

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ, МОЛОДІ ТА СПОРТУ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ»

МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

до виконання лабораторних робіт з дисципліни
«Технологія та обладнання одержання питної та технічної води»

Київ
«Політехніка»
2012

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ, МОЛОДІ ТА СПОРТУ УКРАЇНИ
НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ УКРАЇНИ
«КИЇВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ»

МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

до виконання лабораторних робіт з дисципліни
«Технологія та обладнання одержання питної та технічної води»
для студентів хіміко-технологічного факультету
спеціальності 7.05130101, 8.05130101
«Хімічні технології неорганічних речовин»

Затверджено Вченою радою ХТФ НТУУ «КПІ»

Київ
«Політехніка»
2012

Методичні рекомендації до виконання лабораторних робіт з дисципліни «Технологія та обладнання одержання питної та технічної води» для студентів хіміко-технологічного факультету спеціальності 7.05130101, 8.05130101 «Хімічні технології неорганічних речовин» / Уклад.: І.М. Астрелін, Н.М. Толстопалова, Т.І. Обушенко, І.В. Косогіна, Г.В. Кримець, О.Б. Костоглод. – К.: ІВЦ «Видавництво «Політехніка»», 2012.

*Гриф надано Вченою радою ХТФ НТУУ «КПІ»
(Протокол №5 від 24 травня 2012р.)*

Укладачі: І.М. Астрелін, д-р техн. наук, проф.
Н.М. Толстопалова, канд. техн. наук, доц.
Т.І. Обушенко, ст. викладач.
І.В. Косогіна, канд. техн. наук, асистент
Г.В. Кримець, канд. техн. наук, асистент
О.Б. Костоглод, асистент

Відповідальний
редактор

І.М. Астрелін, д-р техн. наук, проф.

Рецензент

ЗМІСТ

Вступ.....	5
<i>Лабораторна робота №1. Визначення вмісту алюмінію в зразках природної води та видалення алюмінію коагуляційним методом.....</i>	<i>6</i>
<i>Лабораторна робота №2. Визначення вмісту загального феруму у пробах природної води та вилучення феруму аеруванням.....</i>	<i>14</i>
<i>Лабораторна робота №3. Визначення окиснюваності води.....</i>	<i>23</i>
<i>Лабораторна робота №4. Визначення вмісту фтору у зразках природної води та його вилучення сорбційними методами.....</i>	<i>30</i>
<i>Лабораторна робота №5. Визначення вмісту кремнію в зразках природної води та вилучення кремнію за допомогою реагентних методів.....</i>	<i>35</i>
<i>Лабораторна робота №6. Контроль за знезараженням води.....</i>	<i>42</i>
<i>Лабораторна робота №7. Визначення вмісту мангану в зразках природної води та проведення процесу деманганування.....</i>	<i>49</i>
<i>Лабораторна робота № 8. Визначення оптимальної дози коагулянту у динамічному режимі осадження.....</i>	<i>53</i>
<i>Лабораторна робота № 9. Дослідження впливу основних параметрів на ефективність проточної коагуляції</i>	<i>61</i>
Список рекомендованої літератури.....	73
Додаток.....	75

ВСТУП

Прісна вода є основою існування людства: її відсутність не сумісна з життям, неякісна вода (солена, забруднена шкідливими речовинами, хворобливими мікроорганізмами) виключає або стримує розвиток держав і цивілізацій. Тому необхідна кількість і відповідна якість прісної води визначають благополуччя народів і економіки всіх без винятку країн на Землі. За запасами місцевих водних ресурсів (на душу населення припадає 1000 м^3 води) Україна є однією з найменш забезпечених країн Європи.

Удосконалення технології водопідготовки в Україні з урахуванням сучасних світових досягнень і можливостей є важливою задачею хіміків-технологів. Основна мета дисципліни – на базі знань фізико-хімічних характеристик домішок природної води та загальних методів підготовки води в залежності від призначення – створення оптимальних екологічно чистих технологічних схем водоочищення.

Тематика лабораторних робіт відображає деякі головні методи покращення якості природної води різного походження. Студенти після виконання робіт повинні вірно обрати методику аналізу на вміст таких речовин, наприклад, як ферум, манган, алюміній, фтор, тощо, залишковий вміст яких у воді регламентується як для питних, так і для різноманітних технічних потреб.

Лабораторна робота №1

Визначення вмісту алюмінію в зразках природної води та видалення алюмінію коагуляційним методом

Мета роботи – ознайомлення з методами видалення сполук алюмінію із води; освоєння стандартної методики оцінки концентрації іонів алюмінію у питній та природній воді; визначення ступеню видалення алюмінію із води за допомогою коагуляції.

Теоретичні відомості

Алюміній, що зустрічається у природних водах або додається до них при обробці, належить до хімічних речовин, що впливають на органолептичні показники води. Основним природним джерелом алюмінію у поверхневих водах є сполуки, що утворюються внаслідок часткового розчинення алюмосилікатів та глин безпосередньо у водоймах та на площі водозабору. Антропогенними джерелами надходження сполук алюмінію є стічні води металургійних підприємств, текстильних і керамічних фабрик, стічні води гальванічних цехів, а також шахтні води. Значний вклад вносять комунальні підприємства, які використовують солі алюмінію під час водопідготовки. Залишковий алюміній, що з'являється у вигляді гідроксиду в очищеній воді у результаті обробки алюмінієвими коагулянтами, збільшує її мутність; присутність його у кількостях, перевищуючих припустимі нормою, може обумовити утворення осаду у відібраній споживачем воді. За вітчизняним стандартом "Вода питна" допускається використовувати воду, в якій вміст залишкового алюмінію не перевищує 0,2 мг/дм³.

Сполуки Al походять від Al³⁺, але за температур вище 800 °C алюміній здатний існувати і в більш низьких валентних станах.

При гідролізі солей алюмінію у воді можуть утворюватися різні гідрокомплекси – розчинні і нерозчинні, мономерні і полімерні, органічні і неорганічні.

У розведених водних розчинах Al знаходиться у вигляді гідратованих Al^{3+} -катіонів (кисле середовище) або входить до складу алюмінатних аніонів (лужне середовище). Для алюмінію, як багатозарядного іона, характерно утворення комплексів – від простих 1-ядерних до складних полімерних багатоядерних аніонного або катіонного характеру. Найвище координаційне число для кристалічних комплексних сполук $Z = 6$ для алюмінію не характерне. Воно встановлено тільки для сполук $\text{AlF}_6 \cdot 3\text{NaF}$; $\text{AlH}_3 \cdot 3\text{MeH}$, коли алюміній оточують частки порівняно малих розмірів. Частіше зустрічаються комплексні сполуки з $Z = 5$. Найбільш характерне для алюмінію $Z = 4$ з sp^3 -гібридизацією та тетраедричним оточенням лігандами. Такі сполуки найбільш стійкі й утворюються найрізноманітнішими донорами органічного та неорганічного характеру.

Багато авторів [1] вважають, що Al^{3+} у водних розчинах існує у вигляді комплексу $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$ – октаедричного аква-іону.

За координаційною спорідненістю до Al^{3+} кислотні залишки за Боуенсом розташовуються у такій послідовності: хлорид < сульфат < форміат < ацетат < гліколят < лактат < тартрат < цитрат < оксалат.

При взаємодії Al^{3+} з фенілкарбоновими кислотами утворюються клішнєподібні сполуки, в яких одночасно з карбоксилком беруть участь OH -групи. Це широко використовується в аналітичній хімії.

Алюмінати – солі HAlO_2 . Але AlO_2^- не існує ні у твердій фазі, ні у водному середовищі. Алюмінат-іони утворюють у воді гідроксо- $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ ($Z = 4$) або аквагідроксокомплекси $[\text{Al}(\text{OH})_4(\text{H}_2\text{O})_2]^-$ ($Z = 6$). Алюмінати навіть при надлишку NaOH мають тетраедричну конфігурацію типову для $Z = 4$.

Серед галогенідних комплексів найбільш стійкі фторидні. Відомі всі 6 іонів: від AlF_2^+ до AlF_6^{3-} (октаедр); з Cl^- і Br^- алюміній утворює комплекси AlCl_4^- й AlBr_4^- (тетраедр) ($Z = 4$).

Завдяки цій здатності алюмінію утворювати досить стійкі комплексні іони з багатьма речовинами, особливо з органічними кислотами, алюміній можна віднести до важких металів, оскільки для визначення Al необхідна іноді така ж попередня обробка проби, як і у відповідних випадках при визначенні важких металів. Ця обробка полягає у руйнуванні органічних речовин окисненням їх сильними окисниками або випаровуванням проби і прожарюванням сухого залишку.

Для визначення алюмінію, що знаходиться у розчині у малих концентраціях, запропоновано велику кількість фотометричних методів. Більшість з них засновано на утворенні колоїдних забарвлених розчинів (лаквів) реагентів з алюмінієм. Алюміній у питних та поверхневих водах визначають колориметрично з використанням алюмінону, еріохромціаніну R, стільбазо та 8-оксихіноліну. Іони алюмінію утворюють з алюміноном комплексну сполуку, забарвлену в оранжево-червоний колір; з еріохромціаніном R (pH 5,4) – у фіолетовий колір; зі стільбазо – у рожевий колір. Оксихінолят алюмінію пофарбований у жовтий колір. Метод аналізу, використаний у даній роботі, оснований на вимірюванні оптичної густини забарвлених розчинів комплексної сполуки алюмінію з алюміноном. Оптична густина вимірюється за допомогою фотоелектроколориметру. У результаті вимірювань отримують лінійну залежність оптичної густини розчинів від концентрації іону алюмінію. Реакція відбувається за pH 4,5 у присутності $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Чутливість методу $0,05 \text{ мг/дм}^3$ алюмінію при об'ємі проби 25 см^3 .

Визначенню алюмінію заважають: ферум (Fe^{3+}), хлор, фториди, поліфосфати. Вплив Fe^{3+} до масової концентрації $0,3 \text{ мг/дм}^3$ і більше усувається відновленням його аскорбіновою кислотою до феруму (Fe^{2+}). Вплив залишкового активного хлору до масової концентрації $0,5 \text{ мг/дм}^3$ усувається відновленням його аскорбіновою кислотою. При наявності у воді залишкового активного хлору більше $0,5 \text{ мг/дм}^3$ його вплив усувається додаванням еквівалентної кількості $0,005 \text{ моль/дм}^3$ розчину тіосульфату натрію. Вплив фторидів масовою концентрацією більше $0,3 \text{ мг/дм}^3$ і поліфосфатів масовою

концентрацією більше $0,2 \text{ мг/дм}^3$ усувається випарюванням з сульфатною кислотою.

Основний шлях надходження алюмінію в організм людини – з питною водою. Видалення алюмінію з організму ускладнено, близько половини його затримується в організмі, накопичуючись в тканинах мозку, печінки, нирок, кісток, викликає їх функціональні порушення. Алюміній викликає порушення в синтезі ряду ферментів, сприяючи видаленню таких біоелементів як Р, Mg, Са, Na, Fe . Постійне вживання питної води з вмістом алюмінію понад $0,2 \text{ мг/дм}^3$ призводить до підвищення вірогідності появи таких захворювань як енцефалопатія, хвороби Альцгеймера і Паркінсона, анемії, зниження імунної реактивності та інші.

Методика виконання роботи

Апаратура

Колби мірні місткістю 50 см^3 – 10 шт.; колба мірна місткістю 100 см^3 ; колба мірна місткістю 1000 см^3 ; циліндри мірні місткістю 25, 50 та 100 см^3 ; шпатель; піпетки місткістю 1, 2, 10 см^3 ; пробовідбірник; фотоелектроколориметр типа ФЕК; кювети з товщиною шару 3 см; ваги аналітичні.

Реактиви та матеріали

Модель природної води; основний стандартний розчин з масовою концентрацією алюмінію $0,1 \text{ г/дм}^3$; робочий стандартний розчин з масовою концентрацією алюмінію $0,002 \text{ г/см}^3$ (2 мкг/см^3); розчин $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (50 г $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ розчиняють у 100 см^3 води дистильованої); ацетатний буферний розчин ($\text{pH } 4,5 \pm 0,1$); 0,5 % розчин алюмініону; аскорбінова кислота кристалічна; фільтр паперовий.

Побудова калібрувального графіку

Робочий стандартний розчин з масовою концентрацією алюмінію $0,002 \text{ мг/см}^3$ готують у день проведення досліду. Для приготуванням робочого розчину відбирають 2 см^3 основного стандартного розчину, переносять до мірної колби 100 см^3 та доводять об'єм розчину до мітки водою дистильованою.

У мірні колби на 50 см^3 поміщають $0,5$; $1,0$; $2,0$; $3,0$; $4,0$; $5,0$; $7,0 \text{ см}^3$ робочого стандартного розчину, що відповідає $1,0$; $2,0$; $4,0$; $6,0$; $8,0$; $10,0$; $14,0 \text{ мкг}$ алюмінію, додають у колби дистильованої води до об'єму приблизно $20 - 25 \text{ см}^3$, доливають 1 см^3 розчину $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, перемішують, додають $25 - 30 \text{ мг}$ аскорбінової кислоти, перемішують, додають 2 см^3 розчину алюмініону. Розчин знову перемішують, через $3 - 5 \text{ хв}$ доливають 10 см^3 ацетатного буфера та доводять об'єм розчину до мітки дистильованою водою. Через 20 хв вимірюють оптичну густину розчину при $\lambda = 525 - 540 \text{ нм}$ у кюветі 3 см відносно холостої проби. Холоста проба готується наступним чином: у мірну колбу місткістю 50 см^3 поміщають 25 см^3 дистильованої води, додають 1 см^3 розчину $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, перемішують, додають $25 - 30 \text{ мг}$ аскорбінової кислоти, перемішують, додають 2 см^3 розчину алюмініону. Розчин знову перемішують, через $3 - 5 \text{ хв}$ приливають 10 см^3 ацетатного буфера та доводять об'єм розчину до мітки дистильованою водою. Аналіз зі стандартними розчинами алюмінію повторюють ще $2 - 3$ рази. Будують калібрувальний графік залежності оптичної густини розчинів від кількості алюмінію, відкладаючи по осі абсцис кількість алюмінію (мкг), а по осі ординат – значення оптичної густини. Графік повинен мати прямолінійний характер.

Аналіз проб води

У мірну колбу 50 см^3 поміщають 5 см^3 обробленої аскорбіновою кислотою ($25 - 30 \text{ мг}$) води (якщо масова концентрація алюмінію у воді більше гранично допустимої концентрації (ГДК) $0,2 \text{ мг/дм}^3$, то на аналіз слід брати 10 см^3 води), приливають 1 см^3 розчину $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, перемішують і додають 2 см^3 розчину

алюмініону. Розчин знову перемішують, через 3 – 5 хв приливають 10 см³ ацетатного буфера та доводять об'єм розчину до мітки дистильованою водою. Через 20 хв вимірюють оптичну густину розчину при $\lambda = 525 - 540$ нм у кюветі 3 см відносно холостої проби. Із калібрувального графіка знаходять кількість алюмінію у пробі (мкг).

Обробка результатів

Масову концентрацію алюмінію розраховують за формулою, мкг/см³:

$$C(Al) = \frac{C_k}{V},$$

де C_k – кількість алюмінію у пробі, знайдена за графіком, мкг;

V – об'єм води, взятий для аналізу, см³.

Видалення алюмінію з води за допомогою коагуляційного методу

Очищення води від алюмінію здійснюється декількома способами: методом іонного обміну, зворотнього осмосу і дистиляції та коагуляційною обробкою.

Очищення води від алюмінію методом іонного обміну полягає у використанні іонообмінних смол, нерозчинних сполук з функціональними неіоногенними групами, які вступають в реакції обміну з іонами розчину. Очищення води від алюмінію методом іонного обміну складається з двох стадій обробки: обробка через H^+ - катіонітовий та OH^- - аніонітний фільтри.

Очищення води від алюмінію методом зворотнього осмосу полягає у використанні напівпроникних мембран, перегородок, які відділяють фільтр від розчину, що містить алюміній. Процес відбувається за рахунок прикладення тиску зі сторони протікання рідини, що перевищує осмотичний тиск, для того, щоб очищена вода могла просочитися через перегородку.

Термічним методом очищення води від алюмінію є дистиляція. Сутність процесу полягає в розділенні розчину на рідину та конденсат з різним хімічним складом, оскільки оброблювана система звільняється від певних речовин.

Коагуляційним методом вилучення алюмінію проводять переведенням його у гідроксид. У якості коагулянту використовують солі феруму, хлориди або сульфати. Тривалість коагуляційного очищення 30 хв, рН 8 – 9. Видалення алюмінію з проби води здійснюють після визначення вмісту алюмінію в аналізованій пробі.

Приклад визначення дози коагулянту

Розраховують кількість коагулянту FeSO_4 або іншого за завданням викладача. Для цього треба знати: дозу коагулянту D_{FeSO_4} мг/дм³, концентрацію коагулянту C_{FeSO_4} г/дм³ та об'єм проби $V(\text{проби})$, дм³.

Доза коагулянту залежить від вихідних характеристик водного об'єкту, зокрема, від вмісту алюмінію у досліджуваному об'єкті.

Розраховують необхідний об'єм коагулянту, см³,

$$V_{\text{FeSO}_4} = D_{\text{FeSO}_4}^{\text{опт}} * V(\text{проби}) / C_{\text{FeSO}_4},$$

де V_{FeSO_4} - необхідний об'єм коагулянту, см³;

$D_{\text{FeSO}_4}^{\text{опт}}$ - оптимальна доза коагулянту в перерахунку на безводний сульфат феруму (II), мг/дм³;

$V(\text{проби})$ – об'єм проби на коагуляційне очищення, см³;

C_{FeSO_4} – концентрація коагулянту, мг/дм³.

Після внесення до проби води розрахованої кількості коагулянту проводять коагуляційне очищення з наступним відділенням утвореного осаду від оброблюваної води фільтруванням та здійснюють аналіз очищеної води на вміст залишкового алюмінію.

У мірну колбу 50 см³ поміщають 25 см³ проби, додають 25 – 30 мг аскорбінової кислоти та доливають 1 см³ розчину $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, перемішують і додають 2 см³ розчину алюмінію. Розчин перемішують, через 3 – 5 хв

приливають 10 см³ ацетатного буфера та доводять об'єм розчину до мітки дистильованою водою. Через 20 хв вимірюють оптичну густину розчину при $\lambda = 525 - 540$ нм у кюветі 3 см відносно холостої проби. Із калібрувального графіка знаходять кількість алюмінію у пробі (мкг).

Вміст залишкового алюмінію $C_{\text{зал}}$, мкг/см³,

$$C_{\text{зал}}(\text{Al}) = C_{\text{к}} / V_{\text{алкв,з}}$$

де $C_{\text{к}}$ – концентрація Al, визначена за калібрувальним графіком, мкг;

$V_{\text{алкв}}$ – об'єм проби води (аліквота), см³, з урахуванням розведення.

Ступінь видалення алюмінію, %,

$$\alpha = \frac{C_{\text{зал}}(\text{Al})}{C(\text{Al})} \cdot 100.$$

Питання для самоконтролю

1. Яке значення ГДК алюмінію у питній воді?
2. Назвіть джерела потрапляння у природну воду алюмінію та чим шкідливий надлишок його сполук у питній воді?
3. Вкажіть аналітичні методи застосовуються для визначення алюмінію у воді.
4. Які реагенти застосовуються для колориметричного визначення сполук алюмінію у воді?
5. У якому вигляді присутній алюміній у лужних розчинах? Наведіть характерні реакції.
6. Форми існування сполук алюмінію у слабо-лужних та нейтральних розчинах? Наведіть характерні реакції.
7. У якому вигляді присутній алюміній у кислих розчинах? Наведіть характерні реакції.
8. Порівняльна характеристика методів видалення сполук алюмінію із води.

Визначення вмісту загального феруму у пробах природної води та вилучення феруму аеруванням

Мета роботи – ознайомлення з методами видалення феруму з природних вод та освоєння деяких стандартних методів оцінки концентрації іонів феруму у воді.

Теоретичні відомості

Ферум міститься у воді у формі мінеральних (солі Fe^{2+} , Fe^{3+}) або органічних сполук (гумінові кислоти, деякі жирні кислоти, комплексні сполуки), які потрапляють у води внаслідок розчинення ферумвмісних порід та мінералів, здебільшого оксидів, сульфідів, карбонатів та складних силікатів. Усе різноманіття форм феруму у водах зазвичай зводиться до наступних чотирьох станів:

- 1) двовалентний – у розчиненому стані, у вигляді іонів Fe^{2+} ;
- 2) тривалентний стан – частіше за все хлориди і сульфати Fe^{3+} ;
- 3) органічний – ферум, що перебуває у воді у формі різноманітних комплексів із рядом органічних сполук, які можуть бути істинно розчинними або мати колоїдну структуру;
- 4) бактеріальний – ферум у формі оксидів, накопичений у вигляді відкладень на різноманітних поверхнях і в тому числі на оболонках, так званих залізобактерій – представників різних родів мікроорганізмів.

Вміст феруму особливо у підземних водах може досягати 10 – 20 і навіть до 50 мг/дм³. Така вода для питних, промислових та господарських цілей непридатна. Вона має неприємний чорнильний або залізистий присмак. При тривалому введенні до організму людини з питною водою залізо накопичується

у печінці у вигляді колоїдних оксидів феруму, що отримали назву гемосидирину, який шкідливо впливає на клітини печінки, викликаючи їхнє руйнування.

Більше половини всіх джерел підземних вод України мають підвищений вміст феруму, який присутній у воді у різних формах. За новим стандартом ДСанПІН 2.2.4-171-10 допускається використовувати воду, в якій загальний вміст феруму не перевищує 0,3 мг/дм³.

Видалення феруму з води провадиться декількома методами: аеруванням, коагулюванням, вапнуванням, катіонуванням, фільтруванням через різні речовини та матеріали, біологічною очисткою та комбінуванням вищезгаданих методів.

У поверхневих водах залізо зазвичай міститься у вигляді органічних і мінеральних комплексних сполук або колоїдних чи тонкодисперсних зависей.

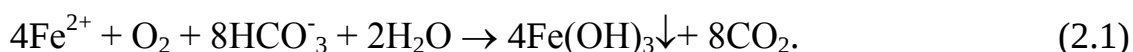
Підземні води багатьох джерел характеризуються підвищеним вмістом феруму переважно у формі дигідрокарбонату (II). Крім того залізо може бути в підземних водах у вигляді сульфідів, карбонату і сульфату (II), комплексних сполук із гуматами і фульвокислотами. Сполуки феруму зумовлюють буревате забарвлення води, неприємний металічний присмак, заростання водопровідних мереж і водозабірної арматури, є причиною браку в текстильній, харчовій, паперовій, хімічній та інших галузях промисловості.

Гідроксид феруму може знаходитися у воді в колоїдному стані, який є однією з основних форм існування феруму в поверхневих водах. Стійкість колоїдного феруму значно підвищується завдяки захисній дії гумусових речовин. Ферум можна перевести із цього стану в осад двома способами: природним – за участю бактерій, які руйнують органічну речовину, і штучним – за допомогою сильних окисників.

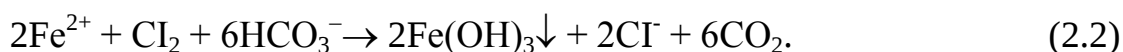
Окисні сполуки феруму, що знаходяться у воді у вигляді колоїдно- або тонкодисперсних зависей, зазвичай добре видаляються під час коагулювання домішок. Тому знезалізнення поверхневих вод здійснюють одночасно з їх проясненням та знебарвленням коагулянтами. Якщо у воді відкритих джерел

водопостачання містяться сполуки феруму (II), здійснюють аерування води або хлорування її підвищеними дозами.

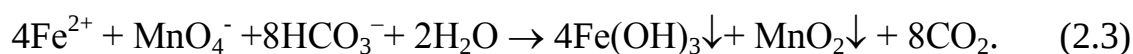
Підвищення значень рН призводить окиснення феруму (II) до феруму (III), який випадає в осад. Окиснення сполук феруму (II) киснем повітря відбувається за реакцією:



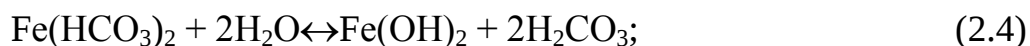
Швидкість окиснення сполук феруму (II) значно збільшується під час хлорування води. За наявності гідрокарбонатів у природних водах вони повністю гідролізують за реакцією:



У процесі оброблення води перманганатом калію перебіг реакції окиснення і наступного гідролізу відбувається за такою схемою:



Аеруванням із води видаляється гідрокарбонат феруму, що є нестійким і легко гідролізує у воді:



Гідроксид феруму (II) киснем повітря окиснюється до гідроксиду феруму (III):



Для видалення феруму із води застосовують переважно два способи: реагентний і безреагентний. Із безреагентних застосовують вакуумноежекційну аерацію і фільтрування, спрощену аерацію і «сухе фільтрування», фільтрування на каркасних фільтрах, фільтрування в підземних умовах з попереднім дозуванням в пласт окисненої води або повітря, аерацію і двоступінчасте фільтрування.

Безреагентні методи вилучення феруму з води застосовують тоді, коли вихідна вода має рН не менше 6,7, лужність – не менше 1 ммоль/дм³, вміст вуглекислоти – до 80 мг/дм³ і сірководню – до 1 мг/дм³, перманганатну окиснюваність – не більше 7 мг О₂/дм³. При вмісті феруму (III) не більше 10% від його загальної кількості та концентрації феруму (II) в дигідрокарбонатній або карбонатній формі до 3 мг/дм³ рекомендують застосовувати метод фільтрування на каркасних фільтрах; до 5 мг/дм³ доцільно застосовувати метод «сухого фільтрування»: від 5 до 10 мг/дм³ потрібно використовувати метод спрощеної аерації з одноступінчастим фільтруванням; від 10 до 30 мг/дм³ рекомендують вакуумно-ежекційну аерацію з фільтруванням крізь завантаження великої грязеємності.

За концентрації карбонату феруму (II) понад 20 мг/дм³ або при вмісті сірководню 1– 5 мг/дм³ і рН 6,4 рекомендують використовувати метод вакуумно-ежекційної аерації з наступним відстоюванням у тонкому шарі води або оброблення в шарі завислого осаду з наступним фільтруванням.

До реагентних належать такі методи: спрощена аерація, окиснення; фільтрування; напірна флотація з вапнуванням і наступним фільтруванням; вапнування, відстоювання в тонкошаровому відстійнику і фільтрування; фільтрування крізь модифіковане завантаження; катіонування.

Реагентні методи знезалізнення варто застосовувати за низьких значень рН, високої окиснюваності та нестабільного складу води. Якщо вміст сульфатного або карбонатного феруму або комплексних залізоорганічних сполук не перевищує 10 мг/дм³ і перманганатна окиснюваність до 15 мг О₂/дм³ – рекомендують фільтрування крізь модифіковане завантаження; до 15 мг/дм³ і

перманганатна окиснюваність – до 15 мг $O_2/дм^3$ – спрощену аерацію, оброблення сильним окисником і фільтрування крізь зернисте завантаження великої грязеемності, понад 10 мг/дм³ і перманганатної окиснюваності понад 15 мг $O_2/дм^3$ – застосовують напірну флотацію з попереднім вапнуванням і наступним фільтруванням або метод із використанням аерації, вапнування, відстоювання в тонкому шарі та фільтрування; понад 10 мг/дм³, перманганатної окиснюваності понад 15 мг $O_2/дм^3$ і потужності установок до 200 м³/добу рекомендують електрокоагуляцію з барботажем, відстоюванням у тонкому шарі та фільтрування.

Видалення феруму із поверхневих вод проводять лише реагентними методами, а з підземних — здебільшого безреагентними. Видалення із води феруму катіонуванням доцільне тоді, коли одночасно із знезалізненням виникає потреба пом'якшення води. При цьому йонним обміном можуть бути видалені лише йони феруму (II).

За наявності каталізатора – розчинених в оброблюваній воді іонів міді, марганцю і фосфат-іонів, а також при контакті її з оксидом марганцю чи з осадам гідроксиду феруму (III), що випав раніше, швидкість окиснення феруму (II) киснем значно збільшується. Зі збільшенням значення рН середовища час, що йде на окиснення сполук феруму (II), значно зменшується.

Сутність процесу видалення феруму з води аеруванням та вапнуванням складається з переводу двовалентного феруму у тривалентне й утворенні гідроксиду феруму (III), що випадає в осад. Видалення феруму катіонуванням базується на обміні рухливих іонів катіоніту на йони феруму, що містяться у воді. Іноді використовується попереднє хлорування оброблюваної води для руйнування органічних сполук феруму, які стабілізують колоїди феруму.

При видаленні феруму з підземних вод частіше за все застосовують аерування, при видаленні феруму з поверхневих вод – коагулювання. Вапнування та катіонування використовують у тих випадках, коли необхідно не тільки видалити залізо, але і пом'якшити воду.

У деяких випадках для швидкого окиснення феруму (II), навіть при низьких рН, застосовують каталізатори. В якості таких каталізаторів зазвичай використовують дроблений піролюзит, «чорний пісок» (пісок, покритий плівкою оксидів марганцю, які утворюються у результаті розкладання 1 %-го розчину KMnO_4 , підлуженого до рН 8,5 – 9 водним розчином NH_3) та сульфовугілля, покрите плівкою оксидів марганцю.

Визначення загального феруму у природних водах зазвичай роблять фотометрично з застосуванням ортофенантроліну, сульфосаліцилату натрію або роданіду. Можлива й візуальна оцінка концентрації феруму шляхом порівняння інтенсивності забарвлення.

Метод аналізу, використаний у даній роботі, – фотометричний, оснований на вимірюванні оптичної густини забарвлених розчинів комплексної сполуки феруму з іоном роданіду CNS^- . Оптична густина вимірюється за допомогою фотоелектроколориметру. У результаті вимірювань отримують лінійну залежність оптичної густини розчинів від концентрації іону феруму. Для визначення іонів феруму (II) його попередньо окиснюють до феруму (III).

Методика виконання роботи

Визначення феруму (II й III) у присутності сульфосаліцилової кислоти

Ферум (III) утворює із сульфосаліциловою кислотою залежно від кислотності розчину ряд забарвлених комплексів. При рН 1,8 – 2,5 утворюється червоно-фіолетовий катіонний комплекс, що має смугу поглинання $\lambda_{\text{max}}=510 \text{ нм}$ ($\epsilon = 1,8 \cdot 10^3$). При збільшенні рН до 4-8 розчин набуває червоно-бурого забарвлення, характерного для аніонного біс-комплексу.

У лужних середовищах ($9 < \text{pH} < 11,5$) утворюється комплекс жовтого кольору зі смугою поглинання $\lambda_{\text{max}} = 416 \text{ нм}$ ($\epsilon = 5,8 \cdot 10^3$). При $\text{pH} > 12$ відбувається його розкладання з випадінням в осад гідроксида феруму. Раніше

передбачалося, що комплекс, що утворюється в лужних середовищах, є трисульфосаліцилатом Fe(III).

У практиці молекулярного абсорбційного аналізу застосовуються лише комплекси, що утворюються у кислому й лужному середовищах. Моносульфосаліцилатний комплекс використовують для визначення Fe (III) у присутності Fe (II), магнію, марганцю, міді, алюмінію, рідкоземельних елементів. У лужному середовищі внаслідок легкого окиснення Fe (II) до Fe (III) за допомогою сульфосаліцилової кислоти можна визначити суму Fe (II) і Fe (III). Фторид-іони не заважають визначенню феруму сульфосаліциловою кислотою у лужному середовищі.

Апаратура

Колби мірні місткістю 100 см³ – 7 шт.; колби місткістю 250 см³ – 3 шт.; циліндри мірні місткістю 50 та 100 см³; лійки; шпатель; піпетки місткістю 1, 2, 10 см³; пробовідбірник; фотоелектроколориметр типа ФЕК; компресорна установка, склянка Дрекслея.

Реактиви

Стандартний розчин феруму (III), 0,1 мг/см³; сульфосаліцилова кислота 10%-вий розчин; сульфатна кислота 1 М розчин; аміак 10%-вий розчин; модель природної води.

Побудова калібрувального графіку.

1. *Кисле середовище.* У п'ять мірних колб місткістю 50,0 см³ вводять стандартний розчин феруму (см³): 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 і 3,0 відповідно, 10 см³ води, 1 см³ розчину сульфатної кислоти, 5 см³ розчину сульфосаліцилової кислоти. Вміст колб доводять водою до мітки. Розчини фотометрують відносно води й будують калібрувальний графік.

2. *Лужне середовище.* У п'ять мірних колб місткістю 50,0 см³ вводять стандартний розчин феруму (см³): 0,5; 1,0; 1,5; 2,0 і 3,0 відповідно, 10 см³ води, 5 см³ розчину сульфосаліцилової кислоти, 5 см³ розчину аміаку. Вміст

колб розбавляють водою до мітки. Розчини фотометрують відносно води й будують калібрувальний графік. Для визначення феруму в аналізованому розчині аліквоту цього розчину поміщають у мірну колбу місткістю $50,0\text{ см}^3$. З розчином проводять ті ж операції й у тій же послідовності, що й при готуванні розчинів, які використовують для побудови калібровки, а потім фотометрують відносно води. Вміст феруму визначають за калібровочним графіком.

Видалення феруму із води за допомогою аерування

Видалення із води феруму методом аерації в лабораторних умовах здійснюють на експериментальній установці (рис. 2.1).

Повітря нагнітається компресором 1 і надходить у склянку Дрекслея 2, де й відбувається аерування проби води, час аерування задається викладачем. Після аерування вода фільтрується для видалення осаду гідроксиду феруму, що утворився.

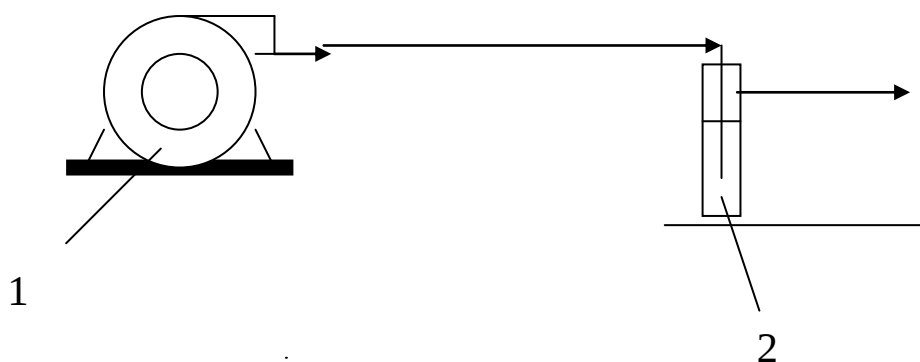


Рис. 2.1. Схема аераційної установки: 1 – компресор; 2 – склянка Дрекслея.

Аналіз води на вміст феруму

Для визначення феруму в аналізованому розчині аліквоту цього розчину переносять у мірну колбу місткістю $50,0\text{ см}^3$. З розчином проводять ті ж операції і у тій же послідовності, що й при готуванні розчинів, для побудови калібрувального графіку, а потім фотометрують відносно води. Вміст феруму визначають за калібрувальним графіком.

Обробка результатів

Вміст феруму визначають за формулою, мг/дм³:

$$C_{Fe} = \frac{C_k \cdot 1000}{V},$$

де C_k – концентрація Fe, визначена за калібрувальним графіком, мг;

V – об'єм проби води, см³.

Для усіх проб води визначають ступінь видалення феруму за формулою, %:

$$\alpha = \frac{C_{Fe}^0 - C_{Fe}}{C_{Fe}^0} \cdot 100,$$

де C_{Fe}^0 – вміст феруму у вихідній воді, мг/дм³;

C_{Fe} – вміст феруму у воді після очистки, мг/дм³.

Питання для самоконтролю

1. Яке значення ГДК феруму у питній воді?
2. Чим шкідливий надлишок феруму у питній та технічній воді?
3. Які бувають методи видалення з води феруму? Викладіть коротко їхню сутність.
4. У яких випадках доцільно застосовувати той чи інший метод вилучення феруму?
5. У якому вигляді знаходяться у природній воді (поверхнєве, підземне джерело) сполуки феруму?
6. Напишіть реакції, що відбуваються під час видалення феруму з води методом аерування.
7. Наведіть реакції, що відбуваються під час видалення феруму з води за допомогою вапнування.

8. Які речовини застосовуються в якості каталізаторів у процесах видалення феруму із води?
9. Напишіть реакцію іонного обміну між сульфатом феруму (II) і Са-катіоном.

Лабораторна робота №3

Визначення окиснюваності води

Мета роботи – оцінити сумарний вміст у воді органічних і легкоокиснюваних неорганічних домішок (наприклад, сірководень, сульфіти, ферум (II) й ін.).

Теоретичні відомості

Органічні речовини надходять до водоймищ із зливовими та талими водами, у результаті розмиву русел річок, зі стічними водами, а також за рахунок розвитку у воді рослинних та тваринних організмів. У зв'язку з тим, що окиснюваність поверхневих вод пояснюється головним чином наявністю органічних речовин, визначення окиснюваності, тобто кількості кисню, необхідного для окиснення домішок у даному об'ємі води, є одним з непрямих методів визначення органічних речовин у воді.

Найменшою величиною окиснюваності ($\sim 2 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$) характеризуються артезіанські води. Окиснюваність ґрунтових вод залежить від глибини їх залягання. Ґрунтові незабруднені води мають окиснюваність, близьку до окиснюваності артезіанських вод. Окиснюваність чистих озерних вод у середньому складає $5 - 8 \text{ мг}/\text{дм}^3$ кисню; у річковій воді вона коливається у широких межах, досягаючи до $60 \text{ мг}/\text{дм}^3$ і більше. Високою окиснюваністю води

відрізняються річки, басейни яких розташовані у болотистих місцевостях. У болотних водах окиснюваність досягає величин $\sim 400 \text{ мг O}_2/\text{дм}^3$.

Окиснюваність природних, особливо поверхневих вод, не є постійною величиною. Зміна хімічної характеристики речовин, що надходять до води, змінює величину її окиснюваності. Підвищена окиснюваність води свідчить про забруднення джерела і вимагає застосування відповідних заходів щодо його охорони. Раптове підвищення окиснюваності води є ознакою забруднення її стічними водами, тому величина окиснюваності – важлива гігієнічна характеристика води. Для питної води не лімітується, але вона обмежується для живильної води котлів, так як викликає її спінення, обмежується для охолоджуючої води із-за можливого біообрастання труб і апаратури, лімітується для води, що використовується при виготовленні синтетичних волокон, пластмас та ін.

В залежності від окисника, що використовується ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, KMnO_4), розрізняють перманганатну та дихроматну окиснюваність.

Перманганатна окиснюваність визначається у поверхневих малозабруднених водах, джерела якої частіше за все служать для питних цілей. Цей метод не дозволяє визначити вміст органічних речовин, які присутні у воді, оскільки перманганат калію звичайно окиснює тільки $\sim 50 \%$ усіх органічних сполук. Метод використовується для порівняльної оцінки окиснюваності води у різних точках водоймища або у різні пори року.

Найбільш повне окиснення ($90 - 95 \%$) органічних речовин, що містяться у воді, досягається при заміні перманганату дихроматом калію (дихроматна окиснюваність). Високий ступінь окиснення, що досягається за цим методом, дозволяє застосовувати його для кількісного визначення органіки у воді.

Додаткові відомості про характер органічних сполук, що присутні у воді, можна отримати, порівнюючи відношення колірності й окиснюваності. Підвищене значення цього відношення свідчить про перевагу у воді стійких гумусових речовин болотного походження, знижене – про гумусові речовини

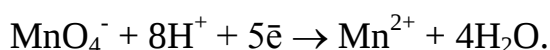
планктонного походження. Середні значення характерні для ґрунтових гумусових речовин.

Таким чином, визначення окиснюваності є не тільки способом встановлення концентрації органічних речовин, але у сполученні з іншими показниками, наприклад, з колірністю, може служити і методом визначення їх походження.

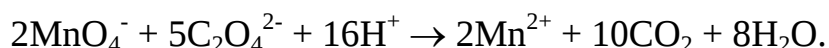
Перманганатний метод

Визначення окиснюваності води за цим методом здійснюється у кислому середовищі при вмісті у воді хлоридів до 300 мг/дм³.

Перманганат калію реагує з відновниками, що присутні у воді:



Надлишок перманганату калію реагує зі щавлевою кислотою, що вводиться до розчину:



Щавлева кислота, що не вступила у реакцію, відтитровується перманганатом калію.

Методика виконання роботи

Апаратура

Колби мірні місткістю 100 см³ – 3 шт.; термостійкі колби місткістю 250 см³ – 4 шт.; лійки; шпатель; піпетки місткістю 1, 2, 10, 50 см³; пробовідбірник; водяний холодильник; бюретки; електроплитка.

Реактиви

Щавлева кислота $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, концентрація еквіваленту $0,01 \text{ моль/дм}^3$ (розчин А); сульфатна кислота (1 : 3); перманганат калію KMnO_4 , концентрація еквіваленту $0,01 \text{ моль/дм}^3$ (розчин Б).

Встановлення титру розчину перманганату калію

Безпосередньо після визначення окиснюваності до 100 см^3 дистильованої води додають $5 \text{ см}^3 \text{ H}_2\text{SO}_4$ (1 : 3), 1 см^3 розчину $\text{H}_2\text{C}_2\text{O}_4$ (розчин А), нагрівають до кипіння та титрують розчином перманганату калію (розчин Б) до з'явлення дуже слабкого рожевого забарвлення. Додають у воду точно 10 см^3 розчину щавлевої кислоти (розчин А) і знову титрують розчином Б до з'явлення блідо-рожевого забарвлення.

Коефіцієнт титру обчислюють за формулою:

$$K = 10/V,$$

де V – об'єм розчину Б, що пішов на титрування 10 см^3 розчину А, см^3 .

Визначення перманганатної окиснюваності здійснюють при нагріванні. Перед встановленням окиснюваності досліджуваного зразку проби води 10 см^3 розбавляють у 10 разів, відбирають на аналіз 100 см^3 і переносять до конічної колби місткістю 250 см^3 , додають 5 см^3 розчину сульфатної кислоти (1 : 3), точно 10 см^3 розчину перманганату калію, накривають колбу водяним холодильником, нагрівають до кипіння, попередньо опустивши до колби декілька скляних капілярів (пінцетом). Після кип'ятіння протягом 10 хв (від початку закипання) колбу знімають з нагрівального приладу, вносять до неї точно 20 см^3 розчину щавлевої кислоти і перемішують вміст колби

колоподібним збовтуванням. Знебарвлений гарячий розчин титрують розчином перманганату калію до з'явлення слабо-рожевого забарвлення. Температура проби води не повинна бути менше 80 °С. Потім у ту саму колбу до гарячої рідини приливають точно 10 см³ розчину щавлевої кислоти і перемішують вміст колби колоподібним рухами до знебарвлення, якщо розчин має жовтувате забарвлення необхідно ще додати 10 см³ розчину щавлевої кислоти і перемішати. Знебарвлений гарячий розчин титрують розчином перманганату калію до з'явлення стійкого рожевого забарвлення.

Обробка результатів

Окиснюваність води перманганатом калію визначають за формулою:

$$X = \frac{(V_1 - V_2) \cdot K \cdot 0,08 \cdot 100}{V_3}, \text{ мг O}_2 / \text{дм}^3,$$

де V_1 – загальний об'єм розчину перманганату калію, що йде на окиснення органічних речовин у аналізованій пробі води, см³;

V_2 – об'єм розчину перманганату калію, що йде на окиснення 10 см³ розчину щавлевої кислоти, см³;

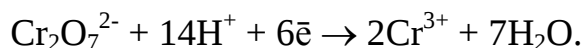
K – коефіцієнт титру розчину перманганату калію;

0,08 – маса O₂ (мг), що міститься в 1 см³ розчину KMnO₄ концентрації еквіваленту 0,01 моль/дм³;

V_3 – об'єм досліджуваної води, см³.

Дихроматний метод

Дихромат калію, розчинений у сульфатній кислоті, діє як сильний окисник:



При цьому окиснення більшості органічних речовин перебігає до утворення простих сполук, а саме CO_2 , H_2O та N_2 . Окиснюваність дихроматним методом називають хімічним споживанням кисню (ХСК).

Реактиви

Сульфатна кислота, густина 1,84 г/см³; дихромат калію, $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, 0,25 М; фероїн – індикатор; сіль Мора, 0,5 М розчин.

Титр розчину солі Мора встановлюють за дихроматом калію кожного разу перед початком визначення дихроматної окиснюваності води. До 25 см³ титрованого розчину дихромату калію приливають 20 см³ концентрованої сульфатної кислоти та дають охолонути, потім приливають 50 см³ дистильованої води і після охолодження титрують розчином солі Мора у присутності індикатору фероїну (5 – 6 крапель) до переходу золотаво-жовтого відтінку у темно–червоний.

Аналіз досліджуваної проби води

Попередньо розведену у 10 разів пробу води (50 см³) переносять до конічної колби місткістю 250 см³, додають 25 см³ розчину дихромату калію, вливають (дуже обережно!) 50 см³ концентрованої сульфатної кислоти малими порціями, ретельно перемішуючи після додавання кожної порції і під'єднують до зворотного холодильника. Для рівномірного кип'ятіння у суміш поміщають декілька скляних кульок або паличок (пінцетом); кип'ятять суміш у витяжній шафі протягом 30 хв на слабкому вогні. Охолоджують, додають 50 см³ дистильованої води і після наступного охолодження та додавання 5–6 крапель індикатору – фероїну відтитровують надлишок дихромату розчином солі Мора до переходу золотаво-жовтого відтінку у темно –червоний.

Для визначення дихроматної окиснюваності води необхідно провести додатковий дослід з холостою пробою, у якості якої використовують

дистильовану воду. 50 см³ дистильованої води переносять до конічної колби місткістю 250 см³, додають 25 см³ розчину дихромату калію, вливають (дуже обережно!) 50 см³ концентрованої сульфатної кислоти малими порціями, ретельно перемішуючи після додавання кожної порції, і під'єднують до зворотного холодильника. Кип'ятять суміш у витяжній шафі протягом 30 хв на слабкому вогні із скляними кульками. Охолюють, додають 50 см³ дистильованої води і після наступного охолодження та додавання 5–6 крапель фероїну відтитровують надлишок дихромату розчином солі Мора до переходу золотаво-жовтого відтінку у темно –червоний.

Обробка результатів

Окиснюваність дихроматним методом (ХСК) розраховують за формулою:

$$ХСК = \frac{(V_1 - V_2) \cdot K \cdot 2 \cdot 1000}{V}, \text{ мг } O_2 / \text{дм}^3,$$

де V_1 – об'єм розчину солі Мора, витрачений на титрування холостої проби води (дистильована вода), см³;

V_2 – об'єм того ж розчину, витрачений на титрування проби води, см³;

K – коефіцієнт титру розчину солі Мора концентрації еквіваленту 0,25 моль/дм³;

V – об'єм проби води, взятої для визначення, см³;

2 – маса O_2 (мг), що міститься в 1 см³ розчину солі Мора концентрації еквіваленту 0,25 моль/дм³;

Питання для самоконтролю

1. Які типи окиснюваності ви знаєте, порівняйте, який з методів надає більш повну характеристику вмісту органічної складової у воді?
2. Які органічні сполуки у воді належать до легкоокиснюваних, важкоокиснюваних та ті, що не піддаються окисненню взагалі?

3. Поясніть поняття «біологічне споживання кисню», «хімічне споживання кисню».
4. Для розрахунку перманганатної та дихроматної окиснюваності користуються відомими формулами, поясніть походження кожної складової і чи змінюються константи у формулі при зміні концентрації реагентів, які використовуються?
5. Напишіть реакції, які перебігають при визначенні перманганатної окиснюваності води?
6. Напишіть реакції, які відбуваються при визначенні дихроматної окиснюваності води?

Лабораторна робота №4

Визначення вмісту фтору у зразках природної води та його вилучення сорбційними методами

Мета роботи – ознайомлення з основними методами знефторення води та освоєння стандартної методики оцінки концентрації іонів фтору у воді.

Теоретичні відомості

Фтор – надзвичайно активний елемент, він утворює сполуки з більшістю елементів. Широке розповсюдження розчинних фторовмісних сполук у породах та ґрунтах обумовлює присутність фтору у природних водах, що використовуються для питного водопостачання.

Низькі концентрації фтору зустрічаються у більшості поверхневих джерел водопостачання – річках, озерах, водоймищах. Концентрації фтору у воді з артезіанських свердловин більш або менш постійні та досягають значень, що

перевищують ГДК ($1,5 \text{ мг/дм}^3$). Для підземних джерел у ряді районів України характерний підвищений вміст фтору – $4 - 5 \text{ мг/дм}^3$, іноді до 9 мг/дм^3 .

Надлишок фтору у питній воді (більше $1,5 \text{ мг/дм}^3$) при тривалому її споживанні викликає у населення флюороз – хворобу, відому під назвою "гіпоплазія" або крапчастість емалі зубів. Оптимальною вважається концентрація фтору близько 1 мг/дм^3 , оскільки нестача фтору також шкідлива для здоров'я людини.

Знефторення води здійснюється реагентними, фільтраційними методами, в основі яких лежать хемосорбційні процеси. У результаті цих процесів фтор зв'язується у малорозчинні сполуки та випадає разом із сорбентом в осад (реагентні методи) або сорбується загрузкою знефторювальних фільтрів (фільтраційні методи). Фільтраційні методи є більш ефективними при знефторенні підземних вод, що не потребують інших видів очистки.

Реагентні методи доцільно застосовувати для знефторення поверхневих вод, коли одночасно із знефторенням потрібно освітлення та знебарвлення води. Вони також можуть бути використані й для очистки підземних вод у випадку необхідності їх одночасного пом'якшення (реагентним способом) та знефторення.

Реагентне знефторення досягається переведенням фторид-іону у малорозчинні сполуки: оксифторид магнію, оксифториди алюмінію та фтор апатит, взаємодією свіжими осадами $\text{Mg}(\text{OH})_2$, $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Сорбцію фтору на пластівцеподібних осадах можливо досягти за допомогою анодного розчинення металевих електродів.

Крім цього, зустрічаються відомості дефторування природної води виморожуванням, електродіалізом або іншими мало розповсюдженими методами водоочищення.

Найбільш перспективними методами видалення з води домішок фтору можуть бути сорбційні процеси з використанням природних і синтетичних сорбентів: глинистих утворень; вугілля; активованого Al_2O_3 ; іонообмінних смол оброблених солями алюмінію.

Для визначення концентрації фтору у воді у даній роботі використовується іонометричний метод за допомогою фторидселективного електроду. Головними його перевагами є селективність, простота й експресність визначення. Основні характеристики методу: робоча область концентрації фтору у розчині $1 \cdot 10^{-1}$ – $1 \cdot 10^{-5}$ моль/дм³, тобто 0,19 – 190 мг/дм³; час аналізу розчину 3 – 5 хв, відносна похибка одиничного вимірювання потенціалу в розчині становить 5 %. Рівноважне значення потенціалу вимірюється за допомогою універсального іономера ЕВ – 74. У результаті вимірювань одержують залежність концентрації іону фтору в розчинах від рівноважного значення потенціалу. Ця залежність має лінійний вигляд у логарифмічних координатах.

Методика виконання роботи

Апаратура

Колба мірна місткістю 1000 см³; циліндр мірний місткістю 100 см³; колби місткістю 250 см³ – 2 шт.; лійка; шпатель; ваги аналітичні; іономер універсальний ЕВ – 74 із фторидселективним та хлорсрібним електродами; апарат для струшування.

Реактиви та матеріали

Модель природної води; буферний розчин рН 5,7 – 5,9 ; зразковий розчин фториду натрію $1 \cdot 10^{-1}$ моль/дм³ F⁻; сорбенти – закарпатський морденіт Na_{7,56}[Al_{7,67}Si_{40,36}Fe_{0,027}O₉₆]·23,6H₂O, клиноптилоліт, глини, вугілля, іонообмінні смоли; фільтр паперовий.

Побудова калібрувального графіку

Для побудови калібрувального графіку необхідно приготувати робочі розчини, які містять $1 \cdot 10^{-2}$, $1 \cdot 10^{-3}$, $1 \cdot 10^{-4}$, $1 \cdot 10^{-5}$ моль/дм³ F⁻. Для приготування робочого розчину з концентрацією $1 \cdot 10^{-2}$ моль/дм³ F⁻ 10 см³ зразкового розчину $1 \cdot 10^{-1}$ моль/дм³ F⁻ поміщають у мірну колбу місткістю 100,0 см³, додають 18,0 см³ буферного розчину, об'єм розчину в колбі доводять водою до мітки; $1 \cdot 10^{-3}$,

$1 \cdot 10^{-4}$, $1 \cdot 10^{-5}$ моль/дм³ F⁻ готують послідовним подібним розведенням попередніх розчинів. Зразковий розчин зберігають у поліетиленовій пляшці.

Для кожного робочого розчину визначають потенціал у мілівольтах наступним чином: 25 – 30 см³ робочого розчину поміщають до склянки місткістю 50 см³, до неї занурюють фторидселективний та хлорсрібний електроди та виконують вимірювання потенціалу після встановлення його рівноважного значення (за 3 – 5 хв). При переході від одного розчину з меншою концентрацією до розчину з більшою концентрацією електроди можна не обмивати струменем дистильованої води, а обмивати кожним наступним вимірюваним розчином. На основі отриманих результатів будують калібрувальний графік на логарифмічному папері, відкладаючи на осі ординат потенціали (mV), а на осі абсцис – відповідні концентрації F⁻ (моль/дм³) у логарифмічному масштабі. Калібрувальний графік прямолінійний в області $1 \cdot 10^{-5}$ – $1 \cdot 10^{-1}$ моль/дм³ F⁻.

Видалення фтору з води за допомогою сорбції

Пробу води 100 см³ поміщають у конічну колбу, додають 1 г подрібненого морденіту (або іншого сорбенту за вказівкою викладача) та енергійно струшують протягом 30 хв (за допомогою апарата для струшування). Після струшування проба води фільтрується.

Аналіз проб води

У склянку місткістю 50 см³ поміщають 25 – 30 см³ проби води, занурюють у воду електроди та через 5 хв знімають показання приладу у mV. За калібрувальним графіком знаходять кількість фтору в аналізованій пробі води до та після знефторення.

Після кожного вимірювання вмісту фтору у водних об'єктах електроди необхідно обмивати струменем дистильованої води й обсушувати їх м'яким фільтрувальним папером.

Обробка результатів

Масову концентрацію фтору розраховують за формулою (у перерахунку на F^-), г/дм³:

$$C_F = C_k \cdot 19,$$

де C_k – кількість фтору в пробі, знайдена за графіком, моль/дм³;

19 – молярна маса фтору, г/моль.

Для усіх проб води визначають ступінь знефторення за формулою, %:

$$\alpha = \frac{C_F^0 - C_F}{C_F^0} \cdot 100,$$

де C_F^0 – вміст фтору у вихідній воді, г/дм³;

C_F – вміст фтору у воді після очистки, г/дм³.

Питання для самоконтролю

1. Яке значення ГДК фтору у питній воді?
2. Чим шкідливі надлишок та нестача фтору у питній воді?
3. На які 2 групи поділяються методи видалення із води фтору? У чому їхня сутність?
4. У яких випадках застосовується та чи інша група методів?
5. Які реагенти найбільш часто використовуються для видалення фтору з води? Назвіть особливості їхнього застосування.
6. Які сорбенти використовують для заправки знефторювальних фільтрів? Вкажіть особливості застосування цих сорбентів.

7. Напишіть реакцію видалення F-іона із води за допомогою гідроксидапатиту.
8. Напишіть реакцію видалення F-іона з води за допомогою аніоніту.
9. Вкажіть можливі шляхи утилізації відпрацьованих сорбентів.
10. Оптимальною концентрацією фтору в питній воді вважається 1 мг/дм^3 , але у країнах зі спекотним кліматом вона може складати і $0,8 \text{ мг/дм}^3$ і навіть $0,5 \text{ мг/дм}^3$. Чим це пояснюється?

Лабораторна робота № 5

Визначення вмісту кремнію в зразках природної води та вилучення кремнію за допомогою реагентних методів

Мета роботи – освоєння базових методик визначення кремнію в зразках води та вилучення кремнію реагентними методами.

Теоретичні відомості

Сполуки кремнію є постійними компонентами домішок у природних водах. Зазвичай в поверхневих і артезіанських водах загальний вміст домішок кремнію змінюється від 1 до 30 мг/дм^3 , а у підземних водах вміст кремнієвої кислоти досягає майже 50 % загального аніонного складу. Основне джерело надходження сполук кремнію до природної води – розчинні сполуки різних мінералів, особливо алюмосилікатів. Так при дії на них води у поєднанні з оксидом вуглецю (IV) відбувається вимивання кремнієвої кислоти. Окрім кислого гідролізу природних силікатів, джерелом надходження у природні води сполук кремнію є розкладання біомаси наземних і водних рослинних організмів. Крім цього, підвищення вмісту кремнію відбувається у результаті забруднення навколишнього середовища

відходами підприємств, що виробляють керамічні, цементні і скляні вироби, силікатні фарби. Сполуки кремнію, що зустрічаються у воді, знаходяться у розчиненому або колоїдному стані, а їх основні компоненти – похідні орто- (H_4SiO_4) і метакремнієвої (H_2SiO_3) кислот. За ступенем дисоціації у воді такі сполуки відносяться до категорії дуже слабких кислот.

Форми, в яких кремнієва кислота присутня у воді, залежать від температури, рН води та від співвідношення різноманітних домішок води.

Воду, яка містить кремнієву кислоту, не можна використовувати для котлів високого і надвисокого тиску, у фармацевтичній промисловості, у виробництві синтетичних тканин і текстилю, при обробці кольорових металів.

Кремнієва кислота є головним компонентом складного силікатного накипу (~50% кремнієвої кислоти, до 30% оксидів феруму, купруму, алюмінію і до 10% оксиду натрію), який відкладається на поверхні стінок котлів і теплообмінних апаратів. Кремнієва кислота утворює накіп з катіонами кальцію, магнію, натрію, феруму, амонію. Силікатний накіп має низький коефіцієнт теплопровідності, що суттєво знижує теплотехнічні показники роботи котлів і теплообмінників.

Тобто, вода, яка містить кремнієву кислоту, утруднює та погіршує роботу котлів, турбін, теплообмінних апаратів, що призводить до зниження якості продукції ряду виробництв, тому часто воду піддають знекремненню. Солі кремнієвої кислоти досить добре розчинні у воді. Меншу розчинність у воді мають сполуки марганцю, цинку, кадмію і кальцію. Використання солей цих металів у технології знекремнення неекономічно за рахунок великих витрат осаджувача. Кремнієва кислота ефективно сорбується на пластівцях гідроксидів магнію, феруму, алюмінію, але не видаляється із води в результаті обмінної адсорбції на слабкоосновних аніонітах, в той же час сорбується середнє- та сильно основними аніонами тільки у відсутності сильних та слабких кислот (особливо вугільної).

У організмі людини кремній виявлений у всіх органах і тканинах: легенях, волоссі, гладких м'язах шлунку, нирках, крові. Загальний вміст кремнію у тілі людини - близько 0,001%, накопичення кремнію відбувається лише у нирках. Кремнезем (кварц) сам по собі не отруйний. Токсично він діє на організм людини

тільки у вигляді дрібно дисперсного пилу, що потрапляє до легенів при вдиханні. Проявом надмірного впливу кремнію на організм людини є силікоз. Нестача кремнію зустрічається дуже рідко. При його нестачі можуть спостерігатися: слабка діяльність лейкоцитів при інфекційному процесі, погане загоєння ран, зниження апетиту, шкірний свербіж, зниження еластичності тканин, підвищення проникності судин. Кремній є незамінним мікроелементом. Сполуки кремнію володіють протигрибковими і анальгетичними властивостями.

Способи видалення кремнію із води

Зазвичай видалення сполук кремнію в процесі водопідготовки не виділяють в окрему стадію, а проводять спільно з видаленням інших домішок, наприклад, з процесом пом'якшення і наступним осадженням освітленого осаду. Тому і реактиви, що використовуються для цієї мети, подібні.

Для видалення із води кремнієвої кислоти використовують наступні методи: осадження вапном; сорбцію гідроксидами феруму, алюмінію, оксидом або гідроксидом магнію; фільтрування через магнезіальний сорбент; іонний обмін; електрокоагуляція. Вибір певного методу залежить від вимог, які висуваються до якості води певного призначення і економічних витрат.

Достатньо часто для видалення сполук кремнію з води використовують такий доступний і дешевий продукт, як гашене вапно. Цей реагент, що є сильною основою – $\text{Ca}(\text{OH})_2$, взаємодіє з кремнієвою кислотою, внаслідок чого відбувається утворення нерозчинного силікату кальцію. Практика показує, що введення у воду гашеного вапна дозволяє знизити вміст сполук кремнію в перерахунку на аніон до 0,3–0,5 мг/дм³.

Іншим поширеним способом, що дозволяє знизити вміст сполук кремнію, є обробка води магнезитом, прожареним за 1000 °С. В процесі такого прожарювання, магнезит перетворюється на оксид магнію. При обробці води оксидом магнію спочатку утворюється гідроксид магнію, який потім взаємодіє з H_2SiO_3 , переводячи її в осад. Введення каустичної магнезії до оброблюваної

води з температурою до 40 °C в кількості 10–15 мг на 1 мг H_2SiO_3 , дозволяє знизити вміст домішок кремнію до 1–1,5 мг/дм³. За підвищеної температури процес видалення домішок кремнію протікає інтенсивніше. Так, за температури 98 °C залишковий вміст кремнію складає лише 0,25 мг/дм³. Видалення сполук кремнію може здійснюватися і за допомогою іонного обміну. Необхідно відзначити, що за цим способом відбувається майже повне видалення кремнію. Так, іонний обмін дозволяє досягти залишкового вмісту сполук кремнію в межах 0,02–0,05 мг/дм³. Найбільш ефективно процес перебігає при застосуванням іонітів змішаної дії, які є сумішшю катіонітів в Н-формі і ОН-аніоніту. Багато марок іонообмінних смол не можуть застосовуватися за температури очищення понад 30°C. Ця вимога пов'язана з технічними можливостями багатьох іонообмінних матеріалів. Втім, дане завдання може бути вирішено за допомогою охолодження води, з якої необхідно видалити сполуки кремнію. Зазвичай таке обмеження не може бути перешкодою для використання іонного обміну для видалення сполук кремнію. Проте внаслідок складності процесу дане технічне рішення використовують рідко.

Видалення з води сполук кремнію може здійснюватися також за допомогою мембранного методу. Однак недоліком є утворення на поверхні мембрани при знесолюванні води з високою мінералізацією полімерних сполук кремнію та перехід їх у колоїдний стан. Це призводить до забивання пор мембрани та зниження швидкості фільтрування.

Методика виконання роботи

Визначення кремнію у вигляді кремнієвої кислоти

Вміст кремнієвої кислоти у природних водах визначають фотоколориметричним методом, який базується на утворенні забарвленого кремнієвомолібденового комплексу, інтенсивність якого залежить від концентрації кремнієвої кислоти. Розчин набуває жовтого забарвлення.

Забарвлення стійке протягом 40 хвилин. Даний метод рекомендується для дослідження води, що містить від 0,4 до 25 мг/дм³ SiO₂.

Апаратура

Мірні колби місткістю 250 см³ – 10 шт.; піпетки: 2 см³ – 2 шт., 50 см³ – 2 шт.; бюретка; ФЕК; кювети для ФЕК.

Реактиви

Молибдат амонію 10%-вий розчин; кислота хлоридна 10%; стандартний розчин силікату натрію 1мг SiO₂/ см³; робочий розчин 0,05 мг SiO₂/ см³ (готують розбавленням стандартною розчину концентрацією 1 мг SiO₂/см³: 50 см³ стандартного розчину розводять у колбі місткістю 1 дм³, доводять до мітки, перемішують, розчин готують у день виконання аналітичних вимірювань).

Побудова калібрувального графіку

У 8 мірних колб відміряють з бюретки 0–1–2–4–8–12–16–20 см³ робочою розчину, додають 5 см³ дистильованої води, 2 см³ 10% -вого розчину хлоридної кислоти і 2 см³ 10 %-вого молибдату амонію. Перемішують, доводять до мітки і знову перемішують. Оптичну густину визначають через 15 хвилин. Фотометрують відносно холостого розчину серії (0 см³ робочою розчину). Фотометрування здійснюють при довжині хвилі 400- 413 нм з кюветою товщиною 2–5 см. Будують калібрувальний графік «оптична густина – кількість SiO₂, мг».

Аналіз проби води

До мірної колби на 250 см³ переносять 5 – 50 см³ (залежно від передбачуваної концентрації кремнієвої кислоти) досліджуваного розчину, додають 5 см³ дистильованої води, 2 см³ 10%-вого розчину хлоридної кислоти і 2 см³ 10% молибдату амонію. Перемішують, доводять до мітки і знову перемішують. Оптичну густину визначають через 15 хвилин. Фотометрують

відносно «холостого» розчину серії (0 см³ робочого розчину). Фотометрування проводять при довжині хвилі 400- 413 нм, з товщиною кювети 2 – 5 см. Концентрацію знаходять за калібрувальним графіком.

Знекремнення води солями феруму

При додаванні до води солей феруму(III) відбувається сорбція гідроксидом розчиненої у воді кремнієвої кислоти і взаємна коагуляція колоїдів гідроксиду феруму і кремнієвої кислоти. Для успішного протікання процесу рН підтримують в межах 7,8 – 8,3.

Апаратура

Конічні колби місткістю від 300 до 500 см³; піпетки; конічні колби на 250 см³ 6 шт.; універсальний індикатор; фільтрувальні лійки і фільтри «синя стрічка».

Реактиви

Силікат натрію Na₂SiO₃·9H₂O для приготування проб, кристалічні: солі феруму (III), солі феруму (II), 1%-вий розчин HCl, 1%-вий розчин NaOH.

Аналіз проби

У 7 конічних колб заливають по 200–300 см³ досліджуваної води. Розраховують кількість солі феруму (III) або солі феруму (II) для отримання доз 50, 100, 150, 200, 300, 400, 500 мг/ дм³. Відміряють необхідну кількість реагенту і вносять до колб. Перемішують. Потім за допомогою кислоти або лугу доводять рН до 7 – 8 і інтенсивно перемішують протягом хвилини. Відстоюють протягом 25 хвилин. За час відстоювання проводять дослідження вихідної води на вміст кремнієвої кислоти за вказаною методикою. Об'єм аліквоти необхідно підібрати в залежності від моделі води, але краще починати з 10 см³ досліджуваного зразка.

Після відстоювання воду фільтрують через фільтр і визначають вміст кремнієвої кислоти. Розраховують ступінь знекремнення X за формулою:

$$X = \frac{C_n - C_k}{C_n} \cdot 100\%,$$

де C_n – початкова концентрація кремнієвої кислоти, мг/дм³;

C_k – кінцева концентрація кремнієвої кислоти, у воді, мг/дм³.

Будують графік залежності «ступінь знекремнення - доза коагулянту». Аналогічно проводять дослідження для інших солей феруму за завданням викладача. За отриманими даними роблять висновок щодо ефективності коагулянтів для видалення кремнієвої кислоти з розчинів.

Початкова концентрація кремнієвої кислоти: _____ мг/дм³.

Таблиця результатів досліджень

Доза коагулянту, мг/ дм ³	Залишкова концентрація, мг/ дм ³	ступінь знекремнення, %
Коагулянт:		
50		
100		
150		
...		
500		

Питання для самоконтролю

1. Назвіть джерела надходження сполук кремнію до природної та технічної води.
2. Обґрунтуйте механізм сорбційного видалення сполук кремнію.
3. Чим шкідливі або корисні сполуки кремнію у воді для питних та технічних (охолоджуючих) вод?

4. Назвіть методи видалення кремнієвої кислоти з води.
5. З якою метою проводиться підвищення вмісту кремнію у воді?
6. Яка концентрація кремнієвої кислоти допускається у воді, що подається на охолодження водних систем?
7. У яких формах знаходиться кремній у воді?
8. Розкрийте хімізм процесу видалення сполук кремнію солями феруму, кальцію та магнію.
9. Наведіть хімізм процесу видалення сполук кремнію коагуляцією.
10. Розкрийте хімізм процесу видалення сполук кремнію іонообмінним методом.

Лабораторна робота № 6

Контроль за знезараженням води

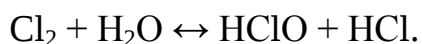
Мета роботи – освоєння основних методик контролю за знезараженням води, за допомогою хлорування.

Теоретичні відомості

Знезараження води проводять з метою зниження бактеріального забруднення. До хімічних методів знезараження відносяться методи обробки води вільним хлором і його кисеньвмісними сполуками, хлорамінами – органічними і неорганічними, озonom, солями важких металів (Ag, Cu). З фізичних методів у практиці знезараження найбільшого поширення набуло опромінювання води ультрафіолетовими променями з довжиною хвилі від 200 до 300 нм.

Хлорування води. Хлорування в даний час - найбільш поширений метод знезараження води. У практиці використовують вільний хлор, солі натрію і кальцію хлорнуватистої кислоти NaClO , $\text{Ca}(\text{ClO})_2$, оксид хлору (IV) ClO_2 .

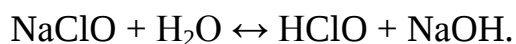
Газоподібний хлор, розчиняючись у воді, взаємодіє з утворенням наступних сполук:



Хлорнуватиста кислота HClO , що утворюється, легко розкладається, утворюючи вільний кисень.

Знезаражуючими агентами є хлор, хлорнуватиста кислота і кисень, що виділяється при її розкладанні. Існує також думка [2], що як вторинний продукт утворюється оксид хлору (I) Cl_2O , теж сильний окисник. Їх бактерицидна дія зводиться до окиснення і хлорування складових частин цитоплазми бактерицидних клітин.

Знезаражувальна дія солей хлорнуватистої кислоти базується на їх гідролізі, в результаті якого утворюється нестійка кислота HClO



Змішана сіль кальцію хлорнуватистої і хлоридної кислот називається хлорним вапном: $\text{Cl}-\text{Ca}-\text{OCl}$. Окиснювальними властивостями володіє хлор, що входить до складу ClO^- -іона (активний хлор).

Активний хлор хлоровмісних сполук визначається кількістю газоподібного хлору, еквівалентного кількості кисню, що виділяється при розкладанні цих сполук. Хлор, що не бере участь в окисненні органічних і неорганічних домішок, називається зв'язаним. Вміст активного хлору у товарному хлорному вапні повинен бути не менше 30%. Бактерицидна дія хлорного вапна базується на реакції взаємодії з водою:



Кількість хлору, що витрачається на окиснення органічних і неорганічних домішок, визначає величину поглинання хлору водою. Дозу знезаражувального реагенту підбирають таким чином, щоб після окиснення усіх домішок у воді залишалася деяка надлишкова кількість хлору – так званий залишковий хлор. Згідно ДСанПІН 2.2.4-171-10, після 30-хвилинного контакту хлору з водою вміст залишкового хлору повинен бути не більше $0,5 \text{ мг/дм}^3$ і не менше $0,3 \text{ мг/дм}^3$ при виході з очистних споруд і не менше $0,1 \text{ мг/дм}^3$ в найбільш віддалених точках водозабору. Залишковий хлор у питній воді при попередньому освітленні визначають через кожну годину. Активний хлор в хлоровмісних сполуках, залишковий хлор у воді і поглинення хлору водою визначають методом йодометрії.

Для хлорування води використовується гіпохлорит натрію марки "А", який виготовляється ВАТ "ДніпроАзот" м. Дніпродзержинськ. Для поліпшення точності дозування гіпохлориту натрію і зменшення проблем з утворенням осаду, який забиває трубопроводи, рекомендується робочий розчин гіпохлориту натрію готувати концентрацією $30\text{-}40 \text{ г/дм}^3$.

Враховуючи, що товарний розчин гіпохлориту натрію не стійкий і знижує свою концентрацію під час зберігання, а також розведений у два і більше разів він стає більш стабільним, рекомендується використовувати гіпохлорит натрію? попередньо розведений чистою водою. Витрата робочого розчину гіпохлориту натрію встановлюється в залежності від об'єму води, що подається від свердловин до резервуарів чистої води, і коригується при його зміні.

Дезінфекційна дія NaOCl заснована на тому, що при розчиненні у воді він так само, як і газоподібний хлор, утворює хлорноватисту кислоту та гіпохлорит-іони, які мають окисну і дезінфекційну дію. Зберігаючи всі переваги процесу хлорування, метод знезараження за допомогою розчину гіпохлориту натрію дає змогу уникнути основних труднощів, пов'язаних з роботою із високотоксичним рідким хлором.

Знезараження води сполуками хлору здійснюють декількома шляхами.

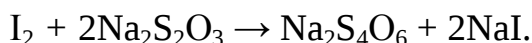
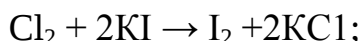
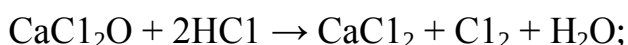
Прехлорування води здійснюють для підготовки води до наступного очищення та поліпшення подальших процесів очищення води (коагулювання, відстоювання, фільтрування).

Постхлорування води є завершальним етапом очищення води, тобто кінцевим хлоруванням, яке забезпечує відповідний санітарний стан системи водопостачання. При цьому сполуки хлору вводять у лінію подачі очищеної води в резервуари чистої води. Це забезпечує необхідну концентрацію залишкового хлору у воді і гарантує надійний санітарний стан системи подачі і розподілу води.

Методика виконання роботи

Визначення активного хлору у хлорному вапні

Визначення ґрунтоване на взаємодії хлорного вапна з йодистим калієм у кислому середовищі. Активний хлор взаємодіє з йодидом калію, витісняючи еквівалентну кількість вільного йоду. Виділений йод відтитровують робочим розчином тіосульфату натрію у присутності крохмалю:



Апаратура

Конічні колби для титрування на 250 см³ – 10 шт.; піпетки: 2 см³ – 2 шт., 10 см³ – 2 шт.; бюретка.

Реактиви

CaCl₂O (1 %-вий розчин), Na₂S₂O₃ (0,05 та 0,005 моль-екв/дм³ розчини); KI (10 %-вий розчин); H₂SO₄ 2 моль-екв/дм³; крохмаль (1 %-вий розчин).

Аналіз проби

У конічну колбу ємкістю 250 см³ відміряють піпеткою 2 см³ 1 %-вого розчину хлорного вапна, додають 50 см³ дистильованої води, 2 см³ 2 моль-екв/дм³ H₂SO₄ і 5 см³ 10 %-вого розчину KI. Виділений йод титрують робочим 0,05 моль-екв/дм³ розчином Na₂S₂O₃ до слабо-жовтого забарвлення. Потім додають 1 см³ розчину крохмалю і дотитровують пробу, обережно додаючи по краплях розчин Na₂S₂O₃ весь час перемішуючи до зникнення синього забарвлення.

Обробка результатів

Вміст активного хлору у взятому об'ємі хлорного вапна розраховують за формулою $C(Cl)$, г/ дм³:

$$C(Cl) = \frac{V_1 \cdot C_1 \cdot E}{V_2},$$

де V_1 – загальний об'єм робочого розчину тіосульфату натрію, який витрачено на титрування проби, см³;

C_1 - концентрація розчину Na₂S₂O₃, моль·екв/дм³;

V_2 - об'єм розчину хлорного вапна, взятого для визначення, см³;

E - еквівалент хлору (35,45), г/моль.

Вміст активного хлору у товарному продукті (W), %:

$$W = \frac{C(Cl) \cdot 100\%}{q},$$

де q - концентрація розчину хлорного вапна за завданням викладача.

Визначення вмісту залишкового хлору у водопровідній воді

Реактиви

$\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ (0,01 моль-екв/дм³ розчин); KI (10 %-вий розчин); ацетатна буферна суміш; крохмаль (1 %-вий розчин).

Аналіз проби

У конічну колбу на 250 см³ відміряють піпеткою 100 см³ водопровідної води, додають 5 см³ 10 %-вого розчину KI, 5 см³ ацетатної буферної суміші і 1 см³ розчину крохмалю. Відтитровують пробу 0,1 моль-екв/дм³ розчином $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ до зникнення синього забарвлення розчину. Дослідити 3 різні зразки за завданням викладача.

Обробка результатів

Вміст залишкового хлору у зразках води розраховується за формулою $C(\text{Cl})_{\text{зал}}$:

$$C(\text{Cl})_{\text{зал}} = \frac{V_1 \cdot C_1 \cdot E}{V_2},$$

де $C(\text{Cl})_{\text{зал}}$ - вміст залишкового хлору, г/ дм³;

V_1 - об'єм розчину $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ витрачений на титрування проби води, см³;

C_1 - концентрація розчину $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$, моль-екв/дм³;

E - еквівалент хлору (35,45), г/моль;

V_2 – об'єм досліджуваної проби води, см³.

Вибір дози хлору і визначення показнику хлорованості води

Оптимальною дозою при нормальному хлоруванні вважається кількість введеного хлору (мг/ дм³), що забезпечує залишкову концентрацію хлору 0,5 мг/дм³ після 30-хвилинного контакту хлору з водою. Дозу визначають шляхом пробного хлорування вихідної води.

Хід виконання

Реактиви

Хлорна вода, що містить 1 мг хлору в 1 см³ (титр встановлюють за 0,1 (0,05) моль-екв/дм³ розчином Na₂S₂O₃); Na₂S₂O₃ (0,005 моль-екв/дм³ розчин); КІ (10 %-вий розчин); ацетатна буферна суміш, крохмаль (1 %-вий розчин).

У вісім конічних колб ємкістю 250 см³ відміряють піпеткою по 100 см³ досліджуваної води. У колбу додають з інтервалом в 2 хв відповідно 1,0; 1,5; 2; 2,5; 3; 4; 5; 10 см³ хлорної води (1 см³ хлорної води відповідає дозі хлору 1 мг/дм³). Колби закривають пробками, перемішують вміст і залишають на 30 хв. Після 30-хвилинного контакту хлору з пробкою води визначають вміст залишкового хлору в кожній пробі за раніше наведеною методикою.

За даними роботи обчислити концентрацію залишкового хлору у кожній пробі. Побудувати графік «доза хлору – залишковий хлор», відкласти на осі абсцис дозу введенного хлору (мг/дм³), на осі ординат – концентрацію залишкового хлору (мг/дм³). Визначити оптимальну дозу хлору.

Обчислити показник хлорованості води за наступною формулою:

$$O(Cl) = \frac{1}{D},$$

де D - доза хлору (мг/ дм³), що відповідає вмісту залишкового хлору 0,5 мг/ дм³.

Питання для самоконтролю

1. Які методи знезараження вам відомі, порівняйте їх ефективність.
2. Яка концентрація залишкового хлору допускається у водопровідній воді?
3. Яким чином здійснюють знезараження води сполуками хлору?
4. Розкрийте хімізм процесу постхлорування.
5. Наведіть хімізм процесу знезараження води озонуванням.

6. Наведіть хімізм процесу знезараження води фотокаталітичними методами.

7. Наведіть приклади дії знезаражуючих реагентів та продуктів їх розкладу на людину та водоочисну систему.

8. Порівняйте ефективність використання різних знезаражуючих систем в технології водоочищення України, Росії, Англії, Японії та США.

Лабораторна робота № 7

Визначення вмісту мангану в зразках природної води та проведення процесу деманганування

Мета роботи — ознайомлення з методами видалення сполук мангану із води і освоєння стандартної методики визначення концентрації іонів мангану в природній і питній воді, підбір параметрів у процесі вилучення сполук мангану.

Теоретичні відомості

Манган присутній у природних водах у формах, які залежать від величини рН й окисно-відновного потенціалу. У підземних водах за відсутності кисню манган зустрічається у формі двовалентних солей, у поверхневих водах— у формі органічних комплексних сполук, колоїдів або тонкодисперсних суспензій. Звичайний вміст мангану в природних водах не перевищує декількох десятків мг/дм³, а в шахтних водах досягає декількох сотень мг/дм³ і більше. Вміст мангану у питній воді не повинен перевищувати 0,1 мг/дм³.

Наявність мангану у воді може сприяти розвитку в трубах і теплообмінних апаратах манганевих бактерій, продукти життєдіяльності яких викликають зменшення перетину труб, а іноді їхню повну закупорку. Вміст

мангану строго обмежується у воді, яка використовується у виробництві пластмас, кінофотоплівки, паперу, у текстильній та харчовій промисловості.

Для видалення з води мангану використовують ті ж методи, що й при видаленні феруму з води. Зазвичай сполуки мангану видаляють із води одночасно зі сполуками феруму.

Демангування води може бути досягнуте аеруванням, іноді сполученим з вапнуванням води, обробкою води сильними окисниками - хлором, озоном, коагуляцією домішок води сульфатом феруму (III), фільтруванням води через Na-катіоніт або пропусканням води через катіонітові фільтри з манганвмісним каталізатором. У всіх цих методах обробка води, крім катіонування, передбачає фільтрування її в напірних або самопливних фільтрах.

При аеруванні води іони мангану (II) окиснюються до іонів мангану (III) і (IV), які у процесі гідролізу випадають в осад у вигляді гідроксидів. Для забезпечення повноти видалення мангану воду необхідно підлужувати до $pH > 9,5-10$ або фільтрувати її через контактний фільтр, завантажений дробленим піролюзитом або «чорним піском».

Хлором іони мангану (II) окиснюються досить швидко тільки при $pH > 4$. За наявності у воді аміаку і амонійних солей доза хлору повинна забезпечувати окиснення хлорамінів і мангану. Для повного руйнування хлорамінів необхідно вводити близько 6 мг хлору на 1 мг аміаку, що міститься у воді й, крім того, 1,3 мг хлору на окиснення 1 мг Mn^{2+} до Mn^{3+} .

Оксид хлору (IV) і озон окиснюють іони мангану (II) при pH води 6,5 – 7 у продовж 10–15 хв; витрата оксиду хлору (IV) становить 1,35 мг, озону – 1,45 мг у розрахунку на 1 мг Mn^{2+} .

Найбільш повно видаляються іони мангану при озонуванні води, нерозчинний оксид марганцю (IV) виділяється з води при фільтруванні її через зернисте завантаження швидких фільтрів.

З поверхневих вод манган може бути вилучений коагулюванням сульфатом феруму (II) при підлужуванні води до pH 9,5–10,5. При цьому значна частина гідроксидів феруму й мангану, що виділяються, затримуються

зазвичай у відстійниках або освітлювачах зі зваженим осадом, а інша частина - на швидких фільтрах.

Іони мангану (II) можуть бути вилучені з води на Na-катіонітових фільтрах, за умови повної герметизації установки для попередження взаємодії кисню повітря і утворення при цьому гідроксидів, що забруднюють катіоніт.

Манган видаляють із води також біохімічним методом, пропускаючи її через напірні фільтри з грубозернистим піском ($d_{cp} \sim 3$ мм) шаром висотою 1,5 м, засіяним невеликою кількістю манганоспоживаючих бактерій, зі швидкістю до 30 м/год. Бактерії, які відмирають, утворюють на поверхні зерен піску біомасу, що містить оксиди мангану, які каталізують окиснення.

Методика виконання роботи

Визначення Mn^{2+} у воді (фотометричний метод)

Метод оснований на кількісному окисненні іонів Mn^{2+} до MnO_4^- під дією персульфату амонію $(NH_4)_2S_2O_8$ у присутності каталізатора нітрату срібла $AgNO_3$. Метод дозволяє визначати Mn^{2+} у концентраціях до 5 мг/дм³. Визначенню заважають хлорид – іони, органічні речовини, високий вміст іонів феруму, міді, нікелю, дихроматів.

Оптичну густину розчину визначають при довжині хвилі 525 нм.

Апаратура

ФЕК, кювети для ФЕК; мірні колби місткістю 200 см³ – 6 шт.; конічні колби для титрування місткістю 250 см³ – 6 шт.; піпетки: 5 см³ – 2 шт., 10 см³ – 2 шт.; бюретка; колонка заповнена «чорним» піском.

Реактиви

Стандартний розчин Mn^{2+} 1 г/дм³; $AgNO_3$ 1 М розчин; робочий розчин Mn^{2+} 0,01 г/дм³; HNO_3 конц., кристалічний персульфат амонію $(NH_4)_2S_2O_8$.

Побудова калібрувального графіку

Робочий розчин Mn^{2+} 0,01 г/дм³ готують студенти розбавленням стандартного розчину в 200 разів безпосередньо під час виконання.

Для побудови калібрувального графіка до термостійких конічних колб місткістю 250 см³ з кипілками, додають точно 2, 4, 6, 8, 10 см³ робочого розчину, відміряють циліндром 100 см³ дистильованої води, 3 см³ HNO_3 , доводять до кипіння, додають 50 мг персульфату амонію, 2 краплі розчину нітрату срібла і кип'ятять 5 хвилин.

Увага: якщо під час кип'ятіння розчин стане бурим або помутніє, визначення необхідно повторити, попередньо розбавивши пробу в 5-10 разів.

Після охолодження розчини кількісно переносять до мірних колб на 200 см³, розбавляють дистильованою водою до мітки, вимірюють оптичну густину отриманого розчину при $\lambda=525$ нм і будують графік залежності оптичної густини A від вмісту Mn , мг/дм³.

Аналіз проби

До 1–5 см³ проби додають 3 см³ HNO_3 і нагрівають до кипіння, додають 50 мг персульфату амонію $(\text{NH}_4)_2\text{S}_2\text{O}_8$, 2 краплі розчину AgNO_3 і кип'ятять 5 хвилин. Після охолодження кількісно переносять розчин у мірну колбу на 200 см³, розбавляють дистильованою водою до мітки, вимірюють оптичну густину отриманого розчину при $\lambda=525$ нм, і за калібрувальним графіком визначають концентрацію Mn^{2+} . Концентрація Mn^{2+} у вихідній пробі розраховується з врахуванням розбавлення.

Деманганування проби води

Об'єм проби води 100 см³ розводять в 2 рази і пропускають через колонку, яка заповнена «чорним піском». Час пропускання 45 хв. Після закінчення процесу деманганування, визначають залишковий вміст мангану у пробі води за фотометричним методом аналогічно аналізу вихідної проби води. До 20 см³

проби додають 3 см³ HNO₃ і нагрівають до кипіння, додають 50 мг персульфату амонію (NH₄)₂S₂O₈, 2 краплі розчину AgNO₃ і кип'ять 5 хвилин. Після охолодження кількісно переносять розчин до мірної колби на 200 см³, розбавляють дистильованою водою до мітки, вимірюють оптичну густину отриманого розчину при $\lambda=525$ нм. Вміст мангану визначають за калібрувальним графіком з урахуванням розведення.

Питання для самоконтролю

1. Назвіть сполуки (форми), в яких манган присутній у різних за походженням водах.
2. Чим шкідливі наявність сполук мангану у питній воді?
3. Назвіть методи видалення з води мангану. У чому їхня сутність?
4. У яких випадках застосовується та чи інша група методів?
5. Які реагенти найбільш часто використовуються для видалення мангану з води? Опишіть особливості застосування «чорного піску».
6. Напишіть реакцію видалення мангану з води за допомогою озону.
7. Напишіть реакцію видалення сполук мангану з води за допомогою аніоніту.
8. Яке значення ГДК мангану у питній воді?

Лабораторна робота № 8

Визначення оптимальної дози коагулянту у динамічному режимі осадження

Мета роботи: визначення оптимальної дози коагулянту та освоєння методики очищення води від завислих речовин і кольоровості коагуляцією з перемішуванням.

Теоретичні відомості

З англійської „коагуляція” – згортання, укрупнення. Коагуляція, як метод, використовується для видалення з води колоїдних домішок органічних і неорганічних речовин, гумінових і фульвокислот, високомолекулярних сполук, вірусів, усунення кольоровості.

Суть коагуляції полягає у внесенні у воду речовин, що здатні утворювати нову колоїдну систему, причому частинки утворюють тверду фазу з дуже розвиненою поверхнею.

На цій поверхні за рахунок сил сорбції, взаємного соосадження, адгезії закріплюються колоїдні домішки води і видаляються під дією сил тяжіння у вигляді осаду.

Для очищення природних і стічних вод, що утворюють колоїдно-дисперсну систему, треба провести розділення твердої і рідкої фаз з метою виділення завислих речовин. При цьому внаслідок малого розміру часточок дисперсної фази, а також високої агрегативної і седиментаційної стійкості системи виникають певні ускладнення. Інтенсифікувати процес розділення, тобто порушити агрегативну стійкість колоїдно-дисперсної системи, можна за рахунок укрупнення часточок в агрегати під дією коагулянтів, флокулянтів та їх сумішей. Коагулянти – солі, що гідролізують, наприклад сульфати або галогеніди багатозарядних катіонів, переважно алюмінію і феруму. Флокулянти – неорганічні і органічні високомолекулярні сполуки, що сприяють підвищенню ефективності осадження колоїдно-дисперсної системи.

У процесі очищення кольорових або каламутних вод, які містять колоїдні мінерального або органічного походження часточки, які зазвичай мають від’ємний заряд, коагулянт, наприклад сульфатом алюмінію, як результат гідролізу утворюються позитивно заряджені часточки золю гідроксиду алюмінію відносно невеликих розмірів. Тобто, у коагуляції приймають участь різні часточки, таким чином відбувається гетерокоагуляція. Позитивно заряджені поліядерні аквагідроксокомплекси алюмінію – міцели і більш крупні

куликоподібні агрегати золю, які утворюються у процесі гідролізу коагулянту, а також менш полімеризовані аквагідроксокомплекси сорбуються на поверхні глинистих або інших мінеральних або органічних часточок, які містяться у воді. При цьому відбувається їх взаємодія з гідратною оболонкою глинистої часточки з утворенням водневих зв'язків і одночасно нейтралізується заряд. Здійснюється нейтралізаційна коагуляція. У результаті цього частинки зависі і інших колоїдних домішок вкриваються щільним шаром частинок гідроксиду алюмінію (рис. 8.1).

Глинисті часточки, вкриті "шубою" дрібніших кулястих пластівців гідроксиду алюмінію, сполучаються ланцюговими структурами алюмінію, утворюючи мозаїчну структуру (рис. 8.1). Утворення ланцюгів-містків відбувається за малої концентрації глинистих часточок в очищуваній воді (рис. 8.1, а). За підвищеного вмісту останніх (вкритих "гідроксидною шубою") вони можуть з'єднуватись, утворюючи щільніші пластівці (рис. 8.1, б). У разі більших глинистих часточок процес потребує менших витрат коагулянту.

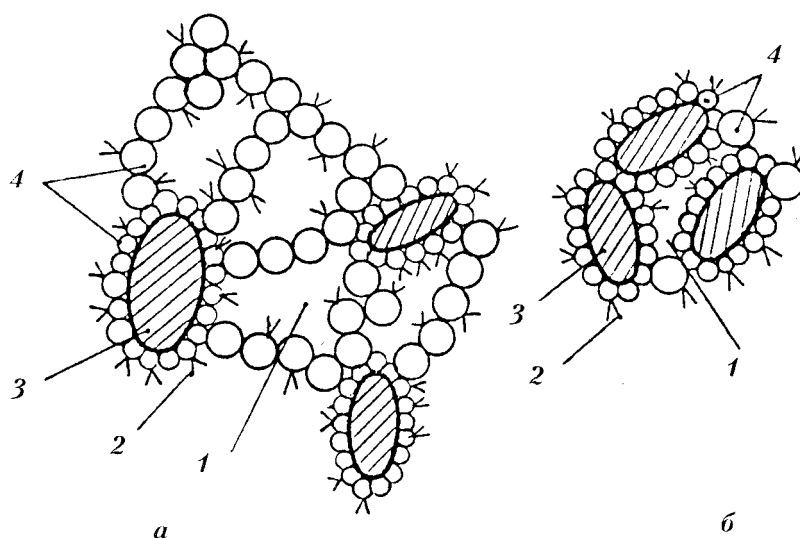


Рис. 8.1. Модель структури пластівців: 1 — захоплена вода; 2 - гумінові речовини; 3 — глинисті часточки зависі; 4 — часточки гідроксиду алюмінію.

Коагуляція ланцюгів гідроксиду алюмінію з глинистими часточками, вкритих "гідроксидною шубою", або останніх одна з одною відбувається у результаті переміщення часточок з різними швидкостями під дією сили

гравітації (гравітаційна коагуляція) або завдяки інтенсивному перемішуванню (градієнтна коагуляція).

Гравітаційна коагуляція відбувається у результаті інерційних явищ, осадження захопленням і підтягуванням часточок. Інерційні сили діють у разі прямого зіткнення відносно великих (понад 100 нм) полідисперсних часточок. Дрібніші часточки частіше осаджуються захопленням і підтягуванням під час руху по викривлених траєкторіях.

Градiєнтна коагуляція має місце у полі - і монодисперсних системах, якщо розмір часточок становить понад 2000—3000 нм. Швидкість градiєнтної коагуляції зростає зі збільшенням інтенсивності перемішування. В результаті руху мікро- і макропотоків з різною швидкістю при збільшенні надміцелярних агрегатів (пластівців) зростають нерівномірні напруги на окремих ділянках структури пластівців, що спричинює їх руйнування.

У процесі побудови кулястих агрегатів і ланцюгових структур, сполучених у кільця-мозаїку, утворюються пори, заповнені водою. Внаслідок цього коагулянт містить значну кількість води, що важко видаляється під час зневоднення. Особливо важко видалити воду з пор кулястих часточок золю. Врешті-решт утворюються великі пластівці порядку кількох мікрометрів, а іноді й кількох міліметрів. Під дією сили гравітації вони осідають на дно відстійника і вода прояснюється.

Отже, весь процес прояснення води, починаючи з утворення міцел (перших "цеглинок" структури пластівців) і закінчуючи їх осадженням, умовно можна поділити на кілька етапів (рис. 8.2).

На першому етапі, після введення коагулянту в очищувану воду, відбувається його гідроліз з утворенням міцел і подальшим їх агрегуванням у більші кулясті часточки золю (~10–100 нм). З'являється опалесценція, це так звана стадія прихованої коагуляції. Потім настає період побудови ланцюгових структур і утворення величезної кількості найдрібніших пластівців, що агрегуються в більші, і, досягнувши певних розмірів, під дією сили гравітації

осідають — стадія седиментації. Насправді ці етапи не йдуть чітко один за одним, а перекриваються, ускладнюючи процес прояснення.

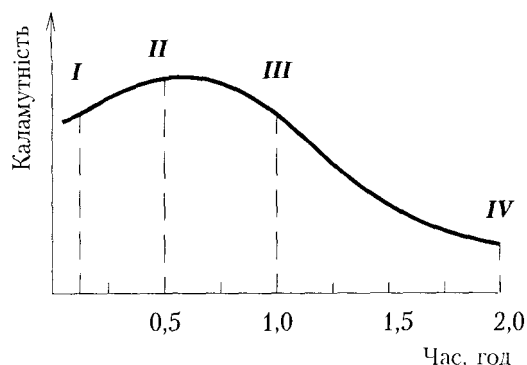


Рис. 8.2. Зміна каламутності води в процесі коагулювання: / — прихована коагуляція; // — початок утворення пластівців; III — початок седиментації; IV — закінчення седиментації

У процесі очищення води від завислих мінеральних часточок і особливо забарвлених (гумус та інші органічні речовини) найважливішу роль відіграють первинні часточки — міцели і більші кулясті часточки, що характеризуються високою поверхневою енергією.

Коагуляція з перемішуванням дозволяє збільшити час контакту і поверхню контакту частинок коагулянту з домішками води, що дозволяє більшій їх кількості адсорбуватися на поверхні колоїдних центрів і відповідно покращує процес очищення.

Методика виконання роботи

Апаратура

Експериментальна установка для коагуляції (рис.8.3); чотири ємності для коагуляції об'ємом 2 дм³ кожна; секундомір.

Реактиви та матеріали

Каолін, модельна вода 20 дм³ з мутністю 300мг/дм³; дистильована вода; розчин коагулянту 25 г/дм³ FeCl₃, AlCl₃ - 25 г/ дм³; фільтри; циліндри ємністю 100 см³ – 5 шт.

Хід виконання роботи

Проведення коагуляції у динамічному режимі здійснюють на експериментальній установці (рис. 8.3), яка складається з вимикача 1, перемикача 2, чотирьох мішалок 3 і чотирьох ємностей для проведення коагуляції 4.

Проводять два досліди з використанням двох різних коагулянтів:

Дослід 1. Коагуляція у динамічному режимі розчином коагулянту FeCl₃.

Дослід 2. Коагуляція у динамічному режимі розчином коагулянту AlCl₃.

Порядок виконання роботи

1. Підключити установку до джерела струму.
2. Наповнити ємності 4 аналізованою водою (по 2 дм³ моделі в кожну).
3. Додати в кожну ємність розчин коагулянту FeCl₃ з концентрацією 25 г/дм³. В 1-шу – 2 см³, в 2-гу – 4 см³, в 3-тю – 8 см³, в 4-ту – 16 см³. Розрахувати дозу в залежності від об'єму та концентрації внесеного коагулянту.
4. Включити мішалку на максимальні оберти протягом 2-х хвилин (перемикач встановити на 24–25 В).
5. Переключити мішалку на ≈35 об/хв (перемикач встановити на 14 В) і залишити на 20–30 хв.
6. Встановити мінімальні оберти ≈25 об/хв (перемикач встановити на 12 В) і залишити ще на 10 хв.

7. Вимикають мішалки, обережно зливають з кожної ємності шар очищеної води (не зачіпаючи осаду) в окремі колби і проводять аналіз очищеної води в кожній колбі на вміст грубодисперсних часток і кольоровість, як вказано в нижче наведеній методиці.

8. Порівнявши отримані дані, роблять висновок відносно оптимальної дози коагулянту.

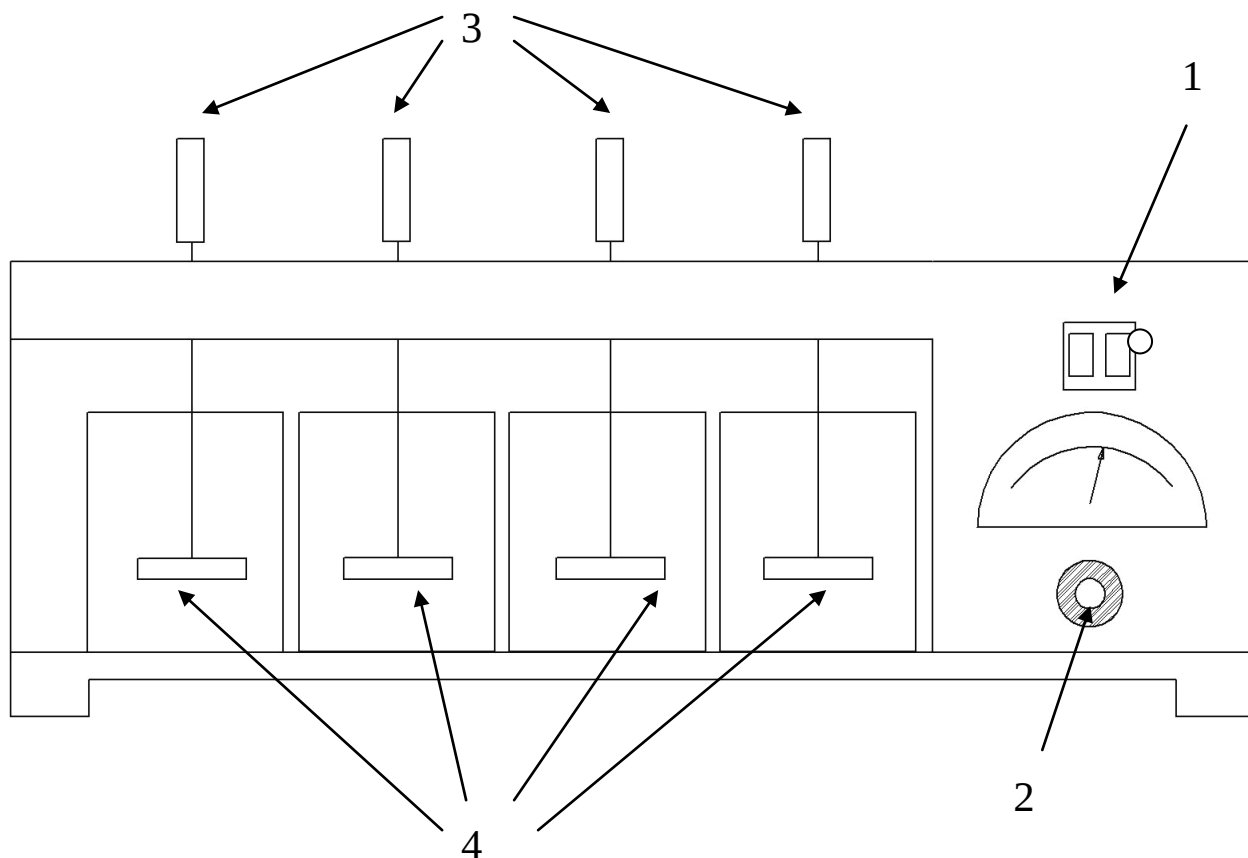


Рисунок 8.3 – Установка для проведення коагуляції в динамічному режимі:

1 – вимикач; 2 – перемикач; 3 – мішалки; 4 – ємності для коагуляції.

Визначення вмісту завислих речовин у вихідній воді

Беззольні фільтри "біла стрічка" кладуть в бюкси і висушують з відкритими кришками при 105°C упродовж 2 год, охолоджують закриті бюкси з фільтром в ексикаторі і зважують на аналітичних терезах.

Крізь підготовлений таким чином фільтр пропускають 100 - 1000 см³ природної чи стічної води (залежно від вмісту грубодисперсних часточок), осад зі стінок колби змивають невеликою порцією фільтрату в лійку з фільтром.

Після фільтрування фільтр з осадом переносять у той самий бюкс (бюкси і фільтри пронумерувати!), висушують при 105° С, охолоджують в ексікаторі і зважують, закривши кришкою. Висушування, охолодження і зважування повторюють до досягнення сталої маси.

Масову концентрацію грубоперсних домішок W обчислюють за формулою:

$$W = \frac{(a-b) \cdot 1000}{V}, \quad \text{мг/дм}^3,$$

де a – маса бюкса з осадом на фільтрі, мг;

b – маса бюкса з висушеним фільтром, мг;

V – об'єм води, см³.

За отриманими результатами обґрунтуйте вибір оптимальної дози коагулянту.

Питання для самоконтролю:

1. Наведіть параметри, що впливають на ефективне проведення процесу коагуляції.
2. Охарактеризуйте вплив гідродинамічного режиму на формування осаду водоочищення.
3. Назвіть джерела утворення забруднень колоїдної ступені дисперсності в промислових стічних водах і їх характеристику.
4. Види коагуляції, стадії утворення і будова міцели.
5. Наведіть характеристику коагулянтів, які використовуються в процесах водопідготовки.
6. Від яких параметрів залежить вибір типу коагулянту в технології водопідготовки?
7. Обґрунтуйте хімізм процесу коагуляції.
8. Наведіть стадії коагуляційного очищення водних об'єктів.

Дослідження впливу основних параметрів на ефективність проточної коагуляції

Мета роботи: виявлення закономірностей формування контактного середовища в процесі коагуляційного очищення води та визначення оптимальної дози коагулянту.

Теоретичні відомості

Для коагуляційного очищення природних і стічних вод як коагулянти найчастіше застосовують солі алюмінію і феруму.

Технологія очищення води коагулянтами складається з таких основних операцій (рисунок 9.1): складування реагентів, попереднє прояснення, підлуження води, підготовка і змішування коагулянту, знебарвлення і прояснення.

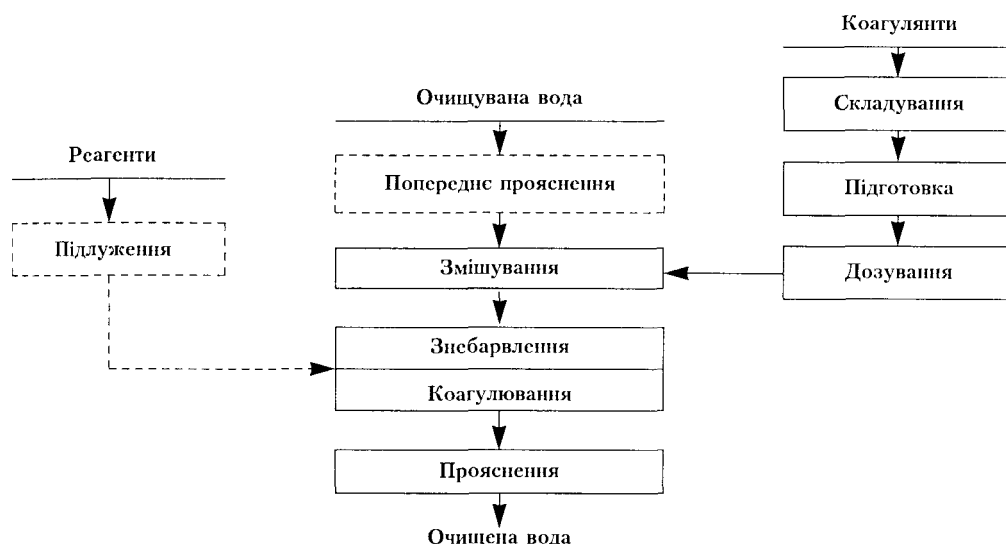


Рис. 9.1. Схема технологічного процесу очищення води коагулянтами.

У разі полідисперсного складу завислих речовин, особливо за наявності поряд з колоїднодисперсними грубодисперсних часток (пісок, часточки руди і нерудних копалин), стічні води попередньо прояснюють у горизонтальних тангенційних і аерованих піскоуловлювачах з коловим або прямолінійним рухом води. Дрібніші мінеральні або органічні зависі відокремлюють також відстоюванням або фільтруванням на повільних фільтрах, заповнених шаром піску і гравію, або мікрофільтрах. Попереднє фільтрування на мікрофільтрах можна здійснювати перед повільними піщаними фільтрами, перед обробкою води коагулянтами або перед швидкими піщаними фільтрами. Як відстійні споруди застосовують ставки-відстійники, горизонтальні відстійники, а також різноманітні відстійники періодичної і безперервної дії (вертикальні, горизонтальні, радіальні, трубчасті, пластинчасті тощо). Для відокремлення грубодисперсних речовин застосовують також гідроциклони напірного і безнапірного типів. Очищувану воду підлюговують, якщо лужний резерв недостатній для задовільного гідролізу коагулянтів.

Для підлюговування води і зв'язування утворюваного під час гідролізу агресивного оксиду карбону (IV) застосовують гідроксид і карбонат натрію, карбонат кальцію і вапно, а також у невеликих кількостях аміак та аміачну воду. У ході підлюговування значення рН підтримують в межах (6,5-7,5). Це сприяє також зменшенню залишкового вмісту алюмінію і феруму в очищуваній воді та зниженню її корозійних властивостей.

Прояснення і знебарвлення каламутних вод з підвищеною твердістю коагулянтами доцільніше здійснювати за високих значень рН, а забарвлених м'яких вод — за знижених. Особливо важливим є порядок введення реагентів. У разі введення підлюговуючих реагентів у забарвлену воду перед додаванням коагулянтів погіршуються процес коагуляції і якість очищення. У воді залишається підвищений вміст забарвлених речовин. Краще знебарвлюється вода в разі введення підлюговуючих реагентів після внесення коагулянтів, оскільки частина забарвлених речовин встигає сорбуватися в момент утворення гідроксидів. Органічні речовини, що містяться у воді у вигляді гуматів натрію,

за низьких значень рН гідролізують з утворенням негативно заряджених часточок. Останні енергійно взаємодіють з позитивно зарядженими поліядерними гідроксокомплексами (міцелами). Тому у разі обробки коагулянтами високозабарвлених вод їх підлужують після введення коагулянтів.

Одним з найважливіших технологічних параметрів процесу очищення води коагуляцією є доза коагулянту, її оптимальна величина залежить від властивостей дисперсної системи: температури, кількості завислих і колоїднодисперсних речовин, кольоровості, іонного складу дисперсійного середовища, значення рН та інших фізико-хімічних показників. У разі недостатньої дози коагулянту потрібний ефект очищення не досягається, а в разі надлишку — поряд з перевитратою високовартісного реагенту в деяких випадках може погіршитися коагуляція.

Зі зменшенням температури оброблюваної води доза коагулянту значно зростає, особливо у разі каламутних вод. Із зменшенням каламутності води вплив температури менший.

При значному вмісті завислих речовин вони вкриваються "кожухом" колоїдних часточок гідроксиду алюмінію, коагулюють, запобігаючи утворенню довгих ланцюгових містків з кулястих часточок. У результаті цього потрібна менша доза коагулянту. Для високозабарвлених вод з підвищенням їх лужності доза коагулянту збільшується, для каламутних — зменшується.

Щоб коагулювання відбувалось швидко і в усьому об'ємі очищуваної води, потрібно інтенсивно змішувати реагенти протягом незначного проміжку часу (1-2 хв в разі мокрого і не більш як 3 хв — сухого дозування реагентів) у гідравлічних або механічних змішувачах. Змішування коагулянту з водою повинно відбуватися так, щоб спочатку утворювалась велика кількість дрібних агрегатів, на поверхні яких хемосорбовані заряджені поліядерні гідроксокомплекси алюмінію, що мають високу активність відносно очищуваних домішок. В одноступінчастій технологічній схемі коагулянт добавляють у безпосередній близькості від фільтрів.

Бажають реагент вводити у відносно невеликий об'єм очищуваної води, а потім швидко змішати її з рештою (роздільне коагулювання). Збільшення початкової концентрації коагулянту сприяє інтенсифікації процесу коагуляції внаслідок підвищення часткової концентрації коагулянту в оброблюваному об'ємі води (концентроване коагулювання). Іноді рекомендують співвідношення об'ємів обробленої і необробленої води 1:1,5. У разі концентрованого коагулювання витрати сульфату феруму зменшуються на 20 – 30 %, знижуються також каламутність і кольоровість води. Ефективним є фракціоноване (дробове або часткове) коагулювання води, за якого коагулянт додають до очищуваної води двома чи кількома порціями або послідовно вводять різні коагулянти. У цьому разі утворюються полідисперсні агрегати коагулянту, а також збільшується період утворення позитивно заряджених поліядерних гідроксокомплексів, у результаті чого коагуляція інтенсифікується.

Рекомендований оптимальний інтервал часу між введенням окремих порцій коагулянту становить 90 - 120 с. У разі знебарвлення води перша доза коагулянту має становити половину загальної.

Періодичне коагулювання ґрунтується на поєднанні методів концентрованого і фракціонованого. Періоди подавання збільшених доз коагулянту чергуються з періодами повного припинення коагулювання. В результаті такої обробки малокаламутної води за двоступінчастою схемою витрати коагулянту зменшуються на 30 – 40 %, ступінь знебарвлення води підвищується. Більш глибоке видалення забарвлюючих домішок зумовлене меншими значеннями рН в період подавання збільшених доз коагулянту.

Інтенсифікації коагулювання досягають також рециркуляцією коагулянту (коагульованої зависі). Суть методу полягає у подаванні частини відпрацьованого осаду в зону дозування свіжих порцій коагулянту. Це сприяє прискоренню процесу й утворенню щільніших пластівців. Застосування цього методу ефективно для інтенсифікації коагулювання малокаламутних вод, при цьому значно (до 30 %) скорочуються витрати коагулянту.

Процес утворення пластівців успішно відбувається при повільному і рівномірному перемішуванні дисперсної системи, що сприяє агломерації дрібних пластівців у більші, які легко осідають. Особливо необхідне перемішування за низьких температур оброблюваної води (нижче 5°C). Під час перемішування прискорюється ріст часточок у результаті їх зіткнення, збільшується взаємозв'язок і утворюються міцні пластівці. Перемішування позитивно впливає на утворення пластівців у тому разі, якщо часточки досягли певного розміру в результаті броунівського руху (кулясті агрегати завбільшки 0,02 мкм і більші).

Перемішування води не повинно бути занадто інтенсивним для запобігання руйнуванню пластівців. Для забезпечення оптимальних умов перемішування перед відстійниками часто влаштовують камери утворення пластівців, у яких за допомогою перегородок або водоворотних пристроїв забезпечується вертикальний чи горизонтальний рух води.

Сформовані пластівці коагулянту разом з адсорбованими домішками відокремлюють від очищеної води в процесі прояснення шляхом відстоювання, фільтрування, центрифугування або флотації. В практиці підготовки води завислі речовини спочатку відокремлюють відстоюванням, а потім фільтрують. Зазвичай застосовують горизонтальні, вертикальні або радіальні відстійники.

Для глибокого видалення з води грубодисперсних частинок, пластівців коагулянту і коагульованих частинок застосовується фільтрування, тобто пропускання води через зернистий чи поруватий матеріал, завантажений в освітлювальні фільтри. При фільтруванні води тверді частинки затримуються на поверхні і в товщі фільтруючого матеріалу. У результаті фільтрування відбувається освітлення води. Якщо застосовується попередня коагуляція в освітлювачі, у якому затримується основна маса суспензії, і на фільтри надходить вода, що містить дрібні завислі частинки, фільтрування протікає не на поверхні, а в товщі фільтруючого шару. При такому процесі повніше

використовується вся товща зернистого завантаження фільтру і забезпечується високий ступінь очищення.

Такий процес має місце при фільтруванні води крізь фільтри після коагулювання і попереднього освітлення. Разом з водою у фільтри надходять дрібні пластівці, що не встигли осісти в освітлювачах. При фільтруванні ці пластівці прилипають до зерен фільтруючого матеріалу й вода освітлюється. Основним фактором, що визначає ефект освітлення води фільтрами, є не співвідношення розмірів частинок, що надходять на фільтр, і пор у фільтруючому шарі, як це передбачалося раніше, а здатність частинок прилипати до поверхні зерен, завантажених у фільтри, що є результатом хімічної обробки води коагулянтном. Досвід показує, що при фільтруванні стійкої суспензії, не обробленої коагулянтном, навіть досить великі частинки вільно проходять через весь фільтруючий шар. Навпаки, при фільтруванні коагульованої води у фільтруючому шарі затримуються частинки будь-яких розмірів аж до дрібних, чим досягається високий ефект освітлення води при порівняно високих швидкостях фільтрування.

Залежно від фільтрувального шару розрізняють фільтри: із зернистим завантаженням (фільтрувальний шар — кварцовий пісок, керамзит, мармур, аглопорит, дроблений антрацит, шунгізит, магномаса, пінополістирол та ін.): сітчасті (фільтрування крізь сітку з розміром комірок 40 мкм); тканинні (фільтрування крізь бавовняні, сукняні, льняні, скляні або капронові тканини) і наливні (фільтрувальний шар — деревне борошно, азбестове кришиво, діатоміт тощо). Зернисті фільтри застосовують для відокремлення грубодисперсних часточок, тканинні — тонкодисперсних і наливні — для очищення тонкодисперсних часточок малокаламутних вод.

Залежно від швидкості фільтрування зернисті фільтри поділяють на повільні $V=(0,1 - 0,2)$ м/год, швидкі $V = (5,5 - 15)$ м/год і надшвидкі $V= 25$ м/год. За величиною зерен фільтрувального завантаження розрізняють фільтри дрібнозернисті (повільні фільтри з розміром зерен верхнього шару піску $0,3\div 1$ мм), середньозернисті (швидкі фільтри з розміром зерен верхнього

шару піску $0,5 \div 0,8$ мм) і крупнозернисті (попередні фільтри з розміром зерен верхнього шару піску $1 \div 2$ мм). Фільтри, завантажені однорідним шаром фільтрувального завантаження, називають одношаровими. Фільтри, завантажені неоднорідним за густиною і розміром зерен завантаженням, - багат шарові.

Методика виконання роботи

Дослідження проточної коагуляції здійснюють на експериментальній установці (рис. 9.2).

Апаратура

Піпетки на 100 см^3 – 5 шт.; конічні колби для титрування на 250 см^3 – 5 шт.; рН-метр; беззольні фільтри середньої щільності "біла стрічка"; що затримують зависі розміром 10–20 мкм; бюкси з кришками; сушильна шафа; скляна лійка; муфельна піч; фарфорові тиглі; щипці; аналітичні терези; мірні циліндри; ексикатор; піпетки; мірний циліндр місткістю 250 см^3 ; колби термостійкі для кип'ятіння; лійки.

Реактиви та матеріали

Каолін; модельна вода 20 дм^3 ; дистильована вода; розчин коагулянту $25 \text{ г/дм}^3 \text{ FeCl}_3$; AlCl_3 - 25 г/дм^3 ; насичений розчин Ca(OH)_2 ; розчини хлоридної кислоти – 0,05 М та 0,1 М; розчин гідроксиду натрію 0,1 М; індикатори – метиловий оранжевий, фенолфталеїн, 0,05 М розчин трилону Б (динатрієвої солі етилендіамінтетраоцтової кислоти); аміачний буферний розчин (рН 10); індикатори – хромовий темно-синій.

Хід виконання роботи

Хімічні аналізи на вміст завислих часточок; твердість, лужність і рН середовища визначають у зразках вихідної води, води після освітлювача та після механічного фільтру.

Дослід 1. Визначення вмісту завислих речовин у пробі води

Беззольні фільтри "біла стрічка" кладуть в бюкси і висушують з відкритими кришками при 105° С упродовж 2 год, охолоджують закриті бюкси з фільтром в ексикаторі і зважують на аналітичних терезах.

Крізь підготовлений таким чином фільтр пропускають 100—1000 см³ природної чи стічної води (залежно від вмісту грубодисперсних часточок), осад зі стінок колби змивають невеликою порцією фільтрату в лійку з фільтром.

Фільтр з осадом переносять у той самий бюкс (бюкси і фільтри пронумерувати!), висушують при 105° С, охолоджують в ексикаторі і зважують, закривши кришкою. Висушування, охолодження і зважування повторюють до досягнення сталої маси.

Масову концентрацію грубодисперсних домішок X обчислюють за формулою:

$$X = \frac{(a - b) \cdot 1000}{V}, \quad \text{мг/дм}^3,$$

де a – маса бюкса з осадом на фільтрі, мг;

b – маса бюкса з пустим фільтром, мг;

V – об'єм води, см³.

Дослід 2. Визначення загальної лужності води

Якщо в пробі є завислі речовини, то їх перед визначенням лужності видаляють. Необхідно також мати на увазі, що при загальній лужності, менш

ніж 0,4 ммоль/дм³ визначення слід повторити для уточнення титруванням проби води 0,05 М розчином кислоти. Якщо вода інтенсивно забарвлена, то титрування проводять або на рН-метрі без індикатора, або після пропускання води крізь шар активованого вугілля.

При звичайному визначенні лужності 100 см³ проби титрують 0,1 М розчином соляної (хлорводневої) кислоти за наявності метилового оранжевого до переходу забарвлення з жовтого на золотисто-рожеве. Щоб підвищити точність визначення лужності проб води в процесі титрування, пробу продувають повітрям.

Загальну лужність розраховують за формулою:

$$L_{\text{заг}} = \frac{C_{\text{HCl}} \cdot V_{\text{HCl}} \cdot 1000}{V},$$

де $L_{\text{заг}}$ – загальна лужність води, ммоль/дм³;

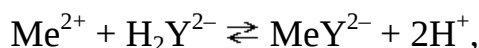
C_{HCl} – концентрація кислоти, моль/дм³;

V_{HCl} – об'єм розчину кислоти витрачений на титрування, см³;

V – об'єм проби води, см³.

Дослід 3. Визначення твердості води

Загальну твердість води визначають за допомогою комплексометричного методу. При цьому іони кальцію та магнію утворюють комплексні сполуки з трилоном Б:



де Me^{2+} – іони Ca^{2+} і Mg^{2+} ;

H_2Y^{2-} – трилон Б.

Піпеткою або мірною колбою відбирають 100 см³ аналізованого зразка води, переносять до конічної колби для титрування (об'ємом 250 см³), додають 5 см³ аміачного буферного розчину, 3–5 крапель індикатору хромового темно-синього. При цьому, якщо у воді є іони Ca^{2+} та Mg^{2+} , розчин набуває фіолетово-

малинового кольору. Розчин повільно титрують 0,05 М розчином трилону Б до утворення сіро-синього забарвлення.

Загальну твердість води розраховують за формулою:

$$T_{B_{\text{заг}}} = \frac{V_1 C_1 \cdot 1000}{V},$$

де $T_{B_{\text{заг}}}$ – загальна твердість води, ммоль/дм³;

V_1 – об'єм розчину трилону Б, витраченого на титрування, см³;

C_1 – концентрація розчину трилону Б, моль/дм³;

V – об'єм зразка води, узятої для аналізу, см³.

Завдання

Для проведення процесу коагуляції необхідно перевірити герметичність установки (рис. 9.2) та підготувати її до роботи за наступною методикою:

1. У моделі води визначають (за наведеними вище методиками) вміст завислих речовин(мутність), загальну твердість води, лужність та рН.
2. Визначи необхідну кількість коагулянту та вапняного молока для проведення процесу коагуляції-освітлення. Дози коагулянту та вапняного молока задаються викладачем.
3. Закрити всі крани на установці.
4. За допомогою *крана 3* наповнити необхідним об'ємом коагулянту бюретку *10*.
5. За допомогою *крана 2* наповнити бюретку *11* розчином Ca(OH)_2 з концентрацією 0,04 моль/дм³.
6. Відкрити *кран 1* подачі вихідної води на освітлення.
7. Відкрити *кран 4* подачі насиченого розчину Ca(OH)_2 на змішування з вихідною водою (*кран 2* закритий).

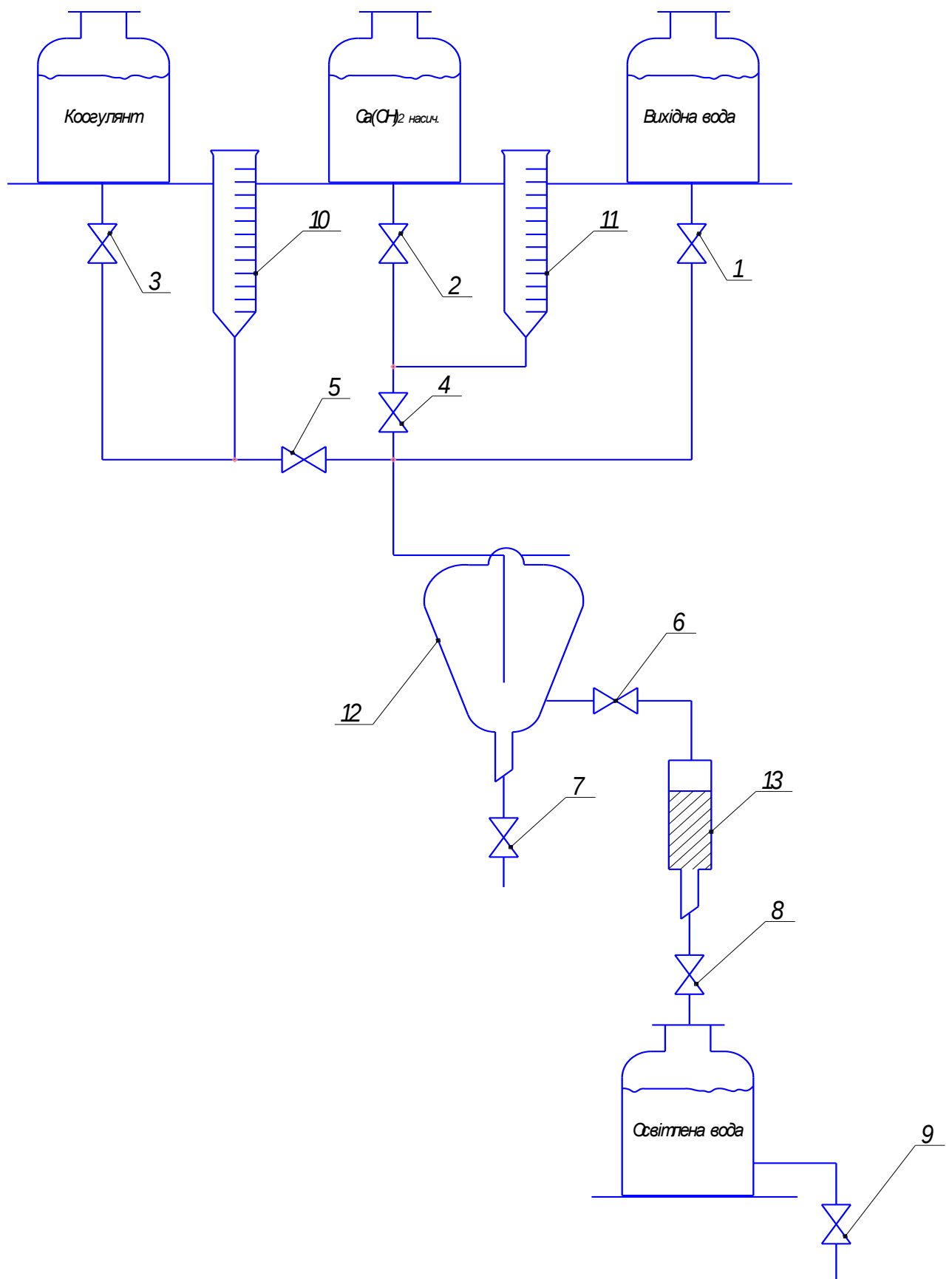


Рис. 9.2. Схема експериментальної установки процесу коагуляції з вапнуванням: 1 – 9 – крани; 10, 11 – бюретки; 12 - освітлювач; 13 – вугільний фільтр.

8. Відкрити *кран 5* подачі коагулянту на змішування з вихідною водою (*кран 1* закритий).
9. В процесі роботи відбирають пробу води до антрацитового механічного фільтру(після крану 6) і проводять визначення загальної твердості води та вмісту завислих часток за наведеними в вище методиками.
10. Під час процесу коагуляції відкривають *крани 6* подачі води на антрацитовий фільтр *13* та *кран 8* подачі води у збірник освітленої води.
11. Із баку освітленої води відбирають проби для визначення вмісту завислих речовин, загальної твердості та рН, після проведення процесу коагуляції з вапнуванням.

Таблиця 9.1 - Результати експериментальних досліджень

Показники	Вихідна вода	Вода після освітлювача	Вода після механічних фільтрів
Мутність, мг/дм ³			
Загальна твердість води, ммоль-екв/ дм ³			
Лужність, ммоль/ дм ³			
рН			

Питання для самоконтролю:

1. Наведіть умови (режим) утворення контактного середовища у завислому стані.
2. Як впливає характеристика оброблюваної води на ефективність проведення процесу?
3. Від яких умов залежить вибір типу коагулянту? Порівняльна характеристика коагулянтів на основі сполук феруму і алюмінію.
4. Наведіть типи освітлювачів та принцип їх дії.
5. Охарактеризуйте загрузку фільтрів, яка використовується в технології водопідготовки.
6. Типи освітлювальних фільтрів та принцип їх роботи.

Список рекомендованой літератури

1. **Запольський, А.К.** Водопостачання, водовідведення та якість води: [Текст] / Запольський А.К. – К.: Вища школа, – 2005. – 671 с.
2. **Тугай, А.М.** Водопостачання: [Текст] / Тугай А.М., Орлов В.О. – К.: Знання, –2009. – 735 с.
3. Экологические аспекты современных технологий охраны водной среды: [Текст] / Под ред. В.В. Гончарука/ – К.: Наукова думка, –2005. – 400 с.
4. **Запольський, А.К.** Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод: [Текст] / Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А., Астрелін І.М. та ін. – К.: Лібра, – 2000. – 552 с.
5. **Набиванець, Б.Й.** Аналітична хімія поверхневих вод: [Текст] / Набиванець, Б.Й., Осадчий В.І., Осадча Н.М., Набиванець, Ю.Б. – К.: Наук.думка, – 2007. – 455с.
6. **Золотова, Е.Ф.** Очистка воды от железа, фтора, марганца и сероводорода [Текст] / Золотова Е.Ф., Асе Г.Ю. – М.: Стройиздат, –1975. – 176 с.
7. **Андреева, Т.Б.** Методические рекомендации по определению фторсодержащих веществ в сырье, продуктах и отходах производств фосфора и фосфорных удобрений: [Текст] / Андреева Т.Б., Белякин Л.Н. –Л.: ЛенНИИ Гипрохим, –1983. – 32 с.
8. **Кульский, Л.А.** Справочник по свойствам, методам анализа и очистке воды: [Текст] / Кульский Л.А., Гороновский И.Т., Когановский А.М., Шевченко М.А. – К.: Наук. думка , 1980 – Ч.1,2. – 1206 с.
9. **Николадзе, Г.И.** Технология очистки природных вод: [Текст] / Николадзе Г.И. – М.: В. шк., – 1987. – 479 с.
10. **Таубе, П.Р.** Практикум по химии воды: [Текст] / Таубе П.Р., Баранова А.Г. – М.: Высш. шк., –1971. – 128 с.
11. **Кульский, Л.А.** Теоретические основы и технология кондиционирования воды: [Текст] / Кульский Л.А. – К.: Наук. Думка, – 1980. –564 с.
12. **Николадзе, Г.И.** Обезжелезивание природных и оборотных вод: [Текст] / Николадзе Г.И. – М.: Стройиздат, – 1978. – 160 с.

13. **Николадзе, Г.И.** Водоснабжение: [Текст] / Николадзе Г.И. – М. Стройиздат, – 1989. – 496 с.
14. **Шкроб, М.С.** Водоподготовка: [Текст] / Шкроб М.С., Вихрев В.Ф. – М.: Энергия, – 1973. – 416 с.
15. **Беличенко, Г.И.** Замкнутые системы водообеспечения химических производств: [Текст] / Беличенко Г.И., Гордеев Л.С., Комиссаров Ю.А. – М.: Химия, – 1996. – 416 с.
16. Лурье Ю. Ю. Аналитическая химия промышленных сточных вод / Лурье Ю. Ю. – М. : Химия, 1984. – 448 с.
17. **Кожин, А.И.** Очистка питьевой и технической воды: [Текст] / Кожин А.И. Примеры и расчеты. – М.: Стройиздат, – 1971. – 304 с.
18. **Громогласов, А.А.** Водоподготовка: процессы и аппараты: [Текст] / Громогласов А.А., Копылов А.С., Пильщиков А.П. – М.: Энергоатомиздат, – 1990. – 272 с.
18. **Николадзе Г.И.** Улучшение качества подземных вод: [Текст] / Николадзе Г.И. – М.: Стройиздат, – 1987. – 240 с.
19. **Кастольский, А.А.** Подготовка воды для питьевого и промышленного водоснабжения: [Текст] / Кастольский А.А., Минц Д.М. – М.: Высш. шк., – 1962. – 558 с.
20. Комплексная переработка шахтных вод / Под.ред. А.Т. Пилипенко. – К.: Техніка, – 1985. – 183 с.
21. **Кульский, Л.А.** Технология водоочистки на атомных энергетических установках: [Текст] / Кульский Л.А., Страхов Э.Б., Волошинова А.М. – К.: Наук. думка, – 1986. – 272 с.
22. **Семенюк, В.Д.** Комплексное использование воды в промышленном узле: [Текст] / Семенюк В.Д., Терновцев В.Е. – К.: Будівельник, – 1974. – 232 с.
23. **Торошечников, Н.С.** Технический анализ и контроль в производстве неорганических веществ: [Текст] / под ред. Н.С. Торошечникова. – М.: Высшая школа, – 1986. – 280 с.

Таблиця А.1 – Деякі головні показники якості питної води

Показники	ГОСТ 2874-82	ДСАНПІН 136/1940-97	ДСАНПІН 2.2.4-171-10	
	вода питна		Водопровідна, в пунктах розливу і бюветах	Фасована
1	2	3	4	5
Загальне мікробне число (при 37°C, 24год), КОЕ/см ³	≤100	≤ 100	≤ 100	≤ 20
Загальні коліформи, КОЕ/100см ³	≤ 3/дм ³	≤ 3/дм ³	відсут.	відсут.
E.coli, КОЕ/100см ³	не регл.	відсут.	відсут.	відсут.
Синегнійня паличка, КОЕ/100см ³	не регл.	не регл.	не регл.	відсут.
Запах, бали	<2	<2	<2	<0
Вкус, бали	<2	<2	<2	<0
Колірність, град.	<20	<20	<20	<10
Мутність, ЕМФ, мг/дм ³	<1,5	<0,5	<1,0 <0,58	<0,5 <0,3
Твердість загальна, мг-екв/дм ³	≤7	1,5-7	≤7	≤7
Кальцій, мг/дм ³	не регл.	не регл.	не регл.	≤ 130
Магній, мг/дм ³	не регл.	10-80	не регл.	≤ 80
Мідь, мг/дм ³	≤1,0	≤1,0	≤1,0	≤1,0
Лужність загальна, мг-екв/дм ³	не регл.	0,5-6,5	не регл.	≤6,5
Поліфосфати, мг/дм ³	≤3,5	≤3,5	≤3,5	≤0,6
Фториди, мг/дм ³	≤0,7-1,5	≤0,7-1,5	≤0,7-1,5	≤0,7-1,5
Сухий залишок, мг/дм ³	≤1000	100-1000	≤1000	≤1000
pH	6-9	6,5-8,5	6,5-8,5	6,5-8,5
Алюміній, мг/дм ³	≤0,5	≤0,2	≤0,2	≤0,1
Сульфати, мг/дм ³	≤500	≤250	≤250	≤250
Хлориди, мг/дм ³	≤350	≤250	≤250	≤250
Арсен, мг/дм ³	≤0,05	≤0,01	≤0,01	≤0,01
Плюмбум, мг/дм ³	≤0,03	≤0,01	≤0,01	≤0,01
Кадмій, мг/дм ³	не регл.	≤0,001	≤0,001	≤0,001
Ферум загальний, мг/дм ³	≤0,3	≤0,3	≤0,2	≤0,2
Манган, мг/дм ³	≤0,1	≤0,1	≤0,05	≤0,05

Продовження таблиці А.1

1	2	3	4	5
Цинк, мг/дм ³	≤ 5,0	не регл. *	≤ 1,0	≤ 1,0
Молібден, мг/дм ³	≤ 0,25	не регл.	≤ 0,07	≤ 0,07
Ртуть, мг/дм ³	не регл.	не регл. *	≤ 0,0005	≤ 0,0005
Хлор активний, мг/дм ³	0,3-0,5	0,3-0,5	≤ 0,5	≤ 0,05
Хлор зв'язаний, мг/дм ³	0,8-1,2	0,8-1,2	≤ 1,2	≤ 0,05
Нітрати, мг/дм ³	≤ 45	≤ 45	≤ 50	≤ 10
Окиснюваність, мгО ₂ /дм ³	не регл.	≤ 4	≤ 5	≤ 5
Натрій, мг/дм ³	не регл.	не регл.	≤ 200	≤ 200
Аммоній (Σ NH ₃ , NH ₄), мг/дм ³	не регл.	не регл.	≤ 0,5	≤ 0,1
Нітрити, мг/дм ³	не регл.	не регл.	≤ 0,5	≤ 0,5
Кремній, мг/дм ³	не регл.	не регл.	≤ 10	≤ 10
Срібло, мг/дм ³	не регл.	не регл.	не регл.	≤ 0,025
Йод, мг/дм ³	не регл.	не регл.	не регл.	≤ 50
оксид хлора (IV), мг/дм ³	не регл.	не регл.	≤ 0,1	не регл.
Поліакриламід, мг/дм ³	≤ 2	не регл.	≤ 2	≤ 0,2
Формальдегід, мг/дм ³	не регл.	не регл.	≤ 0,05	≤ 0,05
Хлороформ, мг/дм ³	не регл.	≤ 0,06	≤ 0,06	≤ 0,006

Навчальне видання

МЕТОДИЧНІ РЕКОМЕНДАЦІЇ

до виконання лабораторних робіт з дисципліни

«Технологія та обладнання одержання питної та технічної води»

для студентів хіміко-технологічного факультету

спеціальності 7.05130101, 8. 05130101

«Хімічні технології неорганічних речовин»

Укладачі: І.М. Астрелін, д-р техн. наук, проф.

Н.М. Толстопалова, канд. техн. наук, доц.

Т.І. Обушенко, ст. викладач.

І.В. Косогіна, канд. техн. наук, асистент

Г.В. Кримець, асистент

О.Б. Костоглод, асистент

Редактор