

## ТЕОРІЯ ТА ПРАКТИКА ВИКОРИСТАННЯ КОАГУЛЯНТІВ У ТЕХНОЛОГІЇ ВОДООЧИЩЕННЯ

*Проаналізовано стан практичного використання та теоретичних передумов вибору коагулювальних реагентів залежно від фізико-хімічних показників води та вимог споживача до якості її очищення. Показано тенденцію пріоритету екологічного спрямування у виборі реагентів для обробки води при централізованому чи локальному водозабезпеченні та водовідведенні.*

**Ключові слова:** коагулянти, централізоване водозабезпечення, технології водоочищення, фізико-хімічні показники води.

### Вступ

Коагулянти широко використовують у технології водоочищення для її освітлення, знебарвлення води. Донедавна їх використовували переважно в практиці підготовки води природних джерел перед подачею її у водопровідні мережі, а останнім часом все ширше застосовують і для очищення стічної води (СВ) як побутової, так і промислових підприємств [1–5].

З метою вдосконалення методу дестабілізації стійких водних суспензій та емульсій електrolітами, здатними до гідролізу, вивчаються фактори впливу на процеси, що відбуваються на межі поділу фаз. Це сприяє поглибленню уявлень щодо механізму взаємодії компонентів таких колоїдних систем. Зростає кількість робіт, спрямованих на розширення сировинної бази та підвищення ефективності коагулянтів, які отримують із різних відходів промисловості та природних мінералів [6; 7]. У науково-технічній літературі (на різних етапах розвитку теорії і практики методу коагуляції) розглядаються властивості коагулянтів, способи їх отримання, механізм структуризації коагулянтів, вплив гідравлічних умов на формування коагулювальних агрегатів, але все перераховане переважно вивчається стосовно одного з коагулянтів (наприклад солей алюмінію чи заліза) [1; 6; 8].

Метою цієї роботи є аналіз практичного використання у водопідготовці та водовідведенні різних коагулювальних реагентів, порівняння їхніх санітарно-гігієнічних та екологічних пріоритетів, що важливо для вибору коагулянтів при проектуванні і забезпеченні вимог з охорони довкілля при реалізації проектів.

### Основи методу коагуляції

Як відомо, коагулянти застосовують для зниження агрегатної та седиментаційної стійкості іоногенних, колоїдних і високодисперсних домішок, що забруднюють воду. Так, до води додають електроліти, здатні до гідролізу і утворення нерозчинних гідроксидів. Як результат, утворені аквакомплекси, полімеризуючись, взаємодіють з різнойменно зарядженими домішками різного ступеня дисперсності [8–11]. Сепарація із води коагулянтів забезпечується їх седиментацією, іноді для розділення твердої і рідкої фаз застосовують методи флотації чи фільтрації [11–13]. Уявлення щодо механізму утворення асоціатів важливе при розрахунку технологічних параметрів процесу коагуляції, оскільки необхідне для створення та регулювання гідродинамічних умов у спорудах, передбачених проектом для забезпечення ефективного утворення коагуляційних структур [13–16].

На станціях підготовки питної води для коагуляції використовують переважно солі алюмінію, рідше заліза чи їх суміші, а також солі магнію, інколи титану [1; 17–18]. Для обробки СВ використовують електроліти, наведені вище, а також солі цинку, міді [7; 19]. Основною проблемою при очищенні води коагулянтами є їх залишок у очищеній воді. Тому повнота гідролізу електроліту важлива при виборі того чи іншого реагенту, зважаючи на вимоги споживача чи регламенту державних стандартів за ступенем очищення води (ГОСТ) [20–22]. Сьогодні технологія очистки води спрямована на виключення або зменшення вторинного її забруднення та осадів, що утворюються в процесі очищення [20–25]. Зокрема, це стосується залишку іонів алюмінію

в очищеній воді через їхню токсичність, іонів заліза, міді, цинку, які погіршують її органоліптичні показники [11; 22]. Мінімальна концентрація солей магнію в очищеній воді не регламентується нормативами [23; 24]. Однак за органоліптичними показниками рекомендується не перевищувати концентрацію іонів магнію у водопровідній воді понад 10 мг-екв./дм<sup>3</sup> та відповідно 50 мг-екв./дм<sup>3</sup> у СВ, яку спускають у природні джерела [24].

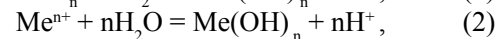
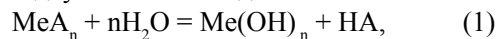
Метод коагуляції спрямований на регулювання перебігу процесів, що відбуваються на межі поділу фаз у водному середовищі (колоїдній системі). Існує досить багато досліджень з теорії динаміки фазових переходів та факторів впливу на цей процес у полідисперсних системах (до яких належить і вода, забруднена різними домішками) [25–30]. В основі досліджень із впливу різних факторів на стійкість колоїдних систем, обумовлену міцелярною структурою обособлених інгредієнтів, лежить вивчення електрокінетичних властивостей дисперсії. Оскільки агрегативна стійкість системи характеризується наявністю енергії поверхневого шару диспергованих компонентів та подвійного електричного шару на поверхні утвореної твердої фази, то зміна  $\xi$ -потенціалу є важливою характеристикою коагуляційного процесу. Електрокінетичний потенціал ( $\xi$  – визначають методом електрофорезу) виникає в динаміці потоку на межі дотику поверхонь колоїдних дисперсій, і для домішок природної води становить приблизно 70 мВ.

У процесі коагуляції під дією термодинамічних та кінетичних факторів зменшується питома поверхня. Баланс сил такої системи розглядається фізичною теорією, запропонованою Кальманом, Вільшгетером, яка у подальшому була розвинена Дерягиним, Ландау, Фервейем, Овербеком (ДЛФО). Вона пояснює термодинаміку процесу коагуляції електролітами та дозволяє проводити кількісні розрахунки стосовно енергії взаємодії вискодисперсних компонентів залежно від відстані між ними [9; 11]. Теорія базується на зіставленні сил міжмолекулярного притягування та електростатичного відштовхування. Кількісні розрахунки, згідно з фізичною теорією стійкості систем такі: для випадку нейтралізаційної коагуляції, характерної для дисперсії з низьким значенням  $x$ -потенціалу залежно від вибраного електроліту, визначають зниження  $x$ -потенціалу колоїдів; для концентраційної коагуляції, а саме – золів із високим значенням  $x$ -потенціалу визначають момент зникнення енергетичного бар'єру між дисперсією колоїдів (залежно від концентрації доданого у воду електроліту) [9].

Водночас, науковці, відмічають, що зміна  $x$ -потенціалу враховується переважно при теоретичних дослідженнях процесів коагуляції різними електролітами з катіонами  $Al^{3+}$ ,  $Fe^{3+}$ ,  $Fe^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  у їхній структурі. Але в практиці контролю та автоматизації дозування реагентів орієнтуватись на значення  $x$ -потенціалу досить складно [27; 28]. Виходячи з того, що формула Харлі-Роу зв'язує  $x$ -потенціал з величиною  $\Delta pH$ , запропоновано спосіб регулювання дози коагулянта за визначенням різниці рН освітленої води та утвореного осаду у процесі очищення. Контролюючи зміщення ізоелектричної точки коагулянтів (осадів), встановлюють дозу коагулянта, оптимальну в конкретних умовах зміни якісного та кількісного складу інгредієнтів у воді.

Встановлено, що в основі процесу коагуляції при очищенні води від органічних домішок лежить механізм комплексоутворення [30]. Цей факт пояснює експериментальні результати отримання глибшого ступеня очистки води методом коагуляції при досить високих значеннях  $x$ -потенціалу [15; 27].

Гідроліз солей, які використовують для коагуляції, забезпечується фізико-хімічними умовами, відповідними щодо вибраної солі. Перебіг реакції відбувається постадійно:



де  $Me^{n+}$  – катіон,  $A^-$  – аніон солі.

Із рівнянь гідролізу солей (1, 2) випливає, що для зміщення реакції праворуч, крім виведення гідроксидів металів із зони реакції, необхідна нейтралізація надлишку іонів  $H^+$  [11]. Для цього у воду додають луг, оскільки іонів бікарбонатів, здатних вступати в реакцію з катіоном водню, у воді, що підлягає очищенню, як правило, недостатньо. Коагуляційні структури мають значну питому поверхню та високі адсорбційні й адгезійні властивості відносно розчинних та колоїдно-розчинних домішок води. За несприятливих фізико-хімічних умов спостерігається неповнота гідролізу солей, і катіони коагулювального електроліту залишаються в очищеній воді (вторинне забруднення). Тому інформативною величиною щодо фазових переходів у розчині та ступеня гідролізу вибраного електроліту є добуток розчинності (ДР), який і характеризує розчинність гідроксидів  $DR_{Me(OH)_n} = [Me^{n+}][OH^-]$  та швидкість процесу гідролізу:

$$v = k [Me^{n+}][H_2O], \quad (3)$$

де  $k$  – константа швидкості гідролізу (залежить від температури розчину).

Розчинність продуктів гідролізу та їх ГДК наведено в таблиці 1.

Таблиця 1. Електроліти, розчинність продуктів їх гідролізу та показники контролю

Формула електролітів	pH гідролізу	Гідрооксид	Розчинність, г/100мл Н <sub>2</sub> О 20°С,	ДР, г іон/дм <sup>3</sup> 20°С	ГДК, мг/дм <sup>3</sup> показник
Al <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·18H <sub>2</sub> O сульфат алюмінію	4,5–7,5	Al(OH) <sub>3</sub>	0,6 10 <sup>-4</sup> 2,3 10 <sup>-8</sup>	1,1 10 <sup>-15</sup> - 1,9 10 <sup>-33</sup>	0,04 токсикологічний
Al <sub>2</sub> (OH) <sub>3</sub> Cl оксихлорид алюмінію	4,5–8	Al(OH) <sub>3</sub>	0,6 10 <sup>-4</sup>	1,1 10 <sup>-15</sup>	0,04 токсикологічний
NaAlO <sub>2</sub> алюмінат натрію	4,5–8	Al(OH) <sub>3</sub>	0,6 10 <sup>-4</sup>	1,1 10 <sup>-15</sup> 1,9 10 <sup>-33</sup>	0,04 токсикологічний
AlK(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·18 H <sub>2</sub> O алюмокалійна сіль		Al(OH) <sub>3</sub>	0,6 10 <sup>-4</sup>	1,1 10 <sup>-15</sup> 1,9 10 <sup>-33</sup>	0,04 токсикологічний
Al(NH <sub>4</sub> ) <sub>4</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> ·12 H <sub>2</sub> O алюмоамонійна сіль		Al(OH) <sub>3</sub>	0,6 10 <sup>-4</sup>	1,1 10 <sup>-15</sup> 1,9 10 <sup>-33</sup>	0,04 токсикологічний
Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> ·9H <sub>2</sub> O сульфат заліза	8–10	Fe(OH) <sub>3</sub>	2,1 10 <sup>-8</sup> 4,8 10 <sup>-9</sup>	1,1 10 <sup>-36</sup> - 3,8 10 <sup>-38</sup>	0,3 мг/дм <sup>3</sup> органоліпт.
FeSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O сульфат заліза (купорос)	8,5–10,5	Fe(OH) <sub>2</sub>	1,4 10 <sup>-4</sup> 4,4 10 <sup>-5</sup>	1,6 10 <sup>-14</sup> - 4,8 10 <sup>-16</sup>	0,3 мг/дм <sup>3</sup> органоліпт.
FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O хлорид заліза	5–7	Fe(OH) <sub>3</sub>	2,13 10 <sup>-9</sup> - 4,8 10 <sup>-9</sup>	1,1 10 <sup>-36</sup> 3,8 10 <sup>-38</sup>	0,3 мг/дм <sup>3</sup> органоліпт.
MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O сульфат магнію	10–11,5	Mg(OH) <sub>2</sub>		6,1 10 <sup>-12</sup>	10 мг/дм <sup>3</sup> органоліпт.
MgCl <sub>2</sub> ·6H <sub>2</sub> O хлорид магнію	10–11,5	Mg(OH) <sub>2</sub>		6,1 10 <sup>-12</sup>	10 мг/дм <sup>3</sup> органоліпт.
Zn Cl <sub>2</sub> хлорид цинку		Zn(OH) <sub>2</sub>		4,3 10 <sup>-17</sup>	5,0 мг/дм <sup>3</sup> органоліпт.

Джерело: [10; 11; 30].

Швидкість гідролізу електролітів пропорційна концентрації катіонів коагулянта. Звідси важливим показником ефективності процесу коагуляції є концентрація доданого у воду електроліту.

Технологію методу коагуляції вдосконалюють, оптимізуючи гідравлічний режим процесу агломерації коагулянтів та сепарації утвореного осаду [30].

При низькій каламутності та інтенсивній барвності води для інтенсифікації процесу коагуляції до неї додають замутовачі, наприклад, вискодисперсну глину [21; 22]. Ефективним способом поліпшення процесів агрегації є рециркуляція осаду. Цей технологічний прийом дозволяє знизити дозу коагулянта та підвищити гідравлічну величину осадів-коагулянтів.

У силу деяких відмінностей специфіки використання коагулянтів у технології очищення води для водопостачання населених пунктів та очистки води для потреб промисловості чи доочистки СВ далі розглянемо праці, присвячені використанню та вдосконаленню вказаних технологічних процесів.

#### **Використання коагулянтів на станціях (різної потужності) централізованого водозабезпечення населених пунктів**

Вибір технологічної схеми для очищення води з поверхневих джерел проводиться із врахуванням необхідності доведення якості

цієї води до нормативних показників (ГОСТ – вода питна) та можливістю прив'язки до одного з типових проектів за потужністю станції. Таким чином, основними показниками для вибору складу споруд у типовому проектуванні є якість води, що підлягає обробці, та потужність станції.

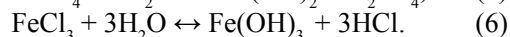
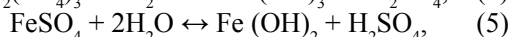
Кілька інститутів АН України провели роботи з оцінки гідроекологічного стану природних водних джерел країни. В результаті отримано картографічний матеріал, інформативний щодо екологічної ситуації водних об'єктів [33].

У сучасній класифікації якості води річок та інших природних водойм забрудненість джерел для централізованого водозабезпечення в Україні прийнято поділяти на 6 категорій в межах IV класів води поверхневих джерел відповідно до класифікації, прийнятої Євросоюзом (ЕС) [31–34]. За вказаним стандартом, в Україні кількість джерел, якість води в яких можна віднести до першого класу мінімальна. Разом із тим незалежно від ступеня забрудненості води, що надходить з джерела на очисні споруди міста, її якість має бути доведена до вимог ГОСТ 51232–98 «Питна вода» [35].

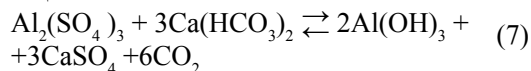
Різноманіття домішок у природній воді, що відрізняється фізико-хімічними властивостями, дисперсністю та концентрацією, й необхідність зниження цих показників до нормативних значень зумовлюють пріоритет вибору технологічних схем із реагентною обробкою води [36–39].

На станціях водопостачання для коагуляції використовують переважно сульфат алюмінію, поліоксосульфати і поліоксохлориди алюмінію; рідше – солі заліза (сульфат – I<sub>вал.</sub> чи – III<sub>вал.</sub>), хлорне залізо та хлорований залізний купорос); солі магнію: (хлорид, сульфат, hydrolit-mg, akdolit-gran, magn-dol); значно рідше – алюмінат натрію, алюмокалійну чи алюміній-амонійну сіль, титанові сполуки [1; 11].

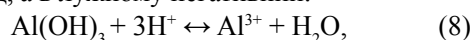
На централізованих станціях очистки води традиційно використовують сульфат алюмінію як дешевий коагулянт, що отримують із природних бокситів. Його в твердому стані постачають на водоочисні станції. Для зберігання та приготування робочого розчину коагулянта, на водоочисних спорудах передбачається наявність реактентного господарства. Повинні бути також і апарати для отримання та дозування вапняного молока, оскільки процес коагуляції солями алюмінію та заліза супроводжується утворенням сірчаної або соляної кислот, які за звичай нейтралізують лугом:



Так, 1 мг доданого у воду  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  знижує лужність води на 0,25 мг [23]. Процес взаємодії реагентів із  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  супроводжується утворенням вільної вуглекислоти, внаслідок чого підвищується агресивність води відносно бетону (будівельного матеріалу споруд) [11]. Кількість утвореного вуглекислого газу розраховують за реакцією:



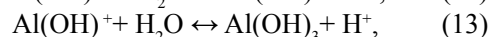
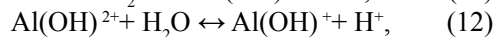
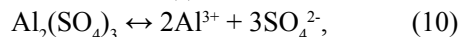
Позбуваються  $\text{CO}_2$  переважно методом видудування його з води повітрям або виводять в осад методом карбонізації. Зауважимо, що надлишок солей алюмінію призводить до перезарядки колоїдної дисперсії і як результат – погіршення процесу гетерокоагуляції [10; 11]. Ізоелектрична точка гідроксиду алюмінію (межа мінімальної розчинності) коливається в інтервалі  $\text{pH}_{\text{из.}}$  (7,6–8,2). Нижче водневого показника  $\text{pH}$  5 та вище  $\text{pH}$  8, коли солі алюмінію перебувають у дисоційованому стані. Для амфотерних сполук, до яких належить гідроксид алюмінію, характерна зміна знака заряду поверхні залежно від  $\text{pH}$  середовища. Поверхня дисперсії гідроксиду алюмінію в кислому середовищі, як і в нейтральному, має позитивний заряд, а в лужному негативний:



Оскільки більшість домішок води несе негативний заряд, то для забезпечення ефективності

процесу гетерокоагуляції слід строго розраховувати необхідну для коагуляції концентрацію солей алюмінію та контролювати фізико-хімічні умови утворення золю з позитивним зарядом.

Перебіг гідролізу солей алюмінію при  $\text{pH}$  6–8 відбувається в кілька стадій:



При очищенні природної води з інтенсивною барвністю та незначною концентрацією високодисперсних мінеральних домішок рекомендується регулювати показник  $\text{pH}$ , підтримуючи його в інтервалі 5,2–7,0 [11].

Низька температура сприяє процесу стабілізації золю гідроксиду і гідроліз уповільнюється, тому солі алюмінію за таких умов транзитом проходять очисні споруди і тверда фаза  $\text{Al}(\text{OH})_3$  утворюється вже у водопровідній мережі, що є неприпустимим в силу високої токсичності іонів алюмінію для живих організмів [21; 37; 40]. Наявність алюмінію у водопровідній воді може спричинити цілий ряд захворювань людей [41; 42]. У зв'язку з цим у нормативних документах посилено вимоги контролю за залишками алюмінію у воді. Встановлено, що його допустима гранична концентрація (ГДК) у питній воді не має перевищувати 0,04 мг/дм<sup>3</sup>, а ряд країн знизив цей показник до 0,02 мг/дм<sup>3</sup> [18; 82].

Установлено, що одночасне використання сульфату алюмінію з алюмінатом натрію дозволяє знизити концентрацію залишку алюмінію у очищеній воді та підвищити ступінь очищення води з інтенсивною забарвленістю від органічних речовин [18; 43]. При додаванні  $\text{NaAlO}_2$  у воду ефективність процесу коагуляції поліпшується завдяки нейтралізації катіонів водню гідроксильними іонами. Перші надходять у розчин у процесі гідролізу сульфату алюмінію, другі – алюмінату натрію. Однак коагулянт  $\text{NaAlO}_2$  порівняно із сульфатом алюмінію дорожчий і окремо його практично не використовують.

До сьогодні на водопровідних станціях, особливо потужних, використовують переважно солі сульфату та хлориду алюмінію. Водночас, їх негативні властивості, такі як неповнота гідролізу при температурах нижче +4 °С, зміна індексу стабільності води, корозійна активність робочих розчинів роблять їх небажаними в технології очистки питної води. Тому проводяться дослідження щодо зменшення негативних властивостей та пошуку альтернативних реагентів [43, 44]. Розробки науковців у цьому напрямі дозволили отримати гідроксосульфати та гідроксохлориди

алюмінію, які характеризуються підвищеною основністю майже повністю гідролізують у воді, що дозволяє знизити залишок алюмінію у очищеній воді [1; 38; 43–46].

Оксохлориди алюмінію отримують розчиненням металічного алюмінію у соляній кислоті до необхідної основності [48]. В ІКХХВ НАН України розроблено технологію отримання гідроксосульфатів алюмінію, за допомогою яких ступінь очистки води можна підвищити в 3–5 разів, порівняно з використанням сульфату алюмінію. В технології отримання дигідроксосульфату алюмінію  $Al_2(SO_4)_2 \cdot 11H_2O$  необхідна кількість сірчаної кислоти знижується на 33 %, що суттєво зменшує собівартість продукту. Гідроксохлориди алюмінію отримують із доступного гідроксоалюмінату натрію, чи наприклад, з кеку Миколівського глиноземного заводу [47].

При вивченні процесу структуризації коагулявальних агрегатів методом лазерної діагностики виявлено, що від умов агрегації продуктів гідролізу коагулянтів залежить не тільки розмір первинних структур, який коливається в інтервалі 30–90 А°, а й щільність, дисперсність агломератів, здатних до седиментації. Дослідження адсорбційних властивостей коагулянтів показали, що питома поверхня гідроксиду алюмінію є максимальною в момент утворення первинної структури. Встановлені закономірності лягли в основу прогнозування коагуляційних властивостей гідроксосульфатів алюмінію, при очистці води з природних водоем. Використання гідроксосульфатів порівняно із сульфатом алюмінію дозволяє досягти кращих технологічних показників процесу коагуляції, зокрема більш повного гідролізу, прискорення седиментації агломератів [48].

При  $pH < 3$  у розбавлених розчинах (концентрація  $Al^{3+}$  не більша  $10^{-3}$  г-іон/дм<sup>3</sup>) – утворюються октаедричні комплекси  $[Al(H_2O)_6]^{3+}$ , при  $pH$  3,8–4,9 вони переходять у  $[(Al(H_2O)_5)^{3+}(OH)]^{2+}$ , а при  $pH$  5–5,6 у  $[(Al(H_2O)_4)^{3+}(OH)_2]^+$ . За умов більш високих концентрацій солей алюмінію у воді, зокрема,  $Al^{3+} > 10^{-3}$  г-іон/дм<sup>3</sup> утворюються мономерні та полімерні іони [14; 38]. Дегідратація комплексів, об'єднання їх шляхом утворення оксо-містків зумовлює полімеризацію коагулянтів. За величини показника  $pH$  понад 5 поліядерний комплекс  $\{[Al_{18}(H_2O)_{12}]^{3+}(OH)_{48}\}^{6+}$  є власне міцелюю –  $\{[Al(OH)_3]_6 [Al_6(H_2O)_6(OH)_{15}]_2\} (SO_4)_3$  [38].

Значну кількість праць присвячено порівняльному аналізу ефективності використання основних сульфатів та хлоридів із сульфатом алюмінію. Встановлено, що сульфатіони суттєво

впливають на формування гідросокомплексів та їхню полімеризацію. Сила їх впливу на агрегацію залежить від концентрації коагулянта і  $pH$  розчину. В лужному середовищі вплив аніонів на перебіг гідролізу незначний [35]. Стосовно приготування робочих розчинів, спостерігається відмінність у продуктах гідролізу, отриманих з основних хлоридів чи сульфатів алюмінію. Так, перші характеризуються вищим ступенем полімеризації порівняно з гідроксосульфатами алюмінію. В результаті зіставлення ізоелектричного стану дисперсії продуктів гідролізу основних хлоридів алюмінію, встановлено, що  $pH$  зміщується в лужну область приблизно на 2 одиниці до 9,7–10,10 [38].

Відмічено ще одну екологічну проблему при використанні солей алюмінію: крім вторинного забруднення води іонами алюмінію, додається забруднення атмосфери газовою фазою  $CO_2$  [49].

Переваги алюмінієвих коагулянтів підвищеної основності порівняно із сульфатом алюмінію, що традиційно застосовується, очевидні [49], проте в Україні переважає виробництво останнього [51]. В холодну пору року зростає потреба у підвищенні концентрації  $Al_2(SO_4)_2$  для коагуляції, що призводить до збільшення залишку алюмінію в очищеній воді [11]. Гідроксохлориди ефективніші, ніж сульфат алюмінію, як було зазначено вище, але дорогі, що й стримує їх впровадження.

Отримання гідроксохлоридів із металічного алюмінію шляхом його розчинення до необхідної основності зумовлює потребу у такій сировині, як соляна кислота. Незважаючи на значну кількість наукових розробок з технології отримання поліоксохлоридних та сульфатних коагулянтів, промисловість України не забезпечує в повному обсязі потреби станцій водоочистки у таких коагулянтах [49]. У зв'язку з цим додатково до випуску коагулянтів у 2003 р. акціонерним товариством «Суміхіпром», разом з представниками фінського концерну Kemi Kemі налагоджено виробництво ефективних реагентів – оксохлоридів алюмінію. У Дніпропетровську випускають коагулянт «Данал» – водний розчин гідроксохлориду алюмінію (ТУ 24,1-318 70753-0001-2003), який рекомендовано для очистки води як з природних джерел, так і промислової, побутової СВ. Міністерством охорони здоров'я України допущено до впуску та застосування в технології очистки питної води композитні коагулянти, отримані зі сірчано-кислого алюмінію і пілоподібного алюмосилікату, та коагулянт ЧК-5 (гідроксохлорид алюмінію 5/6).

У науковій та практичній галузях спостерігається тенденція до заміни токсичних алюмінієвих коагулянтів. Так, розроблено технологію отримання та налагодження випуску розчину сульфату заліза  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  для очистки питної та стічної води.

У Росії (в різних регіонах) алюмінієві коагулянти випускає низка підприємств у містах Апатити, Пермь – це гідроксохлориди у вигляді розчину (марка А) та твердого продукту (Б). Обробка цими реагентами поверхневої та підземної води ефективна навіть при температурах  $0 \dots -9^\circ \text{C}$ . Для потреб водоканалу в м. Азові (Ростовська обл.) виготовляють оксохлорид алюмінію марки ТУ 216350-002-39928758-02, а також коагулянт «Бопак-Е» (його санітарна і токсикологічна безпечність віднесена до 3-го класу, а ГДК становить  $0,5 \text{ мг/дм}^3$ ). Гранульований сульфат алюмінію випускають у м. Кострома. Холдінгова компанія Промхімсфера є виробником мінеральних коагулянтів на основі солей  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  [50–54].

З метою підвищення ступеня очищення води та розширення температурного інтервалу процесу гідролізу електролітів вдаються до змішування коагулянтів [53–57]. Наприклад, воду з інтенсивною забарвленістю та низькою каламутністю обробляють поліоксохлоридом та сульфатом алюмінію. Спостерігається тенденція до повної або часткової заміни  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  поліоксохлоридом алюмінію, а в холодний період рекомендовано використовувати поліоксохлорид алюмінію марки Аква-Аурат [52].

Завдяки обробці води солями  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  та  $\text{FeCl}_3$  одночасно вдається знизити залишок алюмінію у воді на 30–60 %, порівняно з використанням лише одного сульфату алюмінію [55].

Запропоновано метод отримання коагулянтів на основі нефелінів. Реагент містить:  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ;  $\text{SiO}_2$ ;  $\text{Na}_2\text{O}$ ;  $\text{K}_2\text{O}$ ;  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , і може конкурувати з гідрооксидом алюмінію, що використовується разом з таким флокулянтом, як активована кремнієва кислота (АК). Таким чином, технологія застосування першого реагенту простіша, оскільки не потрібні роздільна підготовка та послідовне дозування коагулянту і флокулянту.

Композитні реагенти з гідроксидів алюмінію та магнію дозволяють підвищити ефективність очистки води від таких речовин, як арсенати, фосфати і водночас знизити рештки алюмінію в ній [56–58]. Для знебарвлення води запропоновано гідроксохлорид алюмінію, який отримують з доступної для використання сировини – гідроксоалюмінату натрію або магнію [1].

Рекомендовано для очистки питної та СВ композиційний, легкорозчинний титановий коа-

гулянт. Випускається у гранульованій формі. До його складу входять оксиди, гідроксиди, сульфати, оксогідросульфати титану і алюмінію. Проте стримувальним фактором його використання для очистки питної води є токсичність самого титану [59].

Хлоруванням алюмінату натрію отримано комплексний реагент, що, крім коагуляційних властивостей має здатність окиснювати органічні речовини [60].

Гігієнічні та екологічні вимоги спричинили пошук шляхів повної заміни солей алюмінію (з метою розв'язання проблеми вторинного забруднення води та осадів водоочистки) [61, 62]. Значний обсяг сировини (в Україні) для отримання коагулянтів на основі солей заліза, на думку спеціалістів, доволі перспективний фактор для налагодження їх промислового виробництва. [52]. Рациональним є використання коагулянтів, що не лімітуються за токсикологічним показником. До них належать солі заліза, магнію, які контролюють, як відмічалось вище, за органоліптичним показником. За європейськими стандартами концентрація солей заліза і магнію в питній воді має бути нижче  $0,2$  та  $10 \text{ мг/дм}^3$  відповідно [24]. Разом із тим, метод коагуляції солями заліза в технології централізованого водозабезпечення населення практикується переважно за кордоном [61].

Коагуляція солей заліза не надто залежна від температурного режиму, ефективна в широкому інтервалі показника рН середовища [9; 11]. Коагуляти заліза мають більшу питому щільність порівняно з іншими гідроксидами металів. Заміна солей алюмінію на солі заліза в практиці методу коагуляції дозволить суттєво зменшити концентрацію органічних речовин у очищеній воді. Так, значення концентрації загального вуглецю зменшується до  $2 \text{ мг/дм}^3$  і нижче [62]. Солі заліза ефективні при очистці води з інтенсивною барвністю, оскільки здатні утворювати стійкі комплексні сполуки з гуміновими речовинами.

Водночас коагуляції як солей алюмінію, так і заліза супроводжується підвищенням кислотності води, тобто в результаті їх гідролізу розчин стає корозійно активним. Цей недолік усувається додаванням у воду лужних реагентів, найчастіше  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  [9; 11].

Гідроксиди тривалентного заліза мають найменшу розчинність порівняно з іншими (див. таблицю), їх гідроліз меше залежить від рН та температури води. Разом із тим у технології водоочистки частіше використовують солі  $\text{FeSO}_4$ , як відносно дешеві. Коагулянт  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ , що утворюється при гідролізі двовалентного заліза, більш

розчинний порівняно з  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (див. таблицю). З метою отримання  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  в процесі обробки води реагентом  $\text{FeSO}_4$  двовалентні іони заліза окиснюються до  $\text{Fe}^{3+}$ , інтенсифікуючи процес додаванням до води луку у вигляді вапняного молока [11]. Рідше для окиснення  $\text{Fe}^{2+}$  використовують пероксид водню. Для інтенсифікації процесу окиснення двовалентного заліза практикують обробку води гідроксидом кальцію одночасно з хлоруванням. Цей метод сприяє повному гідролізу солей та одночасно знижує в 2,5 раза концентрацію  $\text{FeSO}_4$ , необхідну для коагуляції гумусових домішок води [11]. Проте метод має значний недолік, адже при взаємодії хлору з органічними домішками води утворюються токсичні хлорпохідні речовини.

Сульфат заліза  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  отримують в результаті розчинення залізної стружки в сірчаній кислоті з наступним упарюванням. Готують  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$  із колчеданних недогарків, обробляючи їх кислотою. Окиснюють електрохімічним способом відходи протравлення сталі та виробництва кальцинованої соди. В результаті обробки залізної стружки хлорною водою отримують  $\text{FeCl}_3$  [11].

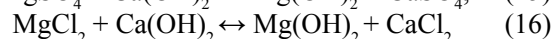
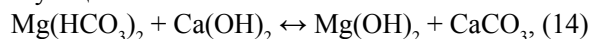
В Україні освоєно випуск ефективного реагенту  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  (ТУУ 24, 1-05766356-043-2002), який поставляють у вигляді розчину як в цистернах, так і у поліетиленовій тарі.

Найменш освоєним у практиці, але таким, що набирає темпів впровадження, є метод очищення природної води солями магнію [28; 39]. Так, двовалентні катіони магнію і кальцію успішно застосовують для дестабілізації колоїдних домішок при підготовці питної води з озер Шотландії, Канади [39]. У Німеччині фірма «Акдоліт» випускає гранульовані реагенти *magnofilt*, *hydrolit-mg*, *akdolit-gran*, *magn-dol* з доломітів, придатні для підготовки питної та технічної води. В їхньому складі містяться оксид та гідроксид магнію. У Росії співробітниками НІІ ВОДГЕО випробувано в технології очистки питної води реагент Аквамаг, отриманий з бурситів (мінерал класу гідроксидів  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) [63]. Важливо відмітити, що санітарно-екологічних проблем у процесі застосування у водоочистці пераховані вище реагенти на основі солей магнію не мають. В Києві налагоджено випуск хлориду магнію, який отримують з бішофіту.

Найдешевшим способом отримання коагулянту  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , є використання іонів магнію, що входять до складу домішок води, яка підлягає очищенню. Процес коагуляції гідроксиду магнію стає ефективним при додаванні лужного реагенту у воду, в якій концентрація солей магнію перевищує 1,3 мг-екв./ $\text{дм}^3$  [64].

У нашій країні на станціях очистки води поверхневих джерел гідроксид магнію рекомендується застосовувати для освітлення промивної води мікрофільтрів [65]. У практиці очистки підземної води найчастіше використовують доломіти [11; 66].

Коагуляційні структури солей магнію утворюються в лужному середовищі. Регулюють рН води переважно  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  (як дешевим реагентом, порівняно з  $\text{NaOH}$ ) так само, як і в технології коагуляції солями заліза та алюмінію:



У межах рН 8,5–9,5 спостерігається процес вільної седиментації мікрокристалів  $\text{CaCO}_3$ . При підвищенні рН до 10,0–11,5 консолідовано осідають карбонати кальцію з гідроксидом магнію [64].

Питома вага продуктів гідролізу є важливою величиною при технологічних розрахунках процесів сепарації їх із води, і для гідроксиду алюмінію становить – 1,016; гідроксиду алюмінію з флокулянтном – кремнієвою кислотою – 1,060; гідроксиду алюмінію з глинистими мінералами (замутнювачами) – 1,80; гідроксиду заліза – 1,020; гідроксиду магнію – 1,075. Експериментальне і теоретичне вивчення впливу гідравлічного режиму в апаратах на щільність скоагульованих агрегатів дозволило виявити залежність її від початкової стадії процесу коагуляції (швидкості перемішування). Аналіз проведено за рівнянням, що пов'язує розмір, щільність асоціатів (утворених при використанні  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ;  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ;  $\text{MgCl}_2$ ) з величиною швидкості градієнта потоку [30; 31]. Встановлено, що розмір агломератів більше залежить від наступного етапу, а саме – повільного перемішування. Отримано залежності для коагулятів, сформованих у дистильованій воді з домішками високодисперсної глини, річкової воді з переважною концентрацією органічних та мінеральних речовин. За однакових умов розмір і щільність структури коагулятів у перерахованих вище коагулянтів змінювались аналогічно [31]. Адгезійні властивості гідроксидів алюмінію, заліза, магнію відносно органічних речовин також є близькими [67]. Проведені дослідження дозволяють дійти висновку, що взаємозаміна коагулянтів на вже діючих очисних станціях можливе. Для цього необхідна незначна корекція технології процесу коагуляції. При застосуванні технології коагуляції солями магнію і виборі апаратів для сепарації твердої фази перевагу слід надавати освітлювачам з псевдозрідженим шаром осаду. Інтенсивність процесу розділення фаз в освітлювачах в

2 рази вища, ніж у відстійниках [68]. Було визначено гідравлічний режим та геометричні параметри промислових очисних споруд (відстійників, освітлювачів) методом математичного моделювання, виходячи з експериментально отриманих седиментаційних характеристик гідроксидів з полідисперсними домішками води [69].

### Використання коагулянтів при очищенні води для промисловості й теплоенергетики

У промисловості воду використовують для охолодження, як компонент сировини, транспортування різних речовин та у хімічних реакціях технологічного процесу. Вимоги до якості води залежать від потреб технології. Так, ступінь очистки води для промисловості за деякими показниками має бути вище, ніж для комунального водозабезпечення. Наприклад, на теплових електростанціях (ТЕС) використовують надто «м'яку» воду. Тобто іони кальцію та магнію, що зумовлюють жорсткість води, регламентовано. Тому водопровідну або воду із поверхневих та підземних джерел пом'якшують спочатку реагентним, а потім іонообмінним методами [11]. Як відомо, на реагентній стадії іони кальцію та магнію перетворюють на малорозчинні продукти, додаючи у воду луг (переважно гідроксид кальцію) [68; 70]. За наявності у воді мінеральних і органічних домішок додатково додають ще і коагулянти, переважно сульфат заліза [68]. За наявності у воді сполук кремнію додають реагенти і адсорбенти, до складу яких входять іони мангану [68].

Досвід використання солей алюмінію  $Al_2(SO_4)_3$  на стадії процесу пом'якшення води перед іонообмінними фільтрами показав, що для коагуляції в температурному інтервалі 25–40 °С, їх концентрація має становити 0,5–1,2 мг-екв./дм<sup>3</sup> [68]. На теплоелектростанціях (ТЕС) перевагу як коагулянту надають оксохлориду алюмінію або  $NaAlO_2$ . Використання  $Al_2(OH)_nCl_{6-n}$  дозволяє знизити концентрацію солей в очищеній воді порівняно із застосуванням для коагуляції  $Al_2(SO_4)_3$  [47]. Оксосульфати або дигідроксосульфати ефективніші від інших солей алюмінію, адже ядра їхніх міцел мають вищий позитивний заряд, відповідно підвищується їх адсорбційна здатність відносно негативно заряджених домішок. Але, як зазначалося вище, лишаються невирішеними проблеми забруднення води і осаду токсичними іонами алюмінію і надходження вуглекислоти в атмосферу [71]. За технологією очистки води має значення місце введення вибраних реагентів. У типових конструкціях очистки води для ТЕС відділення для твердої фази знаходяться в освітлювачі, і при по-

дачі  $Al_2(SO_4)_3$  в нижню конусну частину спотерігається флотаційний винос гідроксиду у вигляді бульбашок газу. Щоб усунути це негативне явище рекомендовано вводити коагулянт перед апаратом видалення повітря, щоб забезпечити одночасний вихід  $CO_2$  разом із повітрям. На донецькому ОРГРЕС експериментально встановлено, що коагулянт необхідно вводити на відстані 12–15 м від тієї частини споруди, де видаляється повітря аби забезпечити достатній час контактування сульфату алюмінію з водою, необхідний для його гідролізу.

Відомо, що при рН вище 8 гідроксид алюмінію перебуває в дисоційованому стані, тому його використання у процесах поєднання коагуляції з пом'якшенням (у високолужному середовищі) недоцільне [68; 71]. Наприклад, в дистильованій воді ізоелектрична точка коагуляції гідроксиду алюмінію близька до рН 7,2.

З технологічного та економічного погляду в технології пом'якшення води доцільно використовувати як коагулянт  $FeSO_4$ , адже його гідроліз потребує лужного середовища, так само, як і процес переходу в тверду фазу іонів кальцію та магнію. Метод давно практикують у водопідготовці на ТЕС [68]. Для ефективної коагуляції домішок води із природних поверхневих джерел концентрація сірчаноокислого заліза має становити 0,1–0,5 мг-екв./дм<sup>3</sup> при 25–40 °С [68]. Як уже зазначалося, концентрація солей алюмінію за аналогічних умов вища. До переваг використання солей заліза можна віднести і питому щільність коагулятів як сульфату, так і хлориду заліза. Порівняно з коагулятами алюмінію, вона вища, а така властивість сприяє інтенсифікації процесу седиментації коагулятів. У процесі пом'якшення води передбачається автоматична подача лужного реагенту, завдяки чому спрощується експлуатаційний режим процесу коагуляції [68].

Математичне моделювання фізико-хімічних процесів і розрахунки здійснено відповідно до термодинамічних констант і припущення переважного утворення в результаті хімічних реакцій таких сполук, як  $CaCO_3$ ;  $Mg(OH)_2$ ;  $Fe(OH)_3$ . Показано, що механізм комплексоутворення у взаємодії коагулятів і компонентів води дозволяє досить точно описати процеси фазових переходів у водній системі [30]. Крім того, встановлено, що в присутності іонів  $Mg^{2+}$  і  $HCO_3^-$  режим роботи освітлювачів оптимізується, інтенсифікується процес седиментації у відстійниках. Визначено оптимальні величини молярних співвідношень гідроксильних груп у розчині та сумарний склад іонів  $Mg^{2+}$  і  $HCO_3^-$ , що сприяють інтенсифікації режиму роботи освітлювачів [72; 73]. Вдосконалення цієї технології дозволило розробити за-



мкнуту технологію підготовки води із врахуванням її солевого складу для живлення котлів ТЕС. Запропоновано два варіанти технологічної схеми: в одному випадку воду обробляють тільки вапном, в другому – одночасно із  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  додають коагулянт ( $\text{FeSO}_4$ ) і/або оксид магнію, наприклад магнезит ( $\text{MgO}$ ) [72; 73].

Водночас із традиційними коагулянтами раціональним і економічним у підготовці води для ТЕС є використання морської води (багатої на хлориди, сульфати, бікарбонати магнію). В процесі пом'якшення води вапном ці солі утворюють гідроксиди, що коагулюють [74]. Перспективність використання у процесі попереднього очищення води (перед іонообмінним, або баромембранним способом пом'якшення), гідроксиду магнію полягає у тому, що солі магнію легко регенеруються із утворених в процесі коагуляції осадків слабкими кислотами безпосередньо на станції пом'якшення води [75]. Крім того, джерелом іонів  $\text{Mg}^{2+}$  можуть слугувати відходи від пом'якшення води, а саме – розчин від регенерації катіонітових фільтрів. Для отримання іонів магнію можна використовувати відходи процесу переробки мінералізованої води.

У приморських регіонах у системі прямоточного охолодження конденсаторів турбін і продувальної води котлів на ТЕС застосовують опріснену способом зворотного осмосу морську воду (МВ) [74]. Перед цим воду освітлюють коагуляцією. Найприйнятнішою в цьому випадку є коагуляція  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ , оскільки у МВ концентрація іонів магнію є достатньою для ефективної коагуляції.

При використанні для зворотних систем водозабезпечення як природної, так і СВ її очищують від колоїдно-розчинних органічних речовин гідроксидами  $\text{Mg}(\text{OH})_2$  і  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  [75]. Для отримання коагулятивів магнію, модифікованих іонами заліза, підвищують ступінь очищення води від органічних домішок [76]. На цій основі розроблено екологічно безпечну технологію підготовки продувальної води для тепломережі [77]. Виходячи з досвіду експлуатації процесу водопідготовки для парових котлів, вдосконалено метод переведення солей, що зумовлюють жорсткість води, у малорозчинні сполуки [78].

#### **Використання коагулянтів у практиці очистки стічної води**

Одна з основних причин забруднення природних водойм – це потрапляння в них неочищеної, або недостатньо очищеної побутової та СВ різних підприємств [79]. Безпека при водокористуванні досягається модернізацією технології водоочист-

ки, а також знешкодженням відходів (шламів) [78; 79]. Застосування фізико-хімічних методів на різних стадіях очищення СВ підвищує ступінь її очищення [80]. Коагуляція швидкими темпами входить в практику очищення СВ, як найефективніший метод нейтралізації домішок з широким спектром фізико-хімічних показників, дисперсності і концентраціями [81]. Метод впроваджується в розробках ресурсозберігаючих без- або маловідходних технологій, зворотних і замкнутих систем водокористування у промисловості [82–84].

На потужних каналізаційних очисних станціях побутової СВ коагулянти почали застосовувати для інтенсифікації різних стадій очистки (механічної, біологічної, третинної) [85; 86].

Для очистки СВ використовують як традиційні (промислові) коагулянти, так і відходи виробництв, у складі яких є іони  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ ,  $\text{Ti}^{2+}$ , що утворюють нерозчинні гідроксиди [87–89].

Виготовляють коагулянти для очистки СВ із відходів промислового виробництва, таких як червоний шлам глиноземних заводів, нефелинових «хвостів», відпрацьованого травильного розчину чорної металургії, «хвостів» переробки целітової породи тощо [89–91]. Склад червоного шламу такий (%): ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) 45–55, ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) 12–20, ( $\text{TiO}_2$ ) 3–7. Розроблено технологію отримання змішаного коагулянту з перерахованих вище відходів, засновану на обробці їх сильними кислотами ( $\text{HCl}$  або  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) [89]. Запропоновано різні композиції реагентів, здатних до коагуляції [92].

У цілому, нині зберігається пріоритет використання солей заліза в практиці очистки СВ [61; 93]

У напівпромислових умовах проведено дослідження з використання різних коагулянтів для передмембранного очищення висококонцентрованої СВ, зокрема, інфільтрату звалищ твердих побутових відходів [94]. Відмітимо, що гідроксид магнію ефективно застосовують у процесі отримання динамічних мембран [95].

Якщо коагулянти використовують на різних стадіях очищення побутової СВ, де основною технологічною стадією є біологічна деструкція органічних речовин, то при виборі реагентів має бути враховано їх вплив на аеробний та анаеробний метаболізм біоценозу мікроорганізмів активного мулу (АМ) [96; 97]. Встановлено, що при попередньому освітленні СВ сульфатом алюмінію перед біологічною очисткою іони алюмінію діють як інгібітори аеробного процесу в аеротенках. За наявності іонів алюмінію в активному мулі знижується вихід метану у метантенках. Негативний вплив іонів алюмінію на метаболізм активного мулу актуалізує повну або

часткову заміну солей алюмінію як коагулянтів на інші [96; 97]. Наприклад, застосування коагулянтів марки АУРАТ і ГОХА, отриманих із алюмінатів кальцію і магнію, дозволяє ефективніше очистити воду, ніж при використанні сульфату алюмінію. Крім того, їх застосування перед біологічною стадією очищення попереджає таке негативне явище, як спучування активного мулу. При концентрації коагулянта 30–100 мг/дм<sup>3</sup> іловий індекс знижується зі 124 до 101 см<sup>3</sup>/г [97]. Важливо, що застосування мінералів з активними іонами магнію, наприклад, АКВАМАГ, а також зазначених вище, безпечно з екологічного і санітарно-гігієнічного погляду [98].

Дослідження показали, що використання для очищення СВ FeSO<sub>4</sub> разом із CaO і MgO, або MgSO<sub>4</sub> чи тільки Mg(OH)<sub>2</sub>, як перед біологічною очисткою, так і безпосередньо на стадії біологічної деструкції органічних речовин є ефективним і економічним методом [99]. Важливо відмітити, що ці реагенти не токсичні, а кількість їх у очищеній воді відповідає нормативам щодо показників забруднення у водоймах рекреаційного і рибогосподарського призначення [100]. При вивченні впливу іонів металів на аеробну активність мулу встановлено позитивний вплив наведених далі іонів та зростання ефективності у такій послідовності: Mg<sup>2+</sup> > Mn<sup>2+</sup> > Zn<sup>2+</sup> > Ni<sup>2+</sup> [96].

Солями алюмінію, заліза, магнію очищають СВ від таких біогених елементів, як фосфати. В анаеробних умовах отримують фосфат амонію магнію для утилізації в сільському господарстві. За високих концентрацій амонійного азоту в СВ, наприклад, вище 1г/дм<sup>3</sup>, отримують мінерал струвіт MgPO<sub>4</sub>NH<sub>4</sub>·6H<sub>2</sub>O [99]. У процесі доочищення СВ успішно використовують поліоксхлорид алюмінію, але економічнішим та екологічно безпечнішим для третинного очищення є гідроксид магнію [100].

Головною причиною порушення роботи аеротенків є потрапляння у загальносплавну мережу каналізації СВ з високою концентрацією органічних домішок, які погано або взагалі не піддаються біологічній деструкції, наприклад, текстильного виробництва. Найчастіше першим етапом очищення такої СВ є метод коагуляції. Іонів алюмінію у воді та шламах після водоочищення можна позбутися, якщо для коагуляції використовувати солі заліза та магнію [101].

Використання MgCl<sub>2</sub> для очищення СВ текстильного виробництва може бути альтернативою застосуванню традиційних коагулянтів, зокрема Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> і FeCl<sub>3</sub>. Враховуючи, що технологія водопідготовки на підприємствах із виробництва текстилю включає глибоке пом'як-

шення води, то відходи регенерації катіонітових фільтрів, так само, як на ТЕС, можуть служити джерелом іонів магнію. Для очищення води від барвників аніонного типу ефективними є гідроксиди, а катіонного – силікати магнію [102]. Коагуляція солями магнію зменшує необхідність строгого контролю за концентрацією лужного реагенту.

У результаті коагуляції солями заліза (II) при рН9–12,5 можна досягти високого ступеня очищення СВ від виробництва шкіри [103]. Ефективно очистити СВ гальванічного виробництва від аміаку дає змогу коагуляції з MgCl<sub>2</sub> [107]. Змішаними реагентами (зі сполуками магнію) очищають СВ до 96,4 – 100 % від іонів металів. Процес коагуляції при очищенні рідких радіоактивних відходів, що мають у складі катіони магнію, забезпечували шляхом додавання лужного реагенту. Очищення СВ, забрудненої іонами важких металів, зокрема, гальванічної промисловості та інших виробництв, здійснювали переведенням їх у осад у вигляді гідроксидів цих металів [105].

Лужне середовище, необхідне для гідролізу солей магнію, позитивно впливає на процес знезараження води та осадів [106; 107]. При високих значеннях рН води припиняється негативний процес спучування активного мулу в аеротенках. Надходження лужної води, очищеної солями магнію, у природні водойми не тільки не шкодить, а й сприяє нормалізації функціонування в них біоценозу [108]. ПДК магнію у водоймах, як зазначалося, становить 50 мг/дм<sup>3</sup>, водночас солі алюмінію в субстраті біоценозу гідробіонтів не бажані взагалі.

У лужному середовищі інтенсивність окиснення прометрину озоном у 2,3 раза вище порівняно з рН води 6,6 [109]. Значне зниження ХПК при деструкції інсектицидів досягається при рН 10,6–11,2. У лужному середовищі підвищується ефективність очищення води від броматів [110].

У приморських регіонах морську воду (МВ) можна додавати до побутової СВ як джерело іонів магнію для коагуляції Mg(OH)<sub>2</sub>.

Крім того, гідроксид магнію отримують у процесі комплексної переробки МВ із розрахунку 1,61 кг лугу на 1 кг гідроксиду магнію. В достатній кількості (для забезпечення перебігу процесу коагуляції) солі магнію водночас із морською водою є у шахтній та артезіанській підземній воді. Отримання Mg(OH)<sub>2</sub> із природної підземної води хлоридно-магнієвого типу реагентним способом вважається найбільш доцільним технологічно та економічно. Розроблено технологію отримання Mg(OH)<sub>2</sub> у процесі опріснення води з океану [111]. З метою отримання

цілових продуктів (сировини) катіони різних солей переводять у тверду фазу, роздільно регулюючи рН води.

Україна має значні обсяги родовищ бішофіту, котрий може бути сировинною базою такого коагулянту, як гідроксиду магнію. У Чернігівській області та місті Києві налагоджено випуск хлориду магнію з бішофіту. Особлива увага виробниками коагулянтів приділяється відходам (різних виробництв), компонентами яких є іони заліза і магнію, адже це дешева сировина для отримання нетоксичних коагулянтів.

### Висновки

Аналіз наукових праць свідчить, що дослідження механізму взаємодії речовин різного походження з такими коагулянтами, як солі алюмінію, заліза, магнію, а також вивчення впливу гідравлічних режимів на ефективність процесу коагуляції лишаються актуальними.

Вибір і застосування коагулянтів обов'язково здійснюється з врахуванням екологічних та санітарно-гігієнічних аспектів. Стосовно виробництва і використання реагентів, здатних до гідролізу, то за кордоном переважає тенденція до заміни коагулянтів з іонами алюмінію у їх складі на електроліти з нетоксичним катіоном. У тому числі коагулянтів, отриманих із відходів виробництва.

У нашій країні використання солей алюмінію у водоочищенні переважає. Разом із тим спостерігається підвищення темпів витіснення з практики освітлення природної води коагулянтів (з катіоном алюмінію у складі) низького ступеня основності реагентами з високим модулем основності. Розробки вітчизняних науковців стосуються переважно вдосконалення технології отримання нових коагулянтів, зокрема, з підвищеним модулем основності солей алюмінію. Також проявлено увагу до використання і виробництва коагулянтів з іонами заліза, титану, магнію.

У практиці локального очищення на станціях малої потужності пріоритетними лишаються коагулянти, отримані на основі солей заліза різного ступеня основності та солі магнію. Менше використовують змішані коагулянти на основі солей заліза, алюмінію, магнію. Застосовують і метод електрокоагуляції. Відмітимо, що солі магнію використовують переважно за кордоном, як для водопідготовки промислових підприємств, так і очищення СВ. У деяких країнах солі магнію застосовують при очищенні води для централізованого водозабезпечення населення питною водою.

Застосування коагулянтів, адсорбентів, іонообмінних матеріалів із катіонами заліза, магнію є розв'язанням проблеми вторинного забруднення води і утворюваних осадів у методах коагуляції.

### Список літератури

1. Гомеля Н. Д. Получение и оценка эффективности новых алюминиевых коагулянтов в процессах обесцвечивания воды / Н. Д. Гомеля, Т. Н. Красильников, П. А. Яцок // Экотехнологии и ресурсосбережение. – 2006. – № 3. – С. 51–55.
2. Gao B.-Y. Color removal from dye-containing wastewater by magnesium chloride / Qin-Yan Yue, Yan Wang, Wei-Zhi Zhou // Journal of Environmental Management. – 2007. – Vol. 82. – P. 167–172.
3. Akdolit® – Hochwertige Produkte für die Aufbereitung von Trink-, Schwimmbad- und Prozesswasser [Electronic resource]. – Mode of access: <http://www.akdolit.com/de>. – Title from the screen.
4. Гандурина Л. В. Очистка концентрированных сточных вод с применением коагулянтов и флокулянтов / Л. В. Гандурина, О. А. Пислегина // Вода, технология и экология. – 2007. – № 2. – С. 39–42.
5. Treatment of landfill leachate by combined reagent and baromembrane methods / V. V. Goncharuk, Z. N. Shkavro, V. M. Kochkodan, V. P. Badekha et al. // Congress European Desalination Society. Cooperation between Mediterranean countries of Europe and the southern rim of the Mediter (21 May – 25 May). Le Corum Palai des Congre, Montpellier, France – 2006.
6. Использование отработанных катализаторов сероочистки на базе Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> для получения коагулянтов, используемых в процессах очистки сточных вод / С. В. Степанова, И. П. Шайхив, Ф. Ф. Шакиров, Р. Н. Миннебаев // Ресурсоэффективность и энергосбережение: международный симпозиум; ноябрь 2005. – Казань, 2005. – С. 424–428.
7. Синтез высокоосновных коагулянтов на основе сульфата железа (III) / А. К. Запольский, А. А. Мильнер, Н. П. Рыжук и др. // Химия и технология воды. – 1985. – Т. 7, № 6. – С. 70–73.
8. Запольский А. К. Физико-химическая теория коагуляционной очистки воды / А. К. Запольский. – Житомир: ЖНАЭУ, 2013. – 71 с.
9. Фролов Ю. Г. Курс коллоидной химии / Ю. Г. Фролов. – М.: Химия, 2004. – 399 с.
10. Федоренко В. И. Повышение эффективности многослойного фильтрования воды / В. И. Федоренко // Водоочистка. – 2007. – № 4. – С. 17–30.
11. Кульський Л. А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды / Л. А. Кульський. – К.: Наукова думка, 1980. – 564 с.
12. Modified column floatation of adsorbing ion hydroxide colloidal precipitates / F. Gaponi, M. Sartori, M. L. Souza, J. Rubio // Int. J. Miner. Process. – 2006. – Vol. 79, № 3. – С. 167–173.
13. Ярошевская Н. В. Метод расчета водоочистного фильтра с учетом гранулометрического состава загрузки / Н. В. Ярошевская // Химия и технология воды. – 2007. – Т. 29, № 3. – С. 275–293.
14. Бабенков Е. Д. Режим перемешивания воды в процессах водоподготовки / Е. Д. Бабенков // Химия и технология воды. – 1984. – Т. 6, № 3. – С. 195–200.
15. Оценка особенностей процесса коагуляционной очистки воды на основании кривых коагуляции / Н. В. Ярошевская, А. Н. Сергиенко, А. Н. Муравьев, З. Н. Шкавро // Химия и технология воды. – 2005 – Т. 27, № 2. – С. 173–183.
16. The role of polyelectrolytes in wastewater treatment: The fundamental back ground / Eriksson Leif, Dahlgrevu, Alm Barbaro, Claesson Per M. // Kemia-Kemi. – 2005. – Vol. 176, № 1–3. – P. 211–217.

17. Stremlyova N. N. New titanium based coagulant application for organic matter concentrate from natural waters / N. N. Stremlyova, S. V. Stremlyova // International Association for Great Lakes Research (IAGLR-2000, Great Lakes, Great Rivers 2000 "A vision for tomorrow", Canada, 2000.
18. Методы очистки полупромышленных, промышленных сточных вод, критическая оценка реагентных методов / Г. А. Селицкий, Ю. А. Галкин, Е. А. Уласовец, Д. В. Ермаков // Вода технология и экология. – 2007. – № 2. – С. 43–48.
19. Радусhev А. В. Очистка цинк- и хромсодержащих сточных вод гальванических производств / А. В. Радусhev, Г. В. Чернова, А. Е. Леонов // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 14, № 8. – С. 626–629.
20. Богданов Б. А. Особенности применения оксихлорида алюминия производства ЗАО «Сибресурс» / Б. А. Богданов, Д. Н. Ивакин // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – № 3. – С. 13–15.
21. Monger. Ser. Wplyw warunkow hydrolizy soli glinu na efekty procesu koagulacji w uzdatniu wod / Monger. Ser. // Inz. srod. PK rak. – 2004. – № 313. – P. 1–139.
22. Эколого-химические аспекты процессов водоочистки и водоподготовки / Б. Н. Фрог, Д. Б. Фрог, Ю. И. Скурлатов, Н. Н. Симонова // Водоочистка. – 2007. – № 4. – С. 42–51.
23. Spoor G. Application of magnesium hydroxideto treat acidic and mel el btaring effluents / G. Spoor // Stel Tines. – 1994. – Vol. 224, N 3. – P. 112.
24. Мамченко А. В. Иониты в процессах кондиционирования питьевой воды / А. В. Мамченко, П. К. Лебедев // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 14, № 4. – С. 250–275.
25. Третинник В. Ю. Роль кристаллического строения природных силикатов (глинистых минералов) при формировании дисперсных структур / В. Ю. Третинник, В. А. Яременко // Экологии и ресурсосбережение. – 2006. – № 3. – С. 25–27.
26. Гуминовые кислоты: взаимодействие с ионами металлов, особенности структуры и свойств металлогуминовых комплексов / И. И. Лиштвин, Ф. Н. Капуцкий, Ю. Г. Янута, А. М. Абраме // Химия и технология воды. – 2006. – Т. 14, № 4. – С. 391–397.
27. Электрокинетические свойства продуктов гидролиза основных сульфатов железа в условиях процесса водоподготовки / В. В. Гончарук, Н. Г. Герасименко, Е. В. Яковченко // Химия и технология воды. – 1996. – Т. 18, № 3. – С. 227–232.
28. Brakalov L. V. On the mechanism of magnesium hydroxide r[pening] / L. V. Brakalov // Journal of Environmental management. – 2007. – Vol. 82, № 2. – P. 167–172.
29. Шкавро З. Н. Коллоидно-химические аспекты удаления примесей воды продуктами гидролиза солей магния и создание на этой основе экологически безопасных технологий ее очистки / З. Н. Шкавро // Коллоидно-химические проблемы экологии. Всесоюзная конференция : тезисы докладов. – Минск, 1990. – С. 58–59.
30. Математическое моделирование физико-химических процессов при реагентной обработке воды / А. А. Чичиров, Н. Д. Чичирова, Р. Р. Хусалимов и др. // Энергосбережение и водоподготовка. – 2006. – № 10. – С. 31–34.
31. Высоцкий С. П. Экологические проблемы промышленных мегаполисов: труды 2 Международ. научно-технической конференции. – М., 2005. – С. 108–111.
32. Гончарук В. В. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды / В. В. Гончарук. – К. : Наукова думка, 2005. – 399 с.
33. Разработка гигиенической классификации качества поверхностных вод-источников централизованного питьевого водоснабжения / В. В. Гончарук, В. Н. Жукинский, А. П. Чернявская, В. Ф. Скубченко // Химия и технология воды. – 2003. – Т. 25, № 2. – С. 106–157.
34. Council Directive concerning the quality of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Membr States // European Community Environmental Water. – Document № X1-987/87 Commission of European Communities Directorat-General for Environment, Consumer Protection and Nuclear Safeti. – Brussels, 1988. – P. 70–75.
35. ГОСТ Р 51232-98. Вода питьевая. Общие требования к организации и методам контроля качества. – М. : Изд-во стандартов, 2000. – 15 с.
36. Raw water preparation // Public works. – 1990. – Vol. 121, № 5. – P. 3–10.
37. Гончарук В. В. Коллоидно-химические аспекты использования основных солей алюминия в водоочистке / В. В. Гончарук, И. М. Соломенцева, Н. Г. Герасименко // Химия и технология воды. – 1999. – Т. 21, № 1. – С. 52–88.
38. Bourgeois J. C. Treatment of drinking water residuals: comparing sedimentation and dissolved air flotation performance with optimal cation ratios / J. C. Bourgeois, V. T. Walsh, G. A. Gagnon // Water Research. – 2004. – Vol. 38, № 5. – P. 1173–1182.
39. Выбор типа коагулянта с учетом сезонных периодов / Л. И. Кантор, Р. И. Киекбаев, Е. А. Кантор, А. В. Харабрин // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – № 5. – С. 33–36.
40. Приймак Л. В. Проблема остаточного алюминия в очищенной воде при реагентном дефторировании / Л. В. Приймак // Сибири – новые технологии в архитектуре и строит. и жилищно-ком. хоз. : тез. докл. Всероссийской научно-практ. конф. // Вестник Красноярского гос. Архит.-строит. – 2005. – № 8. – С. 250–252.
41. Гигиеническая оценка безопасности реагентов / З. И. Жалдакова, Е. Е. Полякова, О. О. Синицина, Н. А. Зайцев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2004. – № 1. – С. 9–11.
42. Fuhrer W. Prioritare Stoffe / W. Fuhrer, K. Wolfgang // Abwasser, Abfalle. – 2006. – Vol. 53, № 10. – С. 1002–1005.
43. Выбор направлений интенсификации очистки питьевой воды в г. Сыктывкаре / В. П. Фомин, Н. А. Коваленко, Р. П. Кочеткова, И. А. Неверова // Водоочистка. – 2007. – № 7. – С. 73.
44. Оценка характеристик адсорбции и коагуляции гуминовых кислот, подвергнутых обработке с использованием передовых окислительных технологий / С. S. Uyguner, S. A. Suphandag, A. Kere, M. Bekboler // Вода и экология. – 2007. – № 1. – С. 39.
45. Богданов Б. А. Особенности применения оксохлорида алюминия производства ЗАО Сибериус / Б. А. Богданов, Д. Н. Ивакин // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – № 3. – С. 13–15.
46. Purmond P. Behavior of aluminium and iron in acil runoff from acid sulphate soils in the lower Richmond River catchment / P. Purmond, F. Angus, E. Bradley // J. Austral. Geol. ond Geophys. – 1999. – Vol. 17, № 5–6. – С. 193–201.
47. Гамеля Н. Д. Оценка эффективности алюминиевых коагулянтов при очистке сточных вод / Н. Д. Гамеля, Т. Н. Красильникова // Экологии и ресурсосбережение. – 2007. – № 1. – С. 53–56.
48. Комплексний реагент для очистки стічних вод. Синтез / А. В. Мамченко, В. М. Пустовит, І. І. Дешко, Н. А. Павлова // Хімічна промисловість України. – 2006. – № 6. – С. 44–48.
49. Расчет эмисии диоксида углерода при реагентной обработке природных вод (в рамках Киотского протокола) / Н. С. Серпилов, Е. В. Вильсон, Г. Н. Земченко, Ю. С. Кузьмина // Технология очистки воды. Техновод. – 2005. – С. 125–128.
50. Матвеев В. А. Новые технологии переработки нефелина с получением реагентов для очистки воды, квасцов и амфотерного кремнезема. Сб. материалов Междунар. конф. Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз, ситуации, пути развития, решения / В. А. Матвеев, В. И. Петрова, В. И. Захаров, Д. В. Майоров и др. // Архангельськ. – Т. 1. – 2002. – С. 217–221.
51. Разработка и освоение новых технологий переработки нефелина с получением реагентов для очистки воды / В. И. Захаров, В. А. Матвеев, Д. В. Майоров и др. // Новое в экологии и

- безопасности жизнедеятельности : доклады 111 Всероссийской научно-практической конф, 1998. – ????. – С. 134.
52. Пустовит В. М. Дослідження залежності коагулюючої ефективності реагентів від їх природи Праці наук. конф. / В. М. Пустовит // Охорона водного басейну та контроль якості води. – 2004. – ????. – С. 85–86.
53. Новые технологии переработки нефелина с получением реагентов для очистки воды, квасцов и амфотерного кремнезема / В. А. Матвеев, В. И. Петрова, В. И. Захаров, Д. В. Майоров и др. // Сб. материалов Междунар. конф. Экология северных территорий России. Проблемы, прогноз, ситуации, пути развития, решения. – Архангельск, 2002. – Т. 1. – С. 217–221.
54. Круглов А. И. Перспективные методы очистки природных и сточных вод смешанными коагулянтами / А. И. Круглов, С. В. Гетьманцев, А. В. Сычев // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – № 3. – С. 33–38.
55. Эффективность использования смешанных реагентов на основе солей алюминия и железа для очистки воды / А. В. Мамченко, Н. Г. Герасименко, И. И. Дешко, Т. А. Пахарь и др. // Химия и техн. воды. – 2006. – Т. 6, № 6. – С. 582–592.
56. Дикаревский В. С. Очистка природных и сточных вод с использованием алюмосиликатного адсорбента, активированного магнием / В. С. Дикаревский, Е. Г. Петров // Очистка природных и сточных вод: тез. Всесоюз. научно-технического совещания. – М., 1989. – С. 11–13.
57. Романова И. В. Особенности синтеза и сорбционные свойства композитных минералов на основе гидроксидов алюминия и магния / И. В. Романова, А. В. Лозовский, В. В. Стремиллов // Химия и технология воды. – 2005. – Т. 27, № 4. – С. 313–320.
58. Петров Е. Г. Проблемы и методы очистки подземных вод / Е. Г. Петров, Е. В. Семенов, А. Д. Чепелев // Вода и экология. – 2004. – № 1. – С. 3–6.
59. Семенова В. В. Токсичность титанового коагулянта и его влияние на окружающую среду / В. В. Семенова, Н. М. Вишнякова, А. В. Коврикова // Новое в экологии и безопасности жизнедеятельности: Труды Междунар. экологического конгресса. – Из-во Балтия, 2000. – Т. 2. – С. 145.
60. Комплексный реагент для очистки природных вод / А. В. Мамченко, И. И. Дешко, Л. А. Бондарь и др. // Химия и техн. воды. – 2005. – Т. 27, № 5. – С. 471–477.
61. Пиртрома Л. Коагулянт на основе трехвалентного железа / Л. Пиртрома // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001. – № 3. – С. 36–38.
62. Screening and flocculating properties of biofloculant-producing microorganisms. Sheng yanling / Z. Qiang, S. Yanru, L. Chenglin, W. HuaJun // J. Unin. Sci. and Technol. Beijing. – 2006. – Vol. 13, № 4 – P. 289–292.
63. Оценка эффективности применения молотого брусита «Акварама» в технологиях очистки воды / А. Н. Бельцов, С. Л. Бойкова, В. И. Жаворонкова, Н. Н. Мельникова и др. // Водочистка – 2007. – № 8. – С. 29–39.
64. Кульский Л. А. Фитопланктон и вода / Л. А. Кульский, Л. А. Сиренко, З. Н. Шкавро. – К.: Наукова думка, 1986. – 133 с.
65. Shkavro Z. N. Технологические схемы очистки воды из эвтрофных водоемов, с комплексной переработкой загрязняющих компонентов / Z. N. Shkavro // Ecological Chemistri : The Third International conference Moldova. Chisinau-2005. – ????. – P. 178–179.
66. Рябчиков Б. Е. Современные методы обезжелезивания и деманганации природной воды / Б. Е. Рябчиков // Энергосбережение и водоподготовка. – 2005. – № 6. – С. 5–10.
67. Shkavro Z. M. Comparison of adhesive properties of metal hydroxides / Z. M. Shkavro, V. M. Kochkodan, E. V. Yurkov // Proceedings X Ukrainian-polish symposium: Theoretical and experimental studies of interfacial phenomena and their technological applications. (septambr) Lviv-Uzliissia, Ukraine. – 2006. – P. 93–95.
68. Справочник Промышленного теплоэнергетика / [под ред. В. А. Громогласова, В. М. Зорина]. – М.: Энергоиздат, 1991. – 586 с.
69. Шкавро З. М. Седиментационные характеристики коагулянтов магния / З. М. Шкавро, Е. В. Юрков // Проблемы водопоставления, водовыведения та гідраліки. – 2007. – Вип. 8. – С. 61–66.
70. Копылов А. С. Водоподготовка в энергетике / А. С. Копылов, В. М. Лавыгин, В. Ф. Очков. – М.: Издательство МЭИ, 2003. – 134 с.
71. Методы очистки полупромышленных, промышленных сточных вод, критическая оценка реагентных методов / Г. А. Селицкий, Ю. А. Галкин, Е. А. Уласовец и др. // Вода технология и экология. – 2007. – № 2. – С. 43–48.
72. Исследование процесса передачи в условиях повышенных соленосодержаний и магnezияльных взвесей в воде / К. М. Абдуллаев, С. А. Шахматов, Т. А. Бабаева, Р. Г. Махмудов // Химия и технология воды. – 1992. – Т. 6, № 14. – С. 443.
73. Устройство для очистки воды в слое взвешенного осадка / И. Н. Рождов, В. Ю. Лебедев, И. А. Малахов, Н. Н. Величина // Экол. системы и приборы. – 2005. – № 12. – С. 55–56.
74. Heavy metal removal from waste water from wet lime(stone)—gypsum flue gas desulfurization plants / J. B. Lefers, W. F. van den Broeke, H. W. Venderbosch, J. de Niet, A. Kettelarij // Water Research. – 1987. – Vol. 21, № 11. – P. 1345–1354.
75. Leentvar J. Effect of magnesium and calcium precipitation on coagulation-flocculation with lime / J. Leentvar, M. Rebhun // Water Res. – 1982. – Vol. 16, № 5. – С. 655–662.
76. Absorption properties of modified filtration materials in water treatment / Yu. I. Tarasevich, Z. N. Shkavro, O. O. Shevchuk, Yu. L. Zub // Combined and hybrid adsorbents. Fundamentals and applications. This publication is supported by: The NATO Programme for Security through Science. Kiev, Ukraine. – 2005. – P. 207–212.
77. Реагентная очистка сточных вод, используемых в системах оборотного водоснабжения / И. А. Малахов, О. Ф. Ошуркова, Л. Н. Полетаев, А. Иннаб Айхам // Химия и техн. воды. – 1994. – Т. 16, № 3. – С. 282–286.
78. Воловик Г. И. Подготовка воды. Сточные воды / Г. И. Воловик, Л. Д. Терехов. – Хабаровск: ДВГУПС, 2000. – 168 с.
79. Kung W. Phosphat durch Schwermetalle und ole in Gewossern / W. Kung // Galvanotechnik. – 1995. – Vol. 86, № 2. – P. 434.
80. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / А. К. Запольський, Н. А. Мішкова-Клименко, І. А. Астрелін та ін. – К.: Наукова думка, 2000. – 552 с.
81. Комплексный реагент для очистки стічних вод. Синтез / А. В. Мамченко, В. М. Пустовит, І. І. Дешко, Н. А. Павлова // Хімічна промисловість України. – 2006. – № 6. – С. 44–48.
82. Гетьманцев С. В. Совершенствование технологии очистки стоков для использования в оборотном водоснабжении / С. В. Гетьманцев, В. П. Овчинников // Водоснабжение и санитарная техника. – 2006. – № 3. – С. 44–46.
83. Катаева Е. С. Очистка оборотной воды ЗАО Китайский насосный завод / Е. С. Катаева, О. А. Белоусова // Безопасность биосферы : сб. текстов докладов 6 Всероссийского молодежного научного симпозиума. – Екатеринбург, 2005. – С. 127.
84. Стремиллова Н. Н. New titanium based coagulant application for organic matter concentrate from natural waters / Н. Н. Стремиллова, С. В. Стремиллов // Тез. докл. на VI-ом Международном конгрессе ЭКВАТЕК-2004. – Москва, 2004. – ??.
85. Костошко И. С. Внедрение установки, физико-химической доочистки биологически очищенных сточных вод на очистных сооружениях НПС / И. С. Костошко // Шоста научно-практич. конференция молодежи. Ноябрь. – Ухта, 2005. – С. 33–35.
86. Hellstrom B. Yarnsulfat-heptahydrat-upplosningsanlaggning och datorstyrd dosering vid Himmerfjardsverket / B. Hellstrom, P. Vopatek, A. Osterman // Vatten. – 1984. – Vol. 40, № 1. – P. 40–45.

87. Effect of magnesium hydroxide (or hydrated MgO) formed under alkaline conditions on brackish water pretreatment for reverse osmosis / V. Mavrov, I. Dobrevsky, B. Bonev, N. Petkov // *Desalination*. – 1992. – Vol. 65, № 3. – P. 335–343.
88. Modified column floataation of adsorbing ion hydroxide colloidal precipitates / F. Gaponi, M. Sartori, M. L. Souza, J. Rubio // *Int. J. Miner. Process.* – 2006. – Vol. 79, № 3. – P. 167–173.
89. Применение коагулянтов, содержащих железо в процессах очистки природных и сточных вод / А. В. Мамченко, И. И. Дешко, В. М. Пустовит, Т. И. Якимова // *Химия и техн. воды*. – 2006. – № 4. – С. 342–348.
90. Захаров В. И. Алюможелезные коагулянты из отходов металлургического производства / В. И. Захаров, В. А. Матвеев, В. И. Петрова // *Проблемы комплексного использования руд: тез. докл. Междунар. симпозиума*. – Петербург, 1994. – С. 233.
91. Селицкий Г. А. Технологическая схема очистки карьерных и подоотвальных вод горнорудных предприятий / Г. А. Селицкий // *Водоочистка*. – 2007. – № 5. – С. 22–23.
92. Лебухов В. И. Очистка сточных вод передвижных гидроустановок от мелкодисперсных млисто-глинистых частиц / В. И. Лебухов // *Проблемы комплексного освоения минерального сырья Дальнего Востока. Докл. Международной научно-практической конференции – Горн. инф.-анал. бюл.*, 2005. – С. 531–538.
93. Дельцин Л. М. Нефелиновый коагулянт (история, состояние, перспективы) / Л. М. Дельцин, А. С. Власов // *Водоснабжение и санитарная техника*. – 2002. – № 7. – С. 16–19.
94. Комплексная очистка сточных вод свалок твердых бытовых отходов / В.В. Гончарук, З.Н. Шкавро, В.П. Бадеха, Д.Д. Кучерук и др. // *Химия и технология воды*. – 2007. – Т. 29, № 1. – С. 55–66.
95. Formation of Mg(OH)<sub>2</sub> dynamic membranes for oily water separation: effects of operating conditions / Y. Zhao, Y. Tan, F.-S. Wong, A.G. Fane et al. // *Presented of the International Congress on Membranes and Membrane Processes (ICOM)*, August. – Seoul, Korea, 2005.
96. Meng X. ??? / X. Meng, L. Zhenhomg, L. Teng-rui // *J. Safety and Environ.* – 2004. – Vol. 4, № 5. – P. 43–45.
97. Гамеля Н. Д. Оценка эффективности алюминиевых коагулянтов при очистке сточных вод / Н. Д. Гамеля, Т. Н. Красильникова // *Экология и ресурсосбережение*. – 2007. – № 1. – С. 53–56.
98. Оценка эффективности применения молотого брусита «Аквамаг» в технологиях очистки воды / А. Н. Бельцов, С. Л. Бойкова, В. И. Жаворонкова, Н. Н. Мельникова и др. // *Водоочистка*. – 2007. – № 8. – С. 29–39.
99. Алексеева Л. П. Применение щелочных реагентов для оптимизации реагентной обработки маломутных цветных вод / Л. П. Алексеева, Б. Л. Видер // *Водоснабжение и санитарная техника*. – 2006. – № 2. – С. 9–15.
100. Hoppe H. Moglichkeiten des Einsatzes von Mg(OH)<sub>2</sub> in Kombination mit bentonit / H. Hoppe, H. Taglich // *Chem. Techn. (DDR)*. – 1982. – Vol. 34, № 12. – P. 636–640.
101. Патент на винахід № 78546 C02F 1/52, C02F 9/00 / Спосіб очищення стічних вод від барвників В. В. Гончарук, З. М. Шкавро, Д. Д. Кучерук, А. М. Сова, О. О. Маховка. – Опубл. 10.04.2007.
102. Доочистка сточных вод анилинокрасочной промышленности методом коагуляции / В. И. Островка, В. А. Ливке, Р. М. Бехер, В.В. Резниченко и др. // *Химия и технология воды*. – 1981. – Т. 8, № 3. – С. 260–263.
103. Очистка сточных вод кожевенного производства операции дубления и жирования / С. В. Вербич, В. Д. Гребенюк, Л. Х. Жигинас, Г. В. Сорокин // *Химия и технология воды*. – 1992. – Vol. 14, № 10. – С. 777–781.
104. Особенности химического извлечения цинка и кадмия из отработанных аммиакатных электролитов цинкования и кадмирования / А. А. Флыгин, А. Ю. Юденко, О. В. Зорькина и др. // *Изв. ПГПУ*. – 2006. – № 1. – С. 210–215.
105. Spoors G. Application of magnesium hydroxideto treat asidic and mel el btaring effluents / G. Spoors // *Steel Times*. – 1994. – Vol. 224, № 3. – С. 112–116.
106. Lin Y. Against Enterococcus faecalis: Part 3. The Antibacterial Effect of Calcium Hydroxide and Chlorhexidine on Enterococcus faecalis / Y. Lin, A. K. Mickel, S. Chogle // *Journal of Endodontics*. – 2003. – Vol. 29. – P. 565–566.
107. Inactivation of Chironomid larvae with chlorine dioxide / Xing-Bin, Sun Jin-Song, Zhang Feng Xu, Li-Jun Liu // *Journal of Hazardous Material*. – 2007. – Vol. 142, № 1–2. – P. 348–353.
108. Elmaleh S. Suspended solids abatement by pH increase—upgrading of an oxidation pond effluent / S. Elmaleh, H. Yahi // *Water Research*. – 1996. – Vol. 30, № 10. – P. 2357–2362.
109. Взаимодействие производных симм-триазина с хлором и озоном / В. В. Гончарук, В. А. Вакуленко, П. Н. Таран, А. О. Самсоны-Тодоров // *Химия и технология воды*. – 1994. – Т. 16, № 3. – С.250–255.
110. Huseyin S. Optimization of ozone and coagulation processes for bromate control in Istanbul drinking waters / S. Huseyin, V. Yasar // *Desalination*. – 2005. – Vol. 176, № 1–3. – С. 211–217.
111. Хожаинов Ю. М. Принципиальная технологическая схема дробного метода очистки океанской воды с получением минерального сырья / Ю. М. Хожаинов, Р. Т. Марчева // *Химия и технология воды*. – 1992. – Т. 7, № 14. – С. 304–309.

Z. Chkavro, N. Antoniuk

## THEORY AND PRACTICE OF COAGULANT APPLICATION IN WATER TREATMENT TECHNOLOGY

*The state of practical use and theoretical assumptions choice of coagulating reagents depending on physico-chemical parameters of water and consumer requirements for its quality was analyzed. The trend of ecological priority in the selection of reagents for water treatment at central or local water supply and sewage was observed.*

**Keywords:** coagulating, reagents, local water supply, sewage was observed, water treatment.

*Матеріал надійшов 15.02.2014*