першого ступеня можливе використання додаткового механічного фільтра.

Якщо стічна вода потребує тільки загального зниження ХПК, також раціональніше використання двох ступенів обробки води. За наявності ІВМ з одним рН гідратування (рН 7–8,5 або 9.5–11) на першому ступені при рН гідратування ІВМ 7–8,5 або 9.5–11 протікає процес осадження ІВМ з супутнім вилученням органіки, а на другому ступені додатково вилучаються органічні домішки з використанням додаткового уведення коагулянту. Якщо стічна вода містить ІВМ з різними рН гідратування (рН 7–8,5 та 9.5–11), то на першому та другому ступенях при рН відповідно 7–8,5 та 9.5–11 вилучається ІВМ і супутньо органіка з додатковим за необхідності уведенням коагулянтів на обох ступенях для додаткової сорбції органічних домішок.

Потрібно зазначити, що за наявності ІВМ з різними рН гідратування, а також у випадку необхідності глибокого вилучення ІВМ у всіх зазначених технологічних схемах потрібне використання механічного фільтра 2 ступеня із додатковим уведенням реагентів–осаджувачів. У випадку вимог до глибокого вилучення органічних домішок із очищеної від ІВМ стічної води додатково застосовується фінішний ступінь очистки із спеціальними технологічними процесами відповідно до властивостей окремих забруднюючих органічних компонентів. Крім того, якщо при очистці стічної води від ІВМ та зниження ХПК на першому ступені розділення фаз потрібне підвищення рН до 9.5–11, то на другому ступені при уведенні коагулянту його дозу треба підбирати так, щоб при гідролізі рН стічної води знижувалось до нормативних нейтральних значень. Це дасть змогу виключити застосування кислот для нейтралізації очищеної від ІВМ лужної води.

Згідно з договорами, укладеними з Рівненським Державним технічним університетом, розроблені технологічні схеми очистки стічних вод від іонів важких металів з одночасним вилученням органічних домішок протягом 1997–2001 рр. були впроваджені на багатьох промислових підприємствах Словаччини, Чехії, України.

Зокрема, технологічна схема для очистки стічних вод від іонів цинку і ПАР продуктивністю 5 м<sup>3</sup>/год на підприємстві "Slovenske liecebne kupele" (м. Раєцке Теплице) включає уведення алюмінієвого коагулянту, підлужування, додавання флокулянту, розділення фаз флотацією, двоступеневе розділення фаз фільтруванням із проміжним уведенням коагулянту та фінішну пінну сепарацію ПАР. Технологічна схема для очистки стічних вод від ІВМ і органічних домішок продуктивністю 5 м<sup>3</sup>/год на підприємстві по виробництву радіаторів "Korad" металургійного комбінату US Steel (м. Кошице) включає дозування залізного коагулянту, вапна для підвищення рН до 8.7–9.3, флокулянту, первинне розділення фаз у відстійнику, вторинне розділення фаз двоступеневим фільтруванням із проміжним уведенням алюмінієвого коагулянту, сорбцію залишків органіки на фільтрі з активованим вугіллям. Технологічна схема для очистки стічних вод від ІВМ і органічних домішок при виробництві металевих порцелянових виробів продуктивністю 2 м<sup>3</sup>/год на заводі "Festap" (м. Филяково) включає уведення залізного коагулянту, підлужування до рН 8.5–9.3, додавання флокулянту, первинне розділення фаз флотацією, вторинне розділення фаз фільтруванням з додатковим уведенням алюмінієвого коагулянту. Технологічна схема для очистки стічних вод від ІВМ та органічних мастил продуктивністю 3 м<sup>3</sup>/год при виробництві автомобільних деталей на а.с. "ZSNP" концерну "Volkswagen" (м. Жар н/ Гроном) включає попереднє вилучення вільних мастил та нафтопродуктів у дисковому мастиловловлювачі, уведення залізного коагулянту, підлужування до рН 10.0–10.5, додавання флокулянту, первинне розділення фаз флотацією, вторинне розділення фаз флотацією з попереднім уведенням алюмінієвого коагулянту і фінішну очистку стічної води фільтруванням.

**Показники очистки стічної води від ІВМ та органічних домішок  
на деяких підприємствах Словаччини**

Показник	Од. виміру	"Sl.liecebne kupele"		"Korad"		"Festap"		"ZSNP"	
		вихідна	очищена/ ліміт	вихідна	очищена/ ліміт	вихідна	очищена/ ліміт	вихідна	очищена/ ліміт
Завись	Мг/л	300–460	14–22/100	870–1200	11–24/300	380–490	5–12/50	75–68	12–16/50
ХПК	МгО <sub>2</sub> /л	680–900	290– 350/400	3840–2440	220– 300/400	1400– 1600	430– 560/600	–	–
ПАР	Мг/л	26–30	0.8– 1.2/2.0	2.5–3.0	0.6– 0.9/2.0	8–6	1.1– 1.6/5.0	–	–
НЕД	Мг/л	20–32	1.4– 2.0/2.0	160–370	0.5– 1.2/2.0	8–12	0.3– 0.6/2.0	1100– 2270	0.2– 0.8/5.0
Хром(III)	Мг/л	–	–	3.5–0.9	0.3– 0.5/0.5	2.6–4.9	0.3– 0.4/0.5	11.2–14.3	0.3– 0.4/0.5
Кадмій	Мг/л	–	–	–	–	–	–	0.6–1.0	<0.1/0.1
Мідь	Мг/л	–	–	–	–	3.2–6.7–	0.14– 0.26/0.3	0.7–0.8	0.1– 0.3/0.3
Свинець	Мг/л	–	–	–	–	–	–	34–64.3	0.6– 1.5/2.0
Нікель	Мг/л	–	–	1.5–2.3	0.1– 0.3/0.3	21–25	0.2– 0.5/0.5	79–116	0.2– 0.5/0.5
Цинк	Мг/л	14–25	0.3– 0.5/1.0	45–36	0.2– 0.3/1.0	34–25	0.3– 0.4/2.0	13.9–11.9	0.2– 0.3/1.0
Залізо	Мг/л	86–43	0.4– 0.6/5.0	160–200	0.6–0.8/10	94–100	0.3– 0.5/5.0	160–198	0.3– 0.5/2.0



Показники якості очистки стічної води наведені у таблиці. Як видно з цих даних, застосування розроблених схем дає змогу досягти в очищеній воді залишкових концентрацій по кожному металу в межах 0.2–0.5 мг/л, а також знизити вміст органічних домішок до потрібних лімітів. Наприклад, концентрація ПАР в очищеній воді становить 0.8–1.6 мг/л при нормативі 2.0 мг/л, НЕД (мастил, жирів, нафтопродуктів) 1.4–4.8 мг/л при нормативі 2–5 мг/л, ХПК знижується на 60–75 %, а при додатковому використанні активованого вугілля – на 90–92 %.

1. Филипчук В.Л. Сучасний стан формування складу та фізико-хімічної очистки металомістких багатокомпонентних стічних вод // Научн. труды Кременчугского ГПУ «Проблемы создания новых машин и технологий». – Кременчуг. – 2000. – Вып. 1/2000 (8). – С. 591–596. 2. Филипчук В.Л. Очистка стічних вод гальванічних виробництв // Вісник РДТУ.– Рівне. – 2000. – Вип.5(7).– С. 169–177. 3. Анопольский В.Н. // Автореф. дис... канд. тех. наук. – Л., 1983. – 25 с. 4. Очистка производственных сточных вод. / Под. ред. Ю.И. Турского.– Л., 1967. – 381 с. 5. Стахов В. А. Очистка нефтесодержащих сточных вод предприятий хранения и транспорта нефтепродуктов. – Л., 1983. – 263 с. 6. Мацнев А.И. Водоотведение на промышленных предприятиях. – Львов, 1986. – 200 с. 7. Бабенков Е.Д. Очистка воды коагулянтами. – М., 1977. – 355 с. 8. Когановский А.М. и др. Очистка и использование сточных вод в промышленном водоснабжении. – М., 1983. – 287 с. 9. Пушкарев В.В., Трофимов Д.И. Физико-химические особенности очистки сточных вод от ПАВ. – М., 1975. – 144 с.

УДК 622.277:621.319

Ігор Тимофеев\*, Ігор Галянчук\*, Неоніла Тазалова\*\*  
 Національний університет “Львівська політехніка”,  
 \*кафедра теплотехніки і теплових електричних станцій  
 \*\*кафедра гідравліки та сантехніки

## КІНЕТИКА РОЗЧИНЕННЯ ПОРОЖНИНИ ЗАТОПЛЕНИМ СТРУМЕНЕМ ВОДИ

© Тимофеев Ігор, Галянчук Ігор, Тазалова Неоніла, 2002

**With view process intensification of underground output of useful fossil, creation of cavity for underground gases keeping and petrochemical expediently to employ energy flowing out from immovable nozzle.**

З метою інтенсифікації процесу підземного видобутку корисних копалин, створення порожнини для підземного зберігання газів і нафтопродуктів доцільно застосовувати енергію, що витікає із нерухомого сопла [1, 2]. В цих роботах було встановлено, що форма циліндричного каналу в покладах кам'яної солі, по якому рухається вода, розчиняючи стінки циліндра, залишається практично циліндричною. Цей висновок дає підставу у першому наближенні подати схему розчинення порожнини затопленим струменем води, що витікає із нерухомого сопла радіусом  $r_c$ , у вигляді циліндра з напівсферичним дном. Отже, процес розчинення каналу зводиться до процесу просування напівсферичного фронту вздовж осі сопла, що супроводжується постійним збільшенням радіуса порожнини.